

INSTITUT D'ESTUDIS CATALANS
ARXIU DE LES SECCIONS DE CIÈNCIES, CVIII
SECCIÓ DE CIÈNCIES BIOLÒGIQUES

CHRISTIAN PAPIÓ I PERDIGÓ

ECOLOGIA DEL FOC
I REGENERACIÓ
EN GARRIGUES I PINEDES
MEDITERRÀNIES

PREMI ARTUR BOFILL I POCH 1991

BARCELONA
1994

ECOLOGIA DEL FOC I REGENERACIÓ
EN GARRIGUES I PINEDES MEDITERRÀNIES

INSTITUT D'ESTUDIS CATALANS
ARXIU DE LES SECCIONS DE CIÈNCIES, CVIII
SECCIÓ DE CIÈNCIES BIOLÒGIQUES

CHRISTIAN PAPIÓ I PERDIGÓ

ECOLOGIA DEL FOC
I REGENERACIÓ
EN GARRIGUES I PINEDES
MEDITERRÀNIES

PREMI ARTUR BOFILL I POCH 1991

BARCELONA
1994

Biblioteca de Catalunya. Dades CIP:

Papio i Perdigó, Christian

Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies

Premi Artur Bofill i Poch 1991. –

Bibliografia

ISBN 84-7283-275-9

I. Institut d'Estudis Catalans. Secció de Ciències Biològiques

II. Títol III. Col·lecció 1. Ecologia dels focs – Mediterrània (Regió)

2. Regeneració (Silvicultura) – Mediterrània (Regió)

630.43.(262)

© Christian Papio i Perdigó

© 1994, Institut d'Estudis Catalans, per a aquesta edició

Editat per l'Institut d'Estudis Catalans

Carme, 47. 08001 Barcelona

Primera edició: desembre de 1994

Tiratge: 600 exemplars

Compost i imprès a Romargraf, SA

Joventut, 55. 08904 L'Hospitalet de Llobregat

ISBN: 84-7283-275-9

Dipòsit legal: B. 43.093-1994

A proposta d'una ponència formada pel senyor Joan-Pere Vilà i Hors, de l'Institut Català d'Estudis Agraris, i el senyor Ramon Margalef i López i la senyora Mercè Durfort i Coll, agregats a la Secció de Ciències, l'Institut d'Estudis Catalans, en sessió plenària tinguda el dia 5 d'abril de 1991, acordà per unanimitat de concedir el Premi Artur Bofill i Poch al senyor Christian Papió i Perdigó pel seu treball *Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies*.

En la sessió plenària del 18 de desembre de 1993, l'Institut prengué l'acord de publicar la dita obra, la qual, amb el títol *Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies*, és editada a cura del senyor Joandomènec Ros i Aragonès.

This One



DUNY-SPW-7TN9

*A tots els qui projecten la seva existència
vers un món sa i un entorn harmònic*

TAULA

Resum	13
<i>Abstract</i>	25
Presentació i agraïments	17
Part I. Introducció general i caracterització de l'àrea d'estudi	21
1. El foc i la vegetació	23
2. La successió i el restabliment de la vegetació posterior al foc	33
3. Plantejament i visió general del contingut dels treballs	41
3.1. Tractament de les dades	46
4. Característiques de la zona d'estudi	46
4.1. Marc geològic i edàfic	46
4.2. Clima	48
4.3. Vegetació	51
4.4. Impacte de l'incendi de 1982	54
4.5. Descripció de les principals parcel·les d'estudi	55
4.6. Anàlisi dels sòls d'algunes de les parcel·les d'estudi	58
Part II. Dinàmica i regeneració vegetal posterior a l'incendi	61
Introducció	63
Objectius	67
5. Resposta al foc de les principals espècies vegetals	68
5.1. Mètodes	68
5.2. Formes de regeneració	69
5.3. Fructificació després del foc	71
5.4. Aparició de noves espècies	73
5.5. Dinàmica i biologia dels principals grups d'espècies	73
6. Rebrotada i desenvolupament, després del foc, dels quatre arbusts més freqüents	79
6.1. Mètodes	79
6.2. Resultats	85
7. Evolució de la fitomassa i d'altres paràmetres associats	97
7.1. Mètodes	97
7.2. Resultats	99
Discussió de la part II	112
Conclusions de la part II	132

Part III. Restabliment del pi blanc després del foc	135
Introducció	137
Objectius	139
8. Regeneració i desenvolupament del pi blanc en els 5 primers anys de vida	141
8.1. Mètodes	141
8.2. Resultats	144
9. Desenvolupament del pi blanc en un lapse ampli (3-51 anys)	157
9.1. Mètodes	157
9.2. Resultats	159
10. Restabliment del pi blanc en diverses condicions ecològiques	163
10.1. Prospecció i mostreig en el camp	163
10.2. Tractament de les dades	165
10.3. Resultats	166
Discussió de la part III	179
Conclusions de la part III	187
Part IV. Factors estructurals i risc d'incendi	189
Introducció	191
Objectius	196
11. Característiques estructurals de cinc espècies arbustives de la garriga mediterrània	198
11.1. Àrea d'estudi	198
11.2. Mètodes	199
11.3. Paràmetres avaluats	202
11.4. Resultats	203
12. Dinàmica estival del contingut hídric vegetal en una garriga i en una pineda	214
12.1. Material i mètodes	214
12.2. Resultats	215
13. Anàlisi comparativa de diversos índexs estructurals relatius al risc d'incendi	222
13.1. Material i mètodes	222
13.2. Resultats	225
Discussió de la part IV	230
Conclusions de la part IV: nivells de risc	243
Part V. Efectes de dos tipus de tallades sobre les principals espècies de la garriga	245
Introducció	247
Objectius	248
14. Efectes de successives tallades recurrents	250

14.1. Mètodes	250
14.2. Resultats	251
15. Efecte d'una tallada selectiva de tiges	258
15.1. Mètodes	258
15.2. Resultats	259
Discussió de la part v	263
Conclusions de la part v	267
Part VI. Conclusions generals	269
Bibliografia	275

RESUM

La majoria de les espècies vegetals del Garraf (67 % de les llenyoses i 47 % de les restants espècies vivaces) es restableixen després del foc per rebrotada a partir de les seves estructures subterrànies. El 17 % dels arbres i arbusts i el 28 % de les herbes i subarbusts es refan exclusivament per germinació, mentre que la resta es regeneren solament per rebrotada i germinació. Les espècies de rebrotada són les que primer es veuen després de l'incendi i resulten més abundants en les garrigues, màquies i alzinars, mentre que les que es regeneren exclusivament o preferentment per germinació triguen més a aparèixer i es troben principalment en els prats de *Brachypodium retusum*, brolles i pinedes. De les cinquanta espècies més freqüents al Garraf, només *Juniperus phoenicea* presenta dificultats en el seu restabliment, en no haver-se observat plàntules durant els cinc anys de seguiment.

En les espècies llenyoses rebrotadores s'observa la formació de nombroses tiges durant els primers mesos després del foc. Moltes d'aquestes tiges presenten un gran desenvolupament (en llargària, nombre de nusos i ramificacions), sobretot durant els dos primers anys després del foc. Aquest desenvolupament varia segons l'arbust. De major a menor creixement primari, tenim: *Daphne gnidium* > *Pistacia lentiscus* > *Quercus coccifera* > *Erica multiflora*; i de més alt a més baix nombre de ramificacions per tija: *Q. coccifera* > *D. gnidium* > *P. lentiscus* > *E. multiflora*. Aquest alt desenvolupament fa que la producció sigui molt elevada durant els primers anys després de l'incendi. Així, al cap de quatre o cinc anys del foc la biomassa arbustiva arriba a ser del 50 % de la que hi ha en les àrees no cremades dels voltants, mentre que l'estrat herbaci pot presentar una fitomassa de més del doble de la d'aquestes zones. Posteriorment, el desenvolupament de *Q. coccifera* és molt semblant al de les àrees no cremades.

Les pinedes de *Pinus halepensis* són més vulnerables a incendis freqüents que no les garrigues. Un interval entre dos focs inferior a 15-20 anys afecta greument els pins (si es crema una àrea extensa i no en queden gaires). Això s'explica per l'edat necessària per al desenvolupament de les pinyes i perquè la germinació dels pinyons procedents dels arbres cremats té lloc únicament durant els dos anys després de l'incendi.

Els pinetons moren principalment durant el primer any de la seva germinació o repoblació. Després, la mortalitat de plàntules és molt inferior.

La densitat de regeneració natural dels pinetons depèn sobretot de la densitat dels pins cremats i també del seu desenvolupament (àrea basal). La regeneració fou més alta en les parts baixes i planes (àrees de conreu abandonades, algunes garrigues) que en les més inclinades. El desenvolupament de les plàntules resulta més elevat en les àrees de menor recobriment arbustiu i pedregositat (àrees de conreu abandonades) que en les garrigues.

En estius secs s'incrementa el perill d'incendi a mesura que augmenta el nombre de dies transcorreguts des de les darreres precipitacions. Això es manifesta per la disminució del contingut hídric primer en la virosta, branquillons morts i gramínies i després en alguns arbusts (com ara *Rosmarinus officinalis*, *E. multiflora*) i, finalment, per la mort de mates de gramínies i de branquillons d'espècies llenyoses.

D'acord amb el seu contingut hídric i el conjunt de característiques estructurals analitzades, podem ordenar de més alt a més baix risc potencial d'incendi: 1) *Ulex parviflorus* i *Genista scorpius*, 2) *P. halepensis*, *Juniperus oxycedrus*, *Rhamnus lycioides* i *D. gnidium*, 3) *Phillyrea latifolia*, *P. angustifolia*, *Cistus salvifolius* i *E. multiflora*, 4) *Quercus ilex* i *Q. coccifera*, 5) *Rhamnus alaternus* i *Arbutus unedo*, 6) *Chamaerops humilis*, *Juniperus phoenicea* i *P. lentiscus*, i 7) *Ceratonia siliqua*.

La rebrotada, tant en *Q. coccifera* com en les graminoides, depèn estretament del desenvolupament anterior a la pertorbació (com ara tallada). Com més *Q. coccifera* hi hagi, menor serà la capacitat de rebrotar de les graminoides (principalment *B. retusum*). Tant *Q. coccifera* com les graminoides poden resistir bé tres tallades consecutives (una per any) a l'estiu.

Una tallada del 80-90 % de les tiges, tot deixant-ne les més desenvolupades, comporta la formació de més rebrots dels que s'havien tallat. En unes espècies (*D. gnidium*, *E. multiflora*), el desenvolupament dels rebrots deixats drets es veu estimulat durant els mesos següents a la tala, mentre que en d'altres (*P. lentiscus*, *Q. coccifera*) no és així.

ABSTRACT

FIRE ECOLOGY AND REGENERATION IN MEDITERRANEAN GARRIGUES AND PINE WOODLANDS

Most of plant species from Garraf (67 % of total woody plants and 47 % of total remaining perennial ones) regenerate after fire by sprouting from their underground organs. 17 % of trees and shrubs and 28 % of grasses and sub-shrubs are obligate seeders whereas the rest are facultative sprouter-seeders. Resprouting species are the first appearing after fire and are the most abundant ones in garrigues, macchia and holm oak forests. Obligate seeders become visible later on and are mainly found in *Brachypodium retusum* grasslands, low shrublands and pine woodlands. Among the 50 most frequent species in Garraf, *Juniperus phoenicea* is the only one which difficulties in recovering from fire. No seedlings were observed during the five years study.

Resprouting shrubs recruit a high number of shoots some months after fire. Most of these shoots show a high growth (in length, nodes number, branches and twigs) throughout the two years after fire. Growth rate depends on the different species. The species arranged from larger to shorter primary growth are: *Daphne gnidium* > *Pistacia lentiscus* > *Quercus coccifera* > *Erica multiflora*. Species arrangement from higher to lower number of twigs per shoot is: *Q. coccifera* > *D. gnidium* > *P. lentiscus* > *E. multiflora*. In the early years after fire the yield becomes very high as a result of this increased development. Therefore, 4 or 5 years after fire, the shrub biomass becomes 50 % of the unburned neighbouring areas, whereas the herbaceous strata can show a phytomass twice than of unburned areas. Afterwards, the *Quercus coccifera* development is very similar in both burned and unburned areas.

Pinus halepensis woodlands are more sensitive to frequent fires than garrigues. A fire interval of less than 15-20 years affects seriously the pines (if an extend area is burned and few trees survive). This can be explained by the lapse needed to develop cones and because pine seed germination from burned trees only occur during the two years after fire. Pine seedling mainly die the first year of their germination or afforestation. Afterwards, seedlings mortality is lower.

Pine seedling density of natural regeneration mainly depends on the burned pines density as well as its development (basal area). Regeneration was higher in low and flat areas (abandoned arable lands, some garrigues) than in slope ones. Seedlings growth is higher in low shrubby recover and stony areas (old fields) than in garrigues.

During dry summers fire hazard increases as well as the number of elapsed days since the last rainfalls. This is due to the decrease of water content, firstly in litter, dead twigs and grasses, secondly in some shrubs (vg. *Rosmarinus officinalis*, *E. multiflora*) and finally by the death of gramineous tussocks and twigs of woody plants.

According the water content and structural characteristics analysed we can arrange from hagher to lower potential fire risk: (1) *Ulex parviflorus* and *Genista scorpius*, (2) *P. halepensis*, *Juniperus oxycedrus*, *Rhamnus lycioides* and *D. gnidium*, (3) *Phillyrea latifolia*, *P. angustifolia*, *Cistus salvifolius* and *E. multiflora*, (4) *Quercus ilex* and *Q. coccifera*, (5) *Rhamnus alaternus* and *Arbutus unedo*, (6) *Chamaerops humilis*, *Juniperus phoenicea* and *P. lentiscus* and, (7) *Ceratonia siliqua*.

Resprout growth vigour (in *Q. coccifera* and grasses) strongly depends on the development before the disturbance (v. g. clipping). Resprouting ability of grasses (mainly *B. retusum*) decreased with increasing *Q. coccifera* occurrence. *Q. coccifera* and *B. retusum* can support three consecutive clipping, once a year, in summer time.

A 80-90 % shoots' clearing (preserving the most developed ones) enhances resprout recruitment in higher density than the clipped shoots. Growth rate of unclipped shoots is enhanced during the months following clearing in some species (*D. gnidium*, *E. multiflora*). In other species (*Q. coccifera*, *P. lentiscus*) growth rate of unclipped shoots is not stimulated.

PRESENTACIÓ I AGRAÏMENTS

L'estudi que presento a continuació és el fruit de més de set anys de treballs efectuats en la Unitat d'Ecologia de la Universitat Autònoma de Barcelona sota la direcció de Jaume Terradas. El resultat d'aquests treballs va ésser redactat en forma de memòria i presentat per optar al grau de doctor en ciències biològiques. El 19 de juny de 1990, el tribunal format per els Drs. O. de Bolòs (president), L. Trabaud, R. M. Masalles i C. Gracia (vocals) i F. Rodà (secretari) va atorgar-li per unanimitat la qualificació d'apte *cum laude*, i es convertí així en la primera tesi doctoral llegida a Catalunya sobre els efectes dels incendis damunt la vegetació i la seva posterior regeneració.

Posteriorment, el contingut d'aquesta tesi doctoral va ésser presentat en la cinquena convocatòria del Premi Artur Bofill i Poch, ofert al millor treball d'investigació sobre zoologia, ecologia o biologia general referent a les terres catalanes. L'Institut d'Estudis Catalans va atorgar-li l'esmentat guardó el 5 d'abril de 1991. L'obtenció d'aquest valuós premi és el que ha permès la publicació íntegra del contingut d'aquest estudi.

Al llarg d'aquest treball de set anys de durada he rebut l'ajut i la col·laboració de bastants persones que m'han facilitat i m'han fet més agradables les tasques necessàries per portar-lo a terme. Procuraré deixar constància de les persones que més m'han ajudat, sense ànim de ser exhaustiu i essent conscient que m'oblidaré d'anomenar persones o amics que, d'una manera o una altra, també m'han ensenyat o han contribuït a fer més fàcil i atractiva la realització dels treballs reflectits en aquest volum.

Vull agrair especialment als meus pares l'ajut i les facilitats materials que m'han proporcionat i l'ànim i el suport que m'han transmès en el llarg procés de realització d'aquesta obra. Sense ells, se'm fa difícil de pensar que aquesta immensa tasca hagués arribat al seu final.

Jaume Terradas ha estat qui més ha contribuït, al llarg de tots aquests anys, a ensenyar-me a plantejar, enfocar, expressar i donar a conèixer els resultats i continguts científics dels meus treballs tot llegint esborranys d'informes, projectes d'articles i corregint acuradament la totalitat d'aquest text.

Louis Trabaud, del Centre L. Emberger de Montpellier, m'ha donat un suport constant en les diverses visites i estades que vaig efectuar en aquest centre de recerca ecològica. M'ha permès consultar i fotocopiar (sense limitacions de cap mena) tot allò que m'ha fet falta. Alhora, he rebut el seu ajut i supervisió en els treballs efectuats al Centre d'Études Phytosociologiques et Écologiques (CEPE) (capítol 11, part IV) i sempre s'ha mostrat ben disposat a escoltar i discutir els nombrosos dubtes i preguntes que sobre l'ecologia del foc li he plantejat.

Miquel Riba ha mostrat sempre una excel·lent disposició per ajudar-me a resoldre dubtes, sobretot referents al tractament estadístic de les dades. També he mantingut amb ell fructíferes discussions que han contribuït a la meva formació científica. Ha dedicat moltes hores a ajudar-me, com ho ha fet també amb moltes altres persones de la Unitat d'Ecologia.

Luís López Soria va llegir la major part d'aquest text i hi va aportar comentaris que varen permetre precisar millor alguns aspectes referents a la introducció general, els objectius i les discussions.

De Ferran Rodà he tingut ocasió d'aprendre sobretot qüestions formals de presentació de literatura científica (*abstract*, citacions, bibliografia, gràfics i taules).

Ramon Vallejo i Josep M. Alcañiz varen interessar-se pels resultats de les anàlisis efectuades als sòls d'algunes de les parcel·les estudiades, i també per la interpretació d'aquests resultats.

Jordi Bartolomé va facilitar-me els desplaçaments des de la masia del Vilar de la Castanya, on he trobat sempre un ambient agradable que m'ha permès redactar una part considerable d'aquest treball.

David Bonilla i Pilar Andrés també m'han portat en nombroses ocasions en els seus propis vehicles, la qual cosa m'ha permès un estalvi de temps en els desplaçaments a Bellaterra.

Xavier Pons i Jaume Creus varen tenir la bondat de llegir i millorar el contingut lingüístic català (sintaxi, lèxic i ortografia) en un lapse reduït de temps.

Teresa Casasayas, Mercè Centellas, Àngels Aragó i Joan Maluquer em van acompanyar i ajudar en algunes de les nombroses sortides de camp que vaig fer.

Mercè Cartanyà va realitzar alguns dels gràfics i dibuixos dels capítols 7 i 8.

En les dues estades efectuades al Centre Emberger de Montpellier, a més de trobar-hi un bon ambient de treball i de relació humana, vaig rebre moltes facilitats en les tasques del treball de camp i de laboratori (sobretot de Pascale Arisa i M. Bastide) i de realització de gràfics i figures (taller de dibuix) corresponents al capítol 11, i també en la consulta de material bibliogràfic (biblioteca).

Els altres companys de la Unitat d'Ecologia i del Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) han mostrat també interès pel curs dels meus treballs i també me'n sento agraït. De Carles Castell he rebut orientacions molt útils per al maneig de l'ordinador Mac. Les administratives (la Teresa, la Carme, la Pilar i la Sol), la Teresa (laborant) i en Pedro varen ajudar-me en la realització de tràmits en diverses ocasions durant aquests anys de treball científic.

El personal del Restaurant de la Plana Novella m'ha acollit sempre cordialment. M'ha donat alegria i ànim en les pauses del treball de camp.

Dels amics Lluís Flaquer, David Masalles i Jordi i Xavi Navarro (entre d'altres) he rebut nombroses mostres de confiança, d'ànim i de suport.

Part dels treballs a què farem referència varen comptar amb el finançament de diversos organismes públics: el Servei de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona, la CIRIT de la Generalitat de Catalunya i una beca del Pla de Formació del Personal Investigador del Ministeri d'Educació i Ciència. Part d'aquests estudis s'inscriuen dins el marc del projecte PB 85/0378 de la CICYT.

Desitjo que el fruit d'aquest llarg treball sigui del vostre interès i que el seu contingut pugui ésser d'utilitat per a una gestió i una planificació més encertades del nostre entorn natural.

PART I

**INTRODUCCIÓ GENERAL I CARACTERITZACIÓ
DE L'ÀREA D'ESTUDI**

1. El foc i la vegetació

El foc ha estat un factor ecològic que ha tingut una incidència important en la vegetació mediterrània. Diversos estudis han posat en relleu aquesta incidència, que s'ha donat ja des de temps prehistòrics (com ara Hanes, 1971; Naveh, 1974 i 1975; Trabaud, 1981). Llamps, erupcions volcàniques i fins i tot les espurnes produïdes pel despreniment i fricció de rocs (Kruger, 1979) eren l'origen d'incendis esporàdics però d'abast ampli i només controlables per fortes variacions climàtiques (precipitacions) o ambientals (canvis bruscs topogràfics i/o de vegetació).

L'home va aprendre abans a mantenir el foc i a controlar-lo, que a encendre'l. Hi ha prou indicis per suposar que l'home que poblava la conca mediterrània s'ha valgut del foc almenys des de fa uns 100.000 anys com a mitjà per obtenir més varietat d'aliments, facilitar la recollida de fruits i afavorir la caça (Perles, 1977, tret de Trabaud, 1989). Es considera que no va ser fins fa uns 40.000 a 50.000 anys que l'home va ser capaç de crear i dominar el foc (Trabaud, 1989). Des del neolític (7.000 abans de JC), l'home ha utilitzat el foc per a la creació de pastures que proporcionen més bon aliment i permeten un control més fàcil dels ramats.

De fet, al foc sempre se li ha donat un significat profund, de tipus filosòfic o místic: s'ha considerat com un dels quatre elements essencials («la terra, l'aigua, l'aire i el foc»), i té un significat profund per a la majoria de les religions («el foc purificador» dels musulmans, «l'infern» del cristianisme).

Progressivament el foc es converteix en instrument de guerra com a arma d'atac o de defensa, alhora que preval com a mitjà per a la destrucció dels boscos i la creació de conreus, pastures i terrenys de caça o per mantenir-los. La utilització del foc per a les pràctiques agrícoles i ramaderes fou molt general a Europa des del final de l'edat mitjana fins al final del segle passat. En les garrigues, durant l'edat mitjana, es provocaven regularment els incendis per tal d'afavorir la cotxinilla del coscoll (*Kermococcus vermilio*) amb l'objectiu d'obtenir-ne tints vermells per teyir la llana (Delmas, 1958, tret de Trabaud, 1989).

L'explotació del medi per l'home al llarg de la història ha donat lloc a un paisatge divers i compartimentat. Això és particularment així a la conca mediterrània, amb una llarga història d'explotació i aprofitament dels recursos. La reticulació del paisatge, conseqüència dels diversos usos del sòl i graus d'explotació dels terrenys, deu haver produït canvis importants en la periodicitat, extensió i intensitat del foc, en el sentit de disminuir-ne l'impacte i augmentar-ne el control.

La segona part d'aquest segle, amb el desenvolupament industrial i urbà, comporta, almenys a Europa, un allunyament de l'home del medi i la vida rurals i una lenta però progressiva homogeneïtzació d'àmples zones del paisatge «natural».

En els últims anys, la superfície cremada pels incendis ha augmentat molt, tant a Catalunya, on ha passat d'unes 2.500 ha per any a més de 20.000, de mitjana, a partir de 1973 (Generalitat de Catalunya, 1986), com en el conjunt de la conca mediterrània, on de 200.000 ha cremades per any durant el període 1969-1971 s'ha arribat a 550.000 ha en els anys 1975-1985 (Le Houérou, 1987). En les zones mediterrànies europees (Le Houérou, 1981), el foc tendeix a seguir la densitat de població humana estival (vies de comunicació, pobles, segones residències, etc.). Això s'explica pels usos i l'aprofitament del medi per part de la societat actual, que es caracteritza per: l'excessiva freqüentació del bosc per l'inexpert home urbà durant els dies festius i les vacances d'estiu (construcció de cases a la muntanya, preparació de plats calents en el camp, presència de persones que encenen cigarretes al bosc, etc.), el menor coneixement del camp per part de la majoria dels homes que hi treballen (pastors i pagesos forans, treballadors de companyies elèctriques, de companyies telefòniques, d'obres públiques, bombers, etc.) i l'abandonament de moltes tasques d'explotació del medi natural que no resulten rendibles (com ara carboneig, ramaderia, tallades de manteniment als boscos, etc.). Per exemple, al Garraf els pagesos tallaven sovint el càrritx (*Ampelodesma mauritanica*) com a jaç per als ramats, i també les branques baixes dels pins per afavorir el seu creixement; alhora, els ramats de cabres limitaven el desenvolupament de la garriga, mentre les zones més planes i menys pedregoses es destinaven als conreus (principalment vinyes i cereals). Aquesta explotació tradicional contribuïa a limitar el desenvolupament de la vegetació i a reduir la seva homogeneïtat. Quan s'originava un foc, la població rural es mobilitzava per apagar-lo. En conseqüència, el risc d'un incendi de gran abast era molt més reduït que actualment.

Segons Trabaud (1983a), cada tipus de vegetació tindria el seu punt crític a partir del qual el risc d'incendi és màxim (i, quan les condicions ho permetin, es produirà un foc «catastròfic»). Una més gran freqüència

d'incendis, les cremes controlades, l'estassada o, en definitiva, qualsevol tipus d'explosió del bosc, contribuirien a allunyar o retardar l'arribada del punt crític. Contràriament, la política actual supressiva del foc accentua el risc d'un incendi catastròfic (que cremi milers d'hectàrees). Al *chaparral* californià, Minnich (1983) ha vist que la supressió del foc afavoreix el desenvolupament d'incendis de grans dimensions pràcticament incontrolables en condicions climàtiques adients (altes temperatures, eixut, etc.). Així, caldrà qüestionar-nos si la supressió del foc és sempre la millor manera de combatre els seus efectes. Basant-se en aquests raonaments, l'ordenació del combustible mitjançant les cremes controlades és una pràctica freqüent als Estats Units o al sud d'Austràlia. Als països mediterranis europeus, on les àrees forestals es troben gairebé sempre en zones muntanyoses, l'ús dels focs controlats per a la prevenció dels incendis resulta desaconsellable i perillós almenys en la majoria de les situacions. Però la pràctica actual, tendent a la utilització exclusiva de les tècniques supressives sense l'adopció de mesures d'ordenació del combustible per tal de reduir la seva inflamabilitat (com ara estassada en zones estratègiques, repoblació d'una part de les finques amb espècies de baixa combustibilitat, aclarida de les zones de contacte entre el sotabosc i els arbres, etc.), resulta igualment condemnable. Aquesta manca d'ordenació dels espais forestals fa que la vegetació hi assoleixi freqüentment un desenvolupament que la predisposa a incendis de gran abast, quan l'home de mentalitat urbana, que generalment coneix i respecta poc la natura, hi posa l'espurna.

Les característiques morfofisiològiques de moltes espècies llenyoses mediterrànies (contingut hídric relativament baix, alta proporció de resines, greixos i substàncies volàtils, presència durant llargs períodes d'elements morts a la capçada, llavors amb fortes capes protectores a vegades resistents a les altes temperatures, nombre elevat de tiges sortint d'un mateix sistema subterrani, altes taxes de creixement en els primers anys de rebrotada, etc.) les fan propenses al foc o bé faciliten el seu restabliment posterior a l'incendi. Així mateix, moltes de les formacions vegetals mediterrànies més característiques (garrigues, *chaparral*, pinedes, etc.) presenten una neta continuïtat en l'espai, tant vertical com horitzontal. Aquests trets de la vegetació i dels seus components principals van portar Mutch (1970) a proposar una hipòtesi segons la qual les comunitats vegetals mediterrànies més propenses al foc cremen més fàcilment que les altres, en haver afavorit la selecció natural el desenvolupament de trets o propietats que les fan més inflamables. Aquest plantejament ha estat fortament criticat, tant perquè és simplista, ja que la inflamabilitat (entesa com la facilitat per cremar) no és una característica primària pròpia d'una espècie, com pel fet de considerar aquesta com un caràcter

fixat genèticament, resultat d'un procés de selecció natural que en tot cas resta inexplicat (Snyder, 1984; Troumbis i Trabaud, 1989). Com diuen aquests últims autors, les propietats físiques, estructurals i químiques (com la relació superfície/volum, la densitat del material, la quantitat i distribució del combustible, el contingut hídric, el contingut mineral o en substàncies orgàniques d'alt poder calorífic; vegeu la part IV) que fan més o menys inflamable una espècie, semblen el resultat de factors evolutius diversos (optimització de la producció primària, economia hídrica, aprofitament dels nutrients, defensa dels herbívors, etc.). Cal considerar, per tant, la inflamabilitat com una propietat «emergent» de les comunitats o de les espècies que hi dominen (Troumbis i Trabaud, 1989).

Dintre d'un ecosistema hi ha tres nivells bàsics pel que fa a l'inici, comportament i propagació del foc: la virosta, l'estrat arbustiu i herbaci i l'estrat arbori.

La virosta representa l'element més combustible. Crema generalment sense flama i amb bastant lentitud a causa de la manca d'oxigen. Els focs de virosta resulten els més difícils d'apagar, ja que poden covar per sota de la superfície (focs d'humus). A més, poden ser molt destructius per l'efecte letal sobre els sistemes subterranis dels vegetals (Trabaud, 1989). La virosta fumejant és freqüentment la causa de la revifalla d'un incendi si hi ha una ventada, ja que la calor produïda per la seva combustió assegura la dessecació de la vegetació i la seva posterior inflamació (Delaveaud, 1981).

Les herbes tenen molta importància, especialment quan les gramínies en constitueixen l'element predominant (com ara *Brachypodium retusum* i *Ampelodesma mauritanica* al Garraf), ja que les fulles i espigues es troben majoritàriament seques a l'estiu. Les gramínies són sovint el punt de partida del foc, en facilitar una ràpida i fàcil propagació que li permet d'arribar a l'estrat arbustiu. Els focs de superfície que resulten els més típics i freqüents a la vegetació mediterrània cremen les herbes, els arbusts i la capa superior de la virosta. Aquests incendis es propaguen ràpidament, i desprenen abundants flames i calor. La transmissió és bàsicament per radiació. Per una ventada, o un corrent convectiu, un foc de superfície pot arribar fàcilment a les capçades dels arbres, sobretot quan hi ha continuïtat en el combustible. Els focs de capçades són els que avancen més ràpidament, principalment per convecció (Trabaud, 1970a). Mitjançant el transport de fragments vegetals en ignició (com ara pinyes, branquillons), els focs de capçades poden ser l'origen de nous punts d'incendis (Trabaud, 1989).

Quin és l'impacte de l'incendi sobre l'ecosistema? Aquest impacte depèn en gran part de les condicions ambientals (temperatura, vent i

humitat, principalment) del moment en què es produeixi el foc, i també dels dies anteriors a aquest. També depèn de la topografia (inclinació) i de la vegetació (taxes d'acumulació de la fitomassa, distribució vertical i horitzontal del combustible, composició florística, humitat del combustible, etc.). Tot això determina la intensitat i l'extensió del foc, l'elevació de la temperatura induïda per aquest, i també la seva propagació (per a més detalls, vegeu la part IV). Els efectes principals sobre el sòl i la vegetació són exposats per Lepart i Escarré (1983, a partir de Robertson, 1979) i per altres treballs (com ara Serrasolsas, 1986). Són, succintament, els següents:

- Destrucció i mort de la part aèria de la vegetació.
- Escalfament de la superfície del sòl a temperatures elevades que poden ser letals per a determinats organismes vius.
- Destrucció dels horitzons orgànics del sòl (sobretot del de virosta superficial) per combustió.
- Deposició d'elements minerals sobre el sòl en forma de cendres (són òxids metàl·lics majorment), la qual cosa pot provocar un augment del pH.
- Pèrdua, durant l'incendi, per volatilització o com a partícules portades pel fum, d'una part dels elements minerals presents en la biomassa (principalment nitrogen i sofre).

Com a conseqüències del pas del foc, cal remarcar diversos canvis en l'ecosistema posteriors a aquest com són:

- Increment de la incidència de radiació solar (i també de la temperatura) sobre el sòl a causa de la manca de vegetació i l'enfosquiment de la seva superfície per la presència de cendres i restes carbonitzades.
- Augment del risc de dissolució i rentat dels nutrients per escolament superficial o drenatge de les cendres dipositades sobre la superfície del sòl. Les pluges intenses immediates accentuen aquest risc, mentre que les primeres espècies vegetals contribueixen a immobilitzar aquests nutrients.
- Colonització del medi per un nombre elevat d'individus vegetals que es desenvolupen (per rebrot o germinació) en un lapse de temps curt.

Els incendis a Catalunya: el cas del Garraf

Fins a l'any 1972 (amb l'excepció de 1970), la mitjana de superfície cremada anualment era d'un 2.500 ha (Generalitat de Catalunya, 1986). Del 1973 al 1977, cada any es produïren uns 400 incendis que en total cremaren unes 10.000 ha de mitjana, aproximadament. A partir de l'any 1978 i fins al 1986, la superfície cremada va aproximar-se o va superar les 20.000 ha (excepte els anys 1984 i 1985), amb una mitjana de 600 incendis per any (fig. 1). L'any 1986 va assolir-se el màxim històric de 70.000 ha i el 1987 només es varen cremar 1.700 ha a

Catalunya (fig. 1). L'àrea mitjana per incendi fou extraordinàriament elevada durant el desastrós any 1986 (fig. 2).

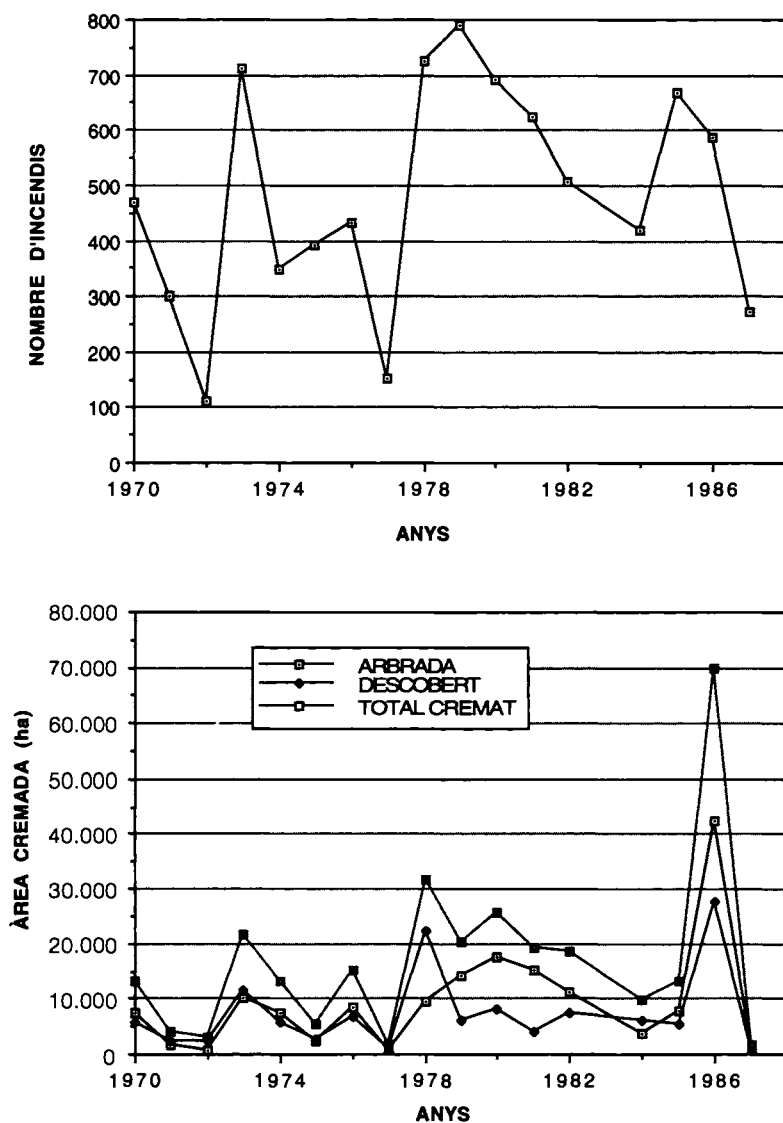


FIGURA 1. Evolució del nombre d'incendis forestals (a) i de les superfícies cremades (arbrada, desproveïda d'arbres i la suma d'una i l'altra) (b) a Catalunya des de 1970 fins a 1987 (segons Bolòs i Trabaud, 1976 i 1988).

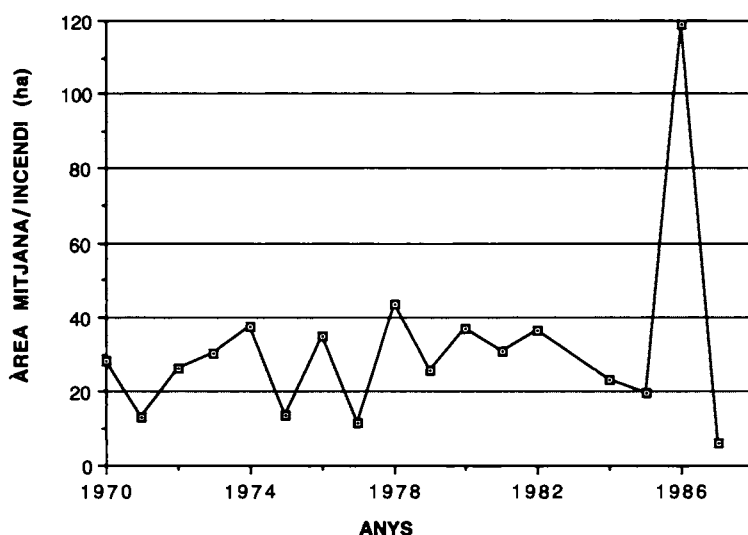


FIGURA 2. Evolució de l'àrea mitjana per incendi a Catalunya durant el període 1970-1987 (calcular a partir de Bolòs i Trabaud, 1976 i 1988).

Segons dades de la Generalitat de Catalunya (1986), la causa originària dels incendis de més de 500 ha de superfície a Catalunya (taula 1), són els focs provocats intencionadament (34,3 %). Els incendis produïts per negligència també són molt freqüents (31,3 %). Les línies elèctriques han estat la causa del 8,6 % dels incendis; un 5,7 % varen venir de França; el 2,9 % es varen originar per llamps, i la resta, el 17,1 %, és d'origen desconegut (taula 1). Si comparem aquests resultats amb els del

TAULA 1. Principals agents causals dels incendis forestals (%) a Catalunya durant el període 1978-1985 (focs de més de 500 ha de superfície) i a Espanya durant els anys 1970-1979. Font: per Catalunya, Generalitat de Catalunya (1986) i per Espanya, Vélez (1982).

Causas	Catalunya	Espanya
Incendi intencionat	34,3	26,1
Incendi per negligència	31,3	26,8
Causas desconegudes	17,1	40,0
Línies elèctriques	8,6	—
Procedents de França	5,7	—
Llamps	2,9	4,1
Altres causes	—	3,0

MOPU (1986), que inclou tots els incendis produïts a Espanya durant el període 1975-1984, els resultats no són gaire diferents, si bé en aquest últim cas els incendis de causa desconeguda constitueixen gairebé el 40 % del total (taula 1).

El massís del Garraf, amb una superfície de l'1,1 % i una població del 2,2 % respecte al total de Catalunya, presentà durant el període 1970-1987 un nombre d'incendis (3 %) i unes superfícies cremades (4-5 %) molt superiors a aquests percentatges (taula 2). Això indica clarament que el problema dels incendis forestals és per al Garraf un perill molt més greu que per al conjunt de Catalunya.

TAULA 2. Superfície total (km²), població (habitants segons el cens de 1981), nombre d'incendis, superfícies cremades i àrea mitjana per incendi (ha) durant el període 1970-1987 (divuit anys) a Catalunya, i també als municipis del massís del Garraf. La segona línia de resultats del Garraf correspon al tant per cent sobre el total català. Font: les dades de Catalunya s'han tret de Folch (1976 i 1988), les del Garraf han estat compilades per l'autor a partir d'informació facilitada per la Secció Territorial del Medi Natural de Barcelona (Generalitat de Catalunya).

	Superfície (km ²)	Població	Nre. de focs	Superfícies cremades (ha)			Àrea mitjana incendi (ha)
				Total	Arbrada	Descobert	
Catalunya*	31.980	5.958.283	8.833	312.472,8	177.469,5	135.003,3	35,4
Garraf**	354,9	129.544	265	14.327,1	8966,1	5.361,0	54,1
Garraf (%)	1,1	2,2	3,0	4,6	5,0	4,0	-

* Es considera el territori administrat per la Generalitat de Catalunya.

** S'hi inclouen els vuit municipis de la comarca del Garraf i també Begues, Gavà i Castelldefels, del Baix Llobregat, que tenen la major part de la seva superfície inclosa en el massís.

Al Garraf, disposem de dades sobre el nombre de focs i les superfícies cremades des de 1965 fins a 1988. El nombre d'incendis va des de 5, els anys en què n'hi ha menys (1965 i 1969), fins al màxim, 30, el 1978. La major part dels anys s'esdevenen entre 5 i 15 incendis (fig. 3a). Durant el període 1965-1977 s'enregistrà un nombre inferior d'incendis que a partir de 1978. Les superfícies cremades es concentren en uns pocs anys (fig. 3b): el 1973, 1978 i, sobretot, el 1982 (amb més de 7.000 ha afectades). Durant aquests anys es varen cremar més de 1.000 ha (més de 500 ha de boscos). L'àrea mitjana per incendi (fig. 4) fluctua entre 0 i 100 ha durant tots els anys del període 1965-1988 excepte per a l'any 1982, en què s'arribà a 500 ha. Això és degut a l'incendi del mes de juliol que va afectar més de la meitat de la superfície del massís. En l'apartat 4.4 es descriuen els efectes i l'impacte d'aquest incendi.

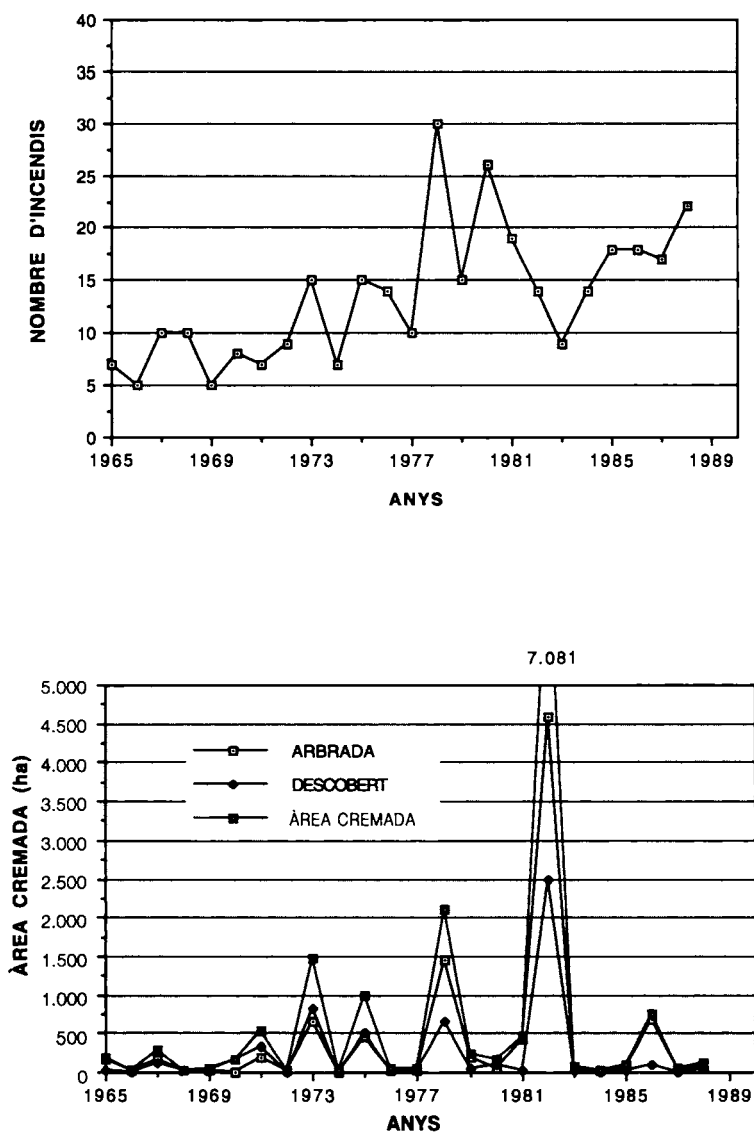


FIGURA 3. Evolució del nombre d'incendis forestals (a) i de les superfícies cremades (arbrada, desproveïda d'arbres i la suma de l'una i l'altra) (b) al massís del Garraf des de 1965 fins a 1988 (a partir de dades facilitades per la Secció Territorial del Medi Natural de Barcelona).

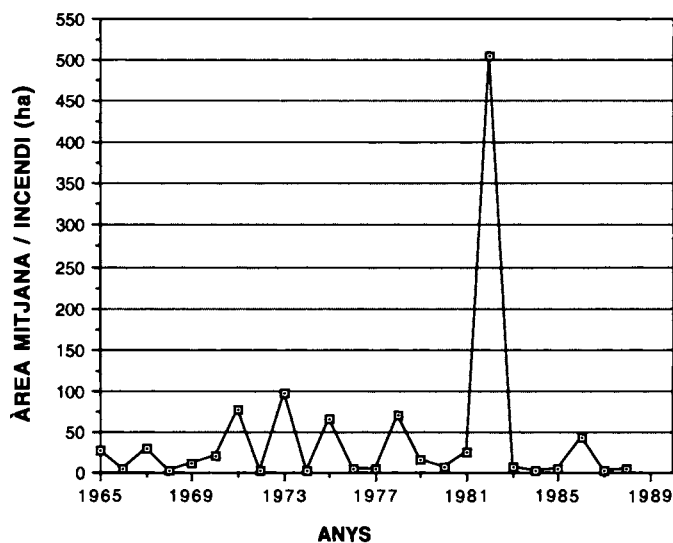


FIGURA 4. Evolució de l'àrea mitjana per incendi al massís del Garraf durant el període 1965-1988 (calculat a partir de dades facilitades per la Secció Territorial del Medi Natural de Barcelona).

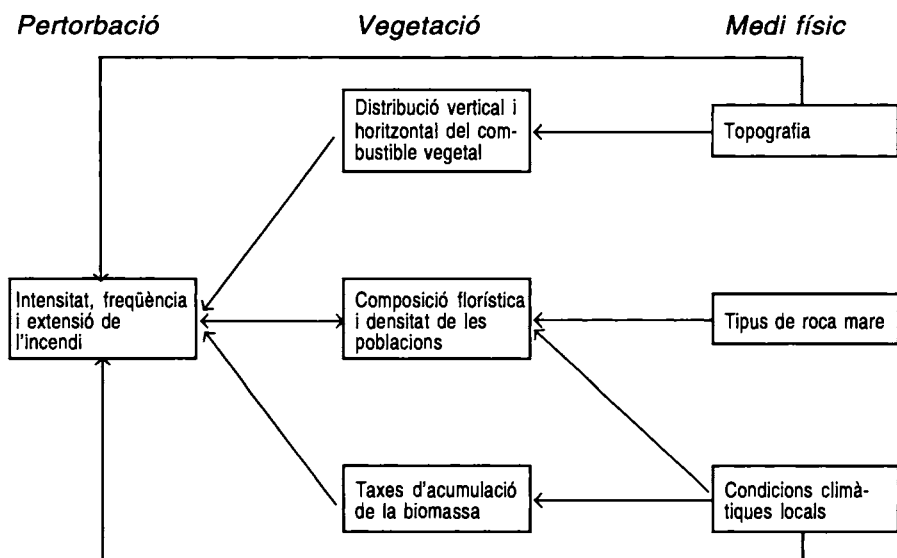


FIGURA 5. Esquema d'algunes de les interaccions entre les característiques de la pertorbació (incendi), la vegetació i el medi físic (segons Riba i Terradas, 1987).

2. La successió i el restabliment de la vegetació posterior al foc

La successió vegetal

La majoria dels ecòlegs consideren, a partir de Clements (1916), dues modalitats de successió vegetal: la successió primària i la successió secundària. La successió primària correspon a la dinàmica d'ocupació d'un espai nu pels éssers vius. Els canvis són gairebé sempre lents perquè el sòl s'ha de formar. La successió secundària és el procés de reconstitució de la vegetació després de la destrucció d'una comunitat vegetal preexistent. Aquest procés s'ha comparat amb la cicatrització d'una ferida per un organisme (Godron i Poissonet, 1972; Margalef, 1977).

L'evolució de les concepcions de la successió ha estat paral·lela a la de la teoria ecològica, en la qual ha tingut sovint un paper de motor (Lepart i Escarré, 1983). El primer mecanisme proposat per explicar la successió es deu a Clements (1916 i 1936). Segons aquest autor, les espècies pioneres creen les condicions favorables per a la instal·lació de noves espècies que substituiran gradualment les anteriors. Aquesta teoria considera la successió d'una manera anàloga al creixement d'un organisme. El pas d'un estadi al següent es deu al fet que cada etapa crea les condicions propícies perquè la substitueixi una nova etapa més madura. Per tant, la successió seria un procés seqüencial i previsible controlat per la comunitat mateixa i que tendeix a un estadi estable anomenat *clímax*, que resulta més eficaç en l'ús dels recursos (Terradas, 1987). Aquesta visió de la successió, on l'èmfasi es posa en els canvis de la comunitat, es contraposa amb la visió de Gleason (1917 i 1927), per al qual les comunitats vegetals no són més que un conjunt d'individus (espècies) independents i la successió no segueix unes lleis fixes, sinó que és un fenomen irregular, variable i més estocàstic i els resultats no són plenament previsibles (Lepart i Escarré, 1983; Terradas, 1987). En aquest cas, el que interessa són les poblacions de les diverses espècies presents, i també la seva biologia (cicles biològics, taxes de creixement, dimensions dels individus, etc.).

Les dues visions esmentades anteriorment han donat lloc a fortes controvèrsies entre els ecòlegs: pels anomenats *holistes*, el punt de mira és la comunitat o l'ecosistema; els *reduccionistes*, es fixen sobretot en les espècies individuals i les seves poblacions. Aquestes controvèrsies, encara es reproduïxen, amb freqüència, avui en dia. Així, ecòlegs de gran prestigi, com Odum i Margalef, han desenvolupat i millorat els plantejaments de Clements tot fent-ne una profunda crítica. D'altres ecòlegs importants, com Whitaker i Harper, es consideren reduccionistes, i han desenvolupat i perfeccionat la via oberta per Gleason, basant-se en el fet

que és damunt els individus on actua la selecció natural. De fet, considerem que les dues aproximacions resulten complementàries (Lepart i Escarré, 1983): les observacions al nivell de la comunitat permeten sovint de plantejar hipòtesis que caldrà estudiar al nivell de poblacions; les dades preses al nivell de poblacions proporcionen resultats que poden ajudar a entendre i interpretar la successió en el seu conjunt.

Connell i Slatyer (1977) realitzen una síntesi dels principals mecanismes de la successió que permeten d'explicar els canvis temporals en la composició d'espècies. Aquests autors proposen tres models que s'aplicarien a les comunitats vegetals. En el model 1, anomenat model de *facilitació*, les espècies pioneres modifiquen les condicions ambientals i fan possible l'establiment d'altres espècies (transitòries) amb requeriments més estrictes. Aquest model respon al plantejament de Clements. En el model 2, model de *tolerància*, les espècies transitòries s'instal·len independentment de les espècies pioneres, i poden establir-se i desenvolupar-se en presència d'aquestes. En el model 3, model d'*inhibició*, les espècies pioneres impedeixen la implantació d'altres espècies fins que desapareixen com a resultat de perturbacions del medi, de l'acció dels herbívors, dels paràsits o de la senescència. El model de facilitació s'aplica sobretot a la successió primària, la qual ha estat estudiada principalment pels seguidors de Clements. Els dos models restants són més propis de successions secundàries (Riba i Terradas, 1987).

Hi ha dues aproximacions utilitzades per estudiar la successió i altres paràmetres associats a la vegetació (Lepart i Escarré, 1983; Masalles i Vigo, 1987):

1) Aproximació directa o diacrònica. Consisteix a observar les modificacions de la vegetació sempre en la mateixa estació (parcel·la). Aquest enfocament implica la realització d'observacions periòdiques de llarga durada. És adequat per a la realització d'estudis sobre els primers estadis de la successió. Aquest plantejament és aplicable també en el seguiment de processos o variables temporals diferents de la successió pròpiament dita. En aquest estudi hem seguit aquest enfocament en els capítols 1, 2, 4, 8, 10, 11 i, parcialment, en el 3.

2) Aproximació indirecta o sincrònica. Es basa en l'anàlisi comparativa, durant un període relativament curt, de la vegetació en zones diferents, les quals han de tenir un seguit de condicions, entre les quals cal destacar:

- uniformitat relativa del clima, substrat i d'altres variables ambientals en totes les àrees estudiades;
- igual natura i grau de perturbacions en totes les zones d'estudi;
- manca d'activitat humana després de la perturbació (o una pressió constant en totes les parcel·les);

– que les parcel·les d'estudi es trobin en estadis diferents i abastin el lapse de temps que es proposi seguir.

Hi ha tota una sèrie d'arguments que poden qüestionar l'assoliment d'aquestes condicions (o d'algunes d'elles), ja que generalment es basen en criteris més o menys subjectius (Lepart i Escarré, 1983). No obstant això, pot ser útil l'aproximació sincrònica per conèixer les grans tendències. Hem aplicat aquest enfocament en el capítol 9, i també, parcialment, en el 7.

L'estudi de les sèries de vegetació s'ha realitzat a casa nostra principalment pels fitosociòlegs, d'acord amb aquest plantejament i basant-se en criteris, sovint no explicitats formalment, referits a les pautes generals de la successió. El desconeixement d'algunes de les variables que intervenen en el procés obliga sovint els investigadors a basar-se en suposicions, la qual cosa limita la fiabilitat dels detalls de les sèries així descrites (Masalles i Vigo, 1987). Frequentment, aleshores, els botànics s'han limitat a relacionar diferents associacions vegetals que es considerava *a priori* que seguien una seqüència, i han prescindit de la resposta de les espècies que constitueixen la comunitat (Trabaud, 1987a).

Ecologia de poblacions

Nombrosos estudis (com ara Pianka, 1970; Grime, 1977; Noble i Slatyer, 1977) remarquen la importància de les característiques biològiques de les espècies per a la comprensió dels fenòmens que tenen lloc en la successió.

Pianka (1970) considera dos tipus d'organismes amb característiques adaptatives contraposades: les espècies de l'estratègia de la *K*, amb una llarga esperança de vida i pocs recursos destinats a la reproducció i les espècies que segueixen l'estratègia de la *r*, amb un cicle vital curt però amb una alta producció de diàspores. Així, durant les primeres fases de la successió, les espècies dominants són generalment herbàcies o semiarbustives, capaces de produir un nombre elevat de grans en poc temps. Amb el temps, d'altres espècies es van tornant dominants; moltes corresponen a tipus arbustius o arboris amb més capacitat de competir pels recursos i amb una superior capacitat de desenvolupament.

Grime (1977) proposa una diferenciació dels organismes segons tres estratègies diferents: els competidors (adaptats a viure en llocs amb un grau d'estrès baix i baixa freqüència de perturbacions), els tolerants a l'estrès (però que no es mantenen en llocs intensament perturbats) i els ruderals (que suporten bé les perturbacions però no l'estrès). Per Trabaud (1980a), moltes de les espècies mediterrànies són resistents a l'estrès

hídric i també se sobreposen bé a pertorbacions (com ara incendis). Aquestes plantes representen la quarta estratègia (espècies resistents a alts graus d'estrès i pertorbacions), considerada inexistente per Grime (*op. cit.*). James (1984) matisa més aquesta idea i caracteritza les espècies perennes del *chaparral* de competidores per la llum i els nutrients durant els períodes humits, quan té lloc el creixement, i predominantment tolerants a l'estrès hídric durant els períodes d'eixut. Aquestes concepcions divergents són expressives d'una consideració diferent de les característiques pròpies de cadascuna de les estratègies diferenciades per Grime.

Caldria jutjar aquestes característiques respecte dels restants organismes que es trobin en el mateix àmbit climàtic? Si mirem de situar, per exemple a *Quercus coccifera*, les característiques biològiques atribuïdes per Grime (1977) a cadascuna de les estratègies esmentades, resulta clarament un arbust tolerant de l'estrès hídric respecte de la majoria d'espècies llenyoses centroeuropees i competitiu respecte de les mediterrànies. D'altra banda, gràcies als estudis de Trabaud (1980a) i Godron *et al.* (1981), sabem que es tracta d'una espècie molt resistent al foc i a d'altres pertorbacions (com ara pastura, estassada), però presenta pocs dels trets de les espècies que Grime defineix com a ruderals. De fet, Grime (1977) no precisa prou bé el concepte de *pertorbació* en definir-lo «com els mecanismes que limiten la biomassa en destruir-la». Si bé considera l'incendi com un tipus de pertorbació, sembla que negligeix la possibilitat de destrucció pel foc restringida a la biomassa aèria i la consegüent capacitat de rebrotar de nombroses espècies vegetals amb trets clarament diferents a les anomenades *ruderals*.

Noble i Slatyer (1977) proposen un model que pretén determinar els patrons de regeneració i successió a partir del coneixement de la biologia de cada espècie, i d'acord amb diferents règims d'incendi. El problema que podem trobar-nos amb freqüència, en proposar-nos d'aplicar-lo, és la manca d'informació (que sovint és parcial, insuficient o bé inexistente) sobre les característiques biològiques que intervenen en el model, anomenades *atributs vitals*. Riba i Terradas (1987) varen il·lustrar aquest model amb algunes de les espècies més típiques del nostre país.

Pertorbacions

La idea més important que s'està imposant en els dos darrers decennis, no només en l'estudi dels ecosistemes mediterranis sinó també en d'altres, és que no existeixen ni han existit mai ecosistemes lliures de pertorbacions (Sousa, 1984; Terradas, 1987). Per il·lustrar aquesta afirmació amb un exemple concret del nostre país, podem referir-nos a la

parcel·la experimental de l'alzinar de la Castanya (Montseny), estudiada per la Unitat d'Ecologia de la Universitat Autònoma de Barcelona. Aquest alzinar corresponia a l'exemple ideal del qual molts botànics i ecòlegs sovint han parlat (alzinar muntanyenc predominantment de llavor i amb un desenvolupament esponerós). Les neus de l'hivern de 1986 varen afectar de ple aquesta zona i van produir el trencament o el despreniment de nombroses branques. Posteriorment, la llum començà a entrar en quantitats molt grans a l'interior del bosc i afavorí la proliferació de nombroses herbes heliòfiles considerades alienes a l'alzinar. La fauna edàfica també es veié notablement afectada per aquest episodi (P. Andrés, comunicació personal). Actualment encara hi és abundant aquesta vegetació herbàcia més pròpia d'espais ruderalitzats.

Sota aquesta nova visió, caldrà considerar l'acció de l'home més com una alteració del règim de perturbacions que com una violació d'un ideal inexistent (Terradas, 1986). Avui en dia ja no pot fer estrany referir-nos al concepte de *taxa* o *període de renovació* com la mitjana del temps necessari per pertorbar tota l'àrea considerada (Sousa, 1984; segons Terradas, 1987). Boscos sotmesos a règims de perturbació oposats (petites clarianes produïdes per la caiguda d'alguns troncs o grans superfícies afectades per un incendi) poden tenir taxes de renovació semblants (Sousa, 1984).

L'ocurrència de perturbacions, no treu que la llei més general dels sistemes biològics és que tendeixen espontàniament cap a l'estabilitat (Margalef, 1980; Godron *et al.*, 1981). El problema és caracteritzar l'estabilitat, o si es vol, la metastabilitat, tenint en compte les escales de temps i d'espai que hi intervenen, i també el conjunt de variables que contribueixen a donar entitat a l'ecosistema (Godron *et al.*, 1981; Terradas, 1987).

La resposta als incendis

A Folch (1976) cal reconèixer-li el mèrit d'haver estat el primer botànic català a tractar el problema dels incendis forestals d'una manera específica i des d'un punt de vista ecològic. La seva visió es veu bastant condicionada per la seva formació fitosociològica per tal com es refereix a la regeneració després del foc com un procés clàssic de successió, on caldria esperar una substitució de formacions vegetals diverses: prat, brolla (amb pins o sense), màquia i bosc (alzinar, en darrer terme, en la major part del país). Tot i això, Folch (1976) accepta la possibilitat que el foc no destrueixi totalment la vegetació i que els elements que sobreviuen puguin sobreposar-se a les etapes ideals de la successió reconstitutiva

teòrica. Per al restabliment d'un alzar caldrien entre vuitanta i norantacinc anys (Folch, 1976), període que resulta excessivament alt amb els coneixements disponibles en el moment actual. Altres estudis, com els de Kuhnholz-Lordat, realitzats al sud de França, també presenten una visió semblant a la de Folch (vegeu Trabaud, 1987a).

Els estudis de Hanes (1971) al *chaparral* californià han demostrat clarament que la composició i dominància d'espècies en aquest ecosistema no es modifica després de l'impacte: les espècies que hi havia abans del foc (o de l'estassada) tornen a aparèixer tot seguit, gràcies als mecanismes de regeneració (generalment per rebrotada o, en d'altres casos, mitjançant una explosió germinativa) que presenten les espècies dominants. Els ecosistemes mediterranis presenten pràcticament sempre aquest tipus de resposta que des de Hanes (1971) s'anomena *autosuccessió*. En els ecosistemes mediterranis europeus (com ara alzar, garriga, prats de llistó, etc.), Trabaud (1980a) i Arianoutsou-Faraggitaki i Margaris (1981) han comprovat una resposta d'aquest tipus. El model proposat per Egler (1954) de «la composició florística inicial» també s'aplica bé en aquesta situació. Dels models proposats per Connell i Slatyer (1977) el d'inhibició és el que millor s'aplica a l'evolució de la vegetació mediterrània després del foc, ja que la regeneració impedeix l'entrada perdurable de noves espècies i només algunes espècies efímeres poden entrar temporalment durant els anys posteriors a l'incendi.

Naveh (1974, 1975) parla de respostes de *feed-back* positiu en aquelles espècies en què el foc estimula la seva activitat. Són els vegetals que rebroten, germinen o floreixen i produeixen llavor estimulats per l'incendi; entre ells es troben la majoria de les espècies existents al Garraf (vegeu el capítol 5). Els vegetals que reaccionen amb un *feed-back* negatiu són aquells que presenten mecanismes que els protegeixen dels efectes de l'incendi, com l'escorça gruixuda de la surera (*Quercus suber*) o del pi pinyer (*Pinus pinea*), poc freqüents en els llocs calcaris com el Garraf. En aquest apartat, podríem incloure el margalló (*Chamaerops humilis*), en el qual, en molts casos, el borro apical queda protegit del foc per les fulles pròximes, i també el tronc, pels rastres foliaris.

Godron (1979, tret de Trabaud, 1980a) aplica el concepte d'elasticitat enfront de la pertorbació: la vegetació actual de les garrigues del sud de França sotmeses al foc es troba dins el límit de la seva elasticitat (en sentit físic, que significa retorn a una situació inicial). Altres termes aplicats en aquesta situació, com estabilitat, resiliència, persistència o inèrcia, ens semblen més parcials perquè fan referència només a alguns trets que caracteritzen la resposta de la vegetació als incendis (vegeu Holling, 1973; Westman, 1984).

Resulta difícil poder definir un model general precís (i no merament

qualitatiu) aplicable d'una manera extensiva a tots els processos de regeneració o successió després dels incendis o de qualsevol altra pertorbació (Riba i Terradas, 1987), ja que les interaccions existents entre la vegetació, la pertorbació i el medi físic determinen una diversificació de l'impacte sobre la vegetació i, en conseqüència, condicionen l'existència de variacions en la resposta regenerativa (fig. 5). No obstant això, hi ha un cert nombre d'aspectes que permeten distingir la successió després de l'incendi de la successió que té lloc després de l'abandonament d'un conreu (Lepart i Escarré, 1983; Trabaud, 1987a):

- la ràpida rebrotada (o germinació) després del foc de la majoria de les espècies de la vegetació preexistent;
- el paper secundari de les espècies anuals en la dinàmica de la vegetació durant els primers anys posteriors al foc;
- el recobriment molt més ràpid de la vegetació després del foc.

El restabliment o «cicatrització» de la comunitat existent abans de l'incendi és més lent com més complexa és la comunitat (Trabaud, 1980a). Així, un alzinar necessita més temps per refer-se que una garriga de *Q. coccifera*, i aquesta es restableix més lentament que un prat de *B. retusum*.

El coneixement de les pautes regeneratives i la gestió dels ecosistemes mediterranis

L'exploració per part de l'home és un factor de canvi oposat a la successió ecològica (Margalef, 1977). L'acció de l'home porta a la regressió dels ecosistemes (que és la destrucció irregular d'alguns dels seus components). L'home afavoreix les espècies oportunistes, fa augmentar el quocient producció/biomassa i destrueix eficaçment espècies competidores (Margalef, 1977). La necessitat de mantenir la producció i d'assegurar-ne la continuïtat porta l'home a plantejar-se una gestió ordenada dels recursos. El coneixement i la predicció de la dinàmica i l'evolució dels ecosistemes és la base per planificar-ne els usos i regular-ne l'exploració.

L'anàlisi de la resposta dels ecosistemes a l'acció humana es basa, en definitiva, en el coneixement de la successió (Terradas, 1987). Els progressos en l'obtenció de models teòrics que expliquin els processos de successió són essencials, per descomptat, però cal, també, una informació abundant treta de l'estudi dels nostres propis ecosistemes (mitjançant l'obtenció de dades sobre la biologia de les principals espècies i de l'ecosistema on es troben) per tal de conèixer i provar la fiabilitat d'aquests models i alhora proporcionar les bases que facin possible una gestió més

encertada i responsable dels nostres recursos (Terradas, 1987). La informació obtinguda en aquest estudi pretén ampliar el coneixement sobre la regeneració i els factors que incideixen en el comportament i l'impacte del foc en dos dels ecosistemes més freqüents al nostre país (garrigues i pinedes de pi blanc), alhora que s'estableixen conclusions que permeten afrontar una gestió i una planificació millors dels seus recursos naturals.

Després d'un incendi forestal de fort impacte, sempre es planteja el dilema entre deixar que l'ecosistema es restableixi per si mateix o intervenir en la regeneració mitjançant la repoblació forestal o d'altres accions. Per tal de poder prendre l'opció més adient en cada situació, cal conèixer bé quines possibilitats hi ha d'intervenció i què s'hi guanyarà (o què s'hi perdrà econòmicament o ecològicament si no es realitza d'una manera adequada). En determinats casos, una intervenció racional podrà facilitar i escurçar la regeneració, si bé caldrà sospesar la relació costos-beneficis (incloent-hi, evidentment, els beneficis no estrictament econòmics) per tal de prendre la decisió adient. En altres situacions, la intervenció pot ser del tot necessària si volem evitar la degradació irreversible (a escala humana, evidentment) de l'ecosistema. Però en la pràctica, malgrat l'interès que els espais naturals tenen per a l'home urbà com a font de nombrosos recursos naturals (aigües netes i fusta, principalment), el seu paper esmorteïdor de fenòmens meteorològics catastròfics (per exemple, grans aiguats o greus secades) o d'impactes humans (oxigenació de l'aire, purificació de l'aigua, etc.), i també de la seva funció com a àrees de lleure i d'esbarjo, els avenços científics i tecnològics rarament es reflecteixen en una gestió orientada a afavorir la producció i protecció dels ecosistemes mediterranis. Manca una gestió específica per a aquests ambients que atengui les seves particulars característiques biològiques. A casa nostra, actualment, aquesta gestió es limita generalment a: 1) la construcció i senyalització d'accessos i equipaments en algunes àrees d'especial interès, 2) l'aplicació d'unes pràctiques rutinàries gairebé idèntiques a les del segle passat, o 3) la transformació dels ecosistemes amb grans moviments de terres i afeixaments per plantar-hi espècies forestals (a vegades foranes). L'opció 1 no és, pròpiament, una decisió de gestió forestal, sinó que facilita l'accés i el gaudi de l'home al bosc; la 2 és sovint parcial i inadequada, i la 3 no facilita la regeneració, sinó que pot dificultar-la en menor o major grau.

Podem considerar, com ho fa Terradas (1986), dues fases en el vincle entre la recerca ecològica i la gestió dels nostres ecosistemes: l'ecologia entesa com a base per a la gestió i l'anomenada *enginyeria ecològica* (que proporcionaria solucions tècniques específiques a problemes concrets o aplicacions directes per afrontar aquests problemes). Avui en dia, a Espanya igual que a Catalunya, assolir una recerca integrada on es doni

resposta i eines adients per a la gestió dels nostres ecosistemes sembla difícil, i, potser, més per la manca d'investigadors en el camp de l'enginyeria ecològica que en el de l'ecologia com a base d'aquesta, ja que el nombre d'investigadors en el primer camp és molt reduït (pràcticament nul a Catalunya). En l'ecologia entesa com a base per a la gestió del medi, l'escàs interès per part de la societat i la manca de perspectives de promoció personal impedeix o dificulta l'assoliment del marc necessari per a la formació i continuïtat del personal qualificat existent (que no pot continuar vivint de beques o subvencions indefinidament). Manca el punt de trobada entre els que estudien els ecosistemes i els que els gestionen. El dèficit que tenim és òbviament tècnic, i no polític o ideològic, si bé és, en darrer terme, en aquest àmbit on es poden trobar els recursos i els mitjans necessaris per aconseguir-ho.

3. Plantejament i visió general del contingut dels treballs

Com veurem al llarg del text, la major part dels estudis en ecosistemes mediterranis referents tant a les propietats combustibles dels principals components de la vegetació com a la regeneració vegetal posterior a l'incendi (vegeu la recopilació de Keeley, 1988), s'han realitzat al *heathland* d'Austràlia, al *fynbos* de Sud-àfrica i, sobretot, al *chaparral* de Califòrnia. A la conca mediterrània (vegeu la recopilació de Traubad, 1987a), els principals estudis han estat efectuats al sud de França (garrigues de *Quercus coccifera*, principalment), a Grècia (*phrygana*) i a Israel (*batha*). Vega (1986) fa una recopilació dels estudis realitzats a Espanya fins a l'any 1986 sobre els incendis forestals (o en curs en aquell moment). Aquest estudi bibliogràfic inclou els problemes tècnics de prevenció d'incendis, índexs de perill tractats preferentment pels enginyers forestals (sobretot Vélez i el mateix Vega) i també els treballs sobre els efectes ecològics del foc apareguts fins aquell moment. Els estudis més aprofundits sobre aquesta temàtica s'han realitzat a Galícia per Casal *et al.* (1984) i als *matorrales* de Doñana per Martín Vicente (1982). A Catalunya, la manca de treballs sobre la problemàtica ecològica dels incendis era pràcticament absoluta l'any 1983 en iniciar els primers estudis corresponents a aquest treball. Comptàvem amb l'interès que havien mostrat per aquest tema botànics tan eminents com O. de Bolòs i R. Folch, principalment, però sense que en cap moment s'haguessin proposat fer o dirigir estudis concrets sobre aquesta matèria. En el curs de realització d'aquests treballs varen aparèixer alguns estudis o publicacions científiques que versen sobre els efectes dels incendis i la regeneració posterior. Cal remarcar les tesis de llicenciatura de Sala (1986), Sabaté

(1986), Abril (1987), Ferran (1987) i Serrasolsas (1987), realitzades en garrigues del massís del Garraf i dirigides per C. A. Gracia i R. Vallejo, els estudis de Perrinet (1987) en landes del Montseny, els de Franquesa (1987) en màquies i brolles del cap de Creus, els de Cucó (1985) i de Canadell *et al.* (1985) en màquies i brolles del Vallès, els de M. Pery en suredes de la Selva, i també els d'aquest autor al Garraf (Papió, 1987; Papió, 1988a i 1988b) i a Montpeller (Trabaud i Papió, 1987; Papió i Trabaud, 1990; Papió i Trabaud, 1991), que constitueixen les primeres aproximacions a alguns dels aspectes tractats en aquesta obra. Paral·lelament, Riba (1991) va realitzar la seva tesi doctoral sobre el problema de les estassades del sotabosc (bruguerars d'*Erica arborea*, principalment) en pinedes mediterrànies, que té una estreta relació amb la problemàtica dels incendis, tant des d'un punt de vista metodològic i biològic com des d'un enfocament aplicat de gestió i planificació forestals. Finalment, cal remarcar que, com a conseqüència del fet que els treballs pioners esmentats anteriorment oferien bones perspectives de continuïtat i d'aprofundiment, la Unitat d'Ecologia de la Universitat Autònoma de Barcelona i el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals han obert una nova línia de recerca sobre la resposta d'ecosistemes mediterranis a pertorbacions de caràcter experimental amb diversos treballs (la major part actualment en curs o en les seves fases inicials).

Com s'emmarquen els aspectes que tractarem a continuació amb el que avui es coneix sobre l'ecologia del foc i la regeneració d'ecosistemes mediterranis i, en concret, garrigues i pinedes de pi blanc? Per veure això, ens proposem de donar una visió general del contingut de les principals parts d'aquest estudi, tot explicant les qüestions que ens hem plantejat en el context dels coneixements existents sobre els problemes tractats.

Si exceptuem aquesta part I d'introducció general, el treball que teniu a les mans s'estructura en quatre parts principals (numerades del II al V) i onze capítols diferents (numerats del 5 al 15): les tres primeres parts consten de tres capítols cadascuna i l'última, de dos. Cada part té una introducció al contingut, una explicació dels objectius, una discussió dels resultats obtinguts —sempre en relació amb la informació bibliogràfica d'interès sobre el tema— i unes conclusions. Alhora, cada capítol consta del corresponent apartat de mètodes, i també del de resultats. Per tant, cada part tracta un problema o una temàtica diferents, mentre que, en canvi, cada capítol es refereix als mitjans utilitzats o als resultats concrets obtinguts per aclarir o resoldre aspectes parcials del tema o el problema plantejat.

Part II. Hi tractem la regeneració, després del foc, de la vegetació del massís del Garraf, referint-nos principalment a les garrigues de *Quercus coccifera*, des de diversos punts de vista:

a) *Capítol 5.* Resposta al foc de les principals espècies vegetals. Trabaud (1980a) ja havia tractat aquesta qüestió amb gran profunditat en comunitats semblants del sud de França. L'enfocament donat en aquest treball es fixa més en la biologia de les principals espècies que en la resposta general de la comunitat, per la qual cosa s'aporten informacions valuoses sobre la biologia de la regeneració d'un nombre considerable d'espècies llenyoses i herbàcies. Aquest capítol pretén respondre, entre d'altres, les qüestions següents: Com es refan del foc les principals espècies? Quan apareixen les diverses espècies? Quan produeixen les primeres diàspores i quina relació pot tenir això amb la forma de regeneració? Quan deixa d'haver-hi una aparició sensible de nous individus en la comunitat?

b) *Capítol 6.* Rebrotada i desenvolupament, després del foc, de les quatre espècies arbustives més freqüents. Es tracta de conèixer de prop i comparar, per mitjà de mesures acurades realitzades sempre en les mateixes unitats (tiges o rebrots), la dinàmica del creixement de les quatre espècies rebrotadores estudiades. Hi ha el mateix creixement durant els mesos immediats després del foc que posteriorment? Si no, quan es «normalitza» el creixement? En quins períodes de l'any creixen aquests arbusts? Quines espècies fan més ramificacions? Es formen més ramificacions durant el primer any després del foc que posteriorment? etc. És evident que aquests problemes resten poc coneguts per espècies llenyoses del nostre país. Simultàniament al nostre pla de treball, Abril (1986) ha seguit la formació dels anells de creixement, però no l'allargament de les tiges, per a *Q. coccifera* i *P. lentiscus*, mentre Riba (1991) també ha seguit el creixement longitudinal i la formació d'anells d'*Erica arborea* després d'una estassada.

c) *Capítol 7.* Evolució de la fitomassa i d'altres paràmetres associats. Anteriorment a l'inici d'aquests treballs, no disposàvem de cap informació sobre l'evolució de la fitomassa i la producció després de l'incendi en garrigues de *Q. coccifera*, fora dels treballs de Specht (1969), que havia trobat biomasses increïblement elevades. Només alguns treballs realitzats al sud de França per Lossaint i Rapp (1969), Long *et al.* (1967) i Trabaud (1982) havien avaluat la fitomassa i havien estimat la producció en alguns llocs concrets, sense seguir una cronosequència de garrigues d'edats diverses, tal com ha estat realitzat en diversos estudis en comunitats similars de Califòrnia, Austràlia i Sud-àfrica. L'estudi és pràcticament diacrònic, pel fet d'haver tallat la biomassa vegetal en àrees molt properes. Ha estat de gran utilitat avaluar un conjunt de paràmetres que permeten d'explicar com es verifica el procés regeneratiu, en quins moments la garriga presenta més o menys vitalitat o senescència, quan hi ha més competència entre els rebrots de *Q. coccifera*, entre aquest arbust i *B. retusum*, etc. Simultàniament als nostres treballs, Sabater (1986) va

obtenir la fitomassa de diverses garrigues d'edats diferents en un estudi sincrònic realitzat prop de Begues, on la producció era menor que a la zona que hem estudiat. Addicionalment, hem mesurat el creixement vertical i radial en les principals espècies arbustives que es troben en aquestes zones, per tal de conèixer el seu desenvolupament en diverses fases del procés regeneratiu.

Part III. S'hi tracta la regeneració i el desenvolupament del pi blanc des de poc després de l'incendi fins al cap de cinquanta anys. Alhora, es compara el restabliment d'aquesta conífera en terrenys de condicions ecològiques diferenciades i es mira de conèixer l'efecte de les principals variables que determinen aquestes diferències.

a) Capítol 8. Regeneració i desenvolupament del pi blanc en els cinc primers anys de vida. És el primer estudi diacrònic sobre l'evolució dels pinetons després del foc. El treball permet resoldre diverses qüestions com les següents: Quan i durant quin lapse de temps germinen les plàntules? Quina és la dinàmica en la supervivència? Quin creixement presenten? Quines diferències s'observen degudes a la proximitat o cobriment per la vegetació dels voltants? Viuen millor i creixen més els pinetons quan són introduïts en una repoblació? Etc.

b) Capítol 9. Desenvolupament del pi blanc en un lapse de temps més ampli (3-51 anys). Permet aportar informacions, obtingudes mitjançant una aproximació sincrònica, que complementen el contingut del capítol anterior. L'aspecte més interessant és el que fa referència a la formació i obertura de les primeres pinyes.

c) Capítol 10. Restabliment del pi blanc en diverses condicions ecològiques. Es mesura tota una sèrie de variables referents al recobriment vegetal, pedregositat, inclinació, posició topogràfica i època d'abandonament dels terrenys, i també la densitat i àrea basal dels pins cremats, i es tracta d'esbrinar l'efecte d'aquestes condicions en la densitat de regeneració després del foc i en el creixement posterior. Quines de les variables esmentades tenen una incidència més significativa? En quins llocs i per què la densitat de pinetons és més gran o bé resulta baixa? Els escassos estudis efectuats fins al present (al sud de França sobretot) només es fixaven en l'efecte d'alguna d'aquestes variables (recobriment herbaci i arbustiu, sobretot), i prescindien d'altres que s'ha vist que eren prou importants.

Part IV. S'hi estudien les principals característiques estructurals i el contingut hídric dels vegetals (espècies llenyoses, principalment) que influeixen en la seva inflamabilitat i combustibilitat. Com a conclusió, s'estableix una ordenació de les espècies per la seva perillositat respecte al foc.

a) Capítol 11. Característiques estructurals de cinc espècies arbustives de la garriga mediterrània. S'avaluen i es comparen diversos índexs i

paràmetres inherents a l'estructura o als principals components d'aquesta (fulles, branquillons o tiges de diverses classes de gruixària). Els combustibles vegetals han estat estudiats acuradament al *chaparral* i a altres formacions dels EUA, però en la conca mediterrània els treballs sobre aquesta matèria són pràcticament inexistents.

b) Capítol 12. Dinàmica del contingut hídric vegetal en una garriga i en una pineda. S'avaluà el contingut hídric estival en les espècies més abundants en les garrigues i pinedes del Garraf, i també la seva variació amb l'eixut i l'efecte de l'estrat arbori de pins sobre l'aigua continguda en els vegetals. Aquest capítol concreta l'efecte de l'eixut estival sobre el risc d'incendi i amplia a un nombre superior d'espècies els resultats que Trabaud (1980a) havia obtingut al llarg de tot l'any.

c) Capítol 13. Anàlisi comparativa de diversos índexs estructurals relatius al risc d'incendi. Es complementen els dos capítols anteriors amb l'obtenció dels paràmetres o les propietats més importants d'un nombre elevat d'espècies llenyoses (des de pioneres fins a aquelles pròpies de comunitats més estructurades).

Part V. S'efectuen dos tipus de tallades i s'estudien els seus efectes i el desenvolupament posterior.

a) Capítol 14. Efecte de talls successives. S'ha tallat arreu una garriga un cop cada any durant tres anys consecutius. S'observa la resposta de *Q. coccifera* i de les graminoides, i també l'efecte de la recurrència de les tallades sobre la rebrotada d'aquestes espècies. L'estudi permet trobar resposta a diverses preguntes: Quina relació hi ha entre el que s'ha tallat i el que rebrota? Tendeix a disminuir la fitomassa per la repetició de les tallades? Quina és la resposta de la densitat de rebrots o de la seva llargària? Trabaud (1980a) havia vist que, després de diversos focs prescrits cada dos anys, la vegetació llenyosa començava a minvar enfront de l'herbàcia. Resulta més marcada aquesta tendència si tallen durant diversos anys consecutius? Riba (1991) ha analitzat també l'efecte de diverses intensitats de tallada per a *Erica arborea*.

b) Capítol 15. Efecte i resposta d'una tallada selectiva de tiges. Es van tallar la majoria dels rebrots en quatre espècies arbustives diferents, i es van deixar només els més desenvolupats. Després s'ha seguit el desenvolupament dels nous rebrots i dels rebrots no tallats durant els dos anys posteriors, i s'han comparat els peus tallats amb d'altres no tallats. L'estudi permet d'aprofundir i interpretar si l'assignació dels recursos disponibles per part de la planta es modifica com a conseqüència de la pertorbació. Aquests es destinen principalment a la formació de nous rebrots o al creixement dels rebrots que no s'havien tallat? Quines diferències hi ha en l'ús dels recursos entre els peus tallats i els no tallats i entre unes espècies i les altres?

3.1. *Tractament de les dades*

Ens proposem fer ús de l'estadística com a eina per tal de comprovar l'efecte d'una variable, la diferència de comportament de diverses espècies o la resposta a diferents tractaments (sempre efectuats en el camp). Atès l'ampli espectre de temes a tractar, no ens hem proposat de sotmetre sistemàticament tots els resultats obtinguts a proves o tests estadístics. S'ha mirat d'assolir l'indispensable equilibri entre el temps necessari que s'ha d'invertir en el volum de dades i de variables a tractar i la validesa, el significat biològic i la utilitat que podien aconseguir-se mitjançant el tractament estadístic corresponent.

El tractament de les dades s'ha fet en l'ordinador Vax del Centre de Càlcul de la Universitat Autònoma de Barcelona mitjançant els paquets estadístics SPSSX o BMDP. Per a l'aplicació dels tests estadístics, ens hem basat en Norusis (1983). També hem consultat Remington i Schork (1977) i Hunter *et al.* (1989) per a la resolució de dubtes sobre la base estadística dels tests aplicats, i també SPSSX (1983) i Dixon *et al.* (1983) en la resolució de dificultats en la utilització dels paquets estadístics esmentats.

En cada capítol, en el corresponent apartat de mètodes s'indica el tractament efectuat de les dades. Els mètodes estadístics més utilitzats han estat l'anàlisi de regressió (lineal, logarítmica, exponencial, potencial) entre diverses variables, la diferència de distribució d'unes mesures entorn d'una mitjana (test *t*, anàlisi de la variància amb una única variable, comparacions múltiples, etc.). Com a procediment de comparació múltiple, s'ha utilitzat el test de Scheffe (llevat que s'especifiqui el contrari). Aquest mètode requereix àmplies diferències entre mitjanes perquè es pugui considerar que són estadísticament significatives (més que el de Student-Newman-Keuls, també utilitzat en el capítol 10). En cas de desigualtat de variàncies, les variables han estat transformades de la manera adient fins a obtenir una distribució homogènia dels residus (diferència entre valors observats i predits) respecte als valors estimats de la variable dependent. L'anàlisi de la covariància s'ha utilitzat per comparar els pendents de diverses funcions. També s'han fet anàlisis de regressió múltiple mitjançant la selecció pas a pas (*stepwise*) de variables independents.

4. Característiques de la zona d'estudi

4.1. *Marc geològic i edàfic*

El massís del Garraf se situa en el sector SW de la Serralada Litoral Catalana i s'aixeca entre la vall inferior del Llobregat, la depressió del

Penedès i la mar. Les muntanyes que el formen són de poca alçària, la màxima és de 625 m en el turó de Montau. El relleu és essencialment tabular, molt fracturat i sense deformacions de plegament, conseqüència de la naturalesa calcària del massís.

Un resum dels coneixements actuals sobre la geologia i la litologia del Garraf ha estat publicat per l'Instituto Geológico y Minero de España (IGME) en les memòries dels mapes geològics, concretament al full número 448 (Prat de Llobregat), escala 1:50.000, i el full 42 (Tarragona), escala 1:200.000. La informació que presentem ha estat extreta i refosa, amb alguna observació pròpia, a partir de Ferran (1987) i Panareda (1986). A grans trets, el Garraf és un sistema càrstic molt característic, compost d'una cobertora gruixuda i compacta de calcàries i dolomies del cretaci i del juràssic, que reposen sobre les calcàries i gresos del triàsic, els quals es troben sobre materials paleozoics.

El massís pròpiament dit està format per una sèrie dolomítica calcària de més d'un miler de metres de gruix on es distingeixen dos nivells:

- sèrie inferior de dolomies fosques del juràssic;

- sèrie superior caracteritzada per unes capes potents i extenses de calcàries de color gris clar del cretaci, que resulta dominant a tot el massís. És el substrat de les zones d'estudi on s'ha realitzat la major part d'aquest treball (taula 3).

El contacte entre aquestes dues unitats principals varia d'un lloc a l'altre. Uns cops la successió té lloc per una transició insensible que consisteix en un paquet de poc gruix, on les dolomies van perdent el seu caràcter i alternen amb nivells de calcàries fins que esdevenen dominants. En d'altres ocasions, però, la calcària s'inicia per bretxes fortament discordants sobre la dolomia. En la part superior es troben, en ocasions, nivells margosos que no són mai dominants ni constitueixen gruixos importants. Aquestes margues es troben sobretot en indrets poc inclinats, sovint conreats, sobretot entre Vallcarca, Campdàsens i Jafra.

La característica més destacable d'aquest substrat és el seu elevat grau de fissuració, que permet que l'aigua s'escoli fàcilment per via subterrània, cosa que possibilita el desenvolupament de tot un sistema de formes de dissolució càrstica com són els rasclers, les dolines, els avencs i els rius subterranis (com ara la Falconera). Actualment, el procés d'alteració interna de calcària és molt atenuat, ja que el clima actual és suau i poc agressiu. L'erosió externa sembla limitada per la manca d'escorrentia superficial malgrat el baix recobriment vegetal.

Els sòls del Garraf són generalment prims i discontinus, interromputs freqüentment per afloraments rocosos que ocupen els espais que les roques fracturades deixen lliures. L'abundància de roques i pedres és molt notable tant sota terra com a la superfície, i també la variació en les seves dimensions.

Els sòls del Garraf han estat estudiats detalladament sota la direcció de J. Bech i de R. Vallejo. Són sòls generalment fersialítics més o menys descarbonatats i formats per dissolució de les calcàries. La dissolució d'aquestes comporta un alliberament del ferro lligat a les argiles que cristal·litza en formes hidratades i dona lloc al procés de rubefacció que confereix un color vermellós als sòls. Aquests sòls s'han format en èpoques de precipitacions més elevades que ara i clima poc o molt càlid, probablement, des del final de l'era terciària. Es tracta de sòls ben humificats (mull càlcic) que, en les petites extensions lliures de roques (dolines), són òptims per als cultius de secà, car les argiles hi retenen bé l'aigua. Per a regadiu, drenarien poc. A les zones amb abundància de calcàries, els sòls estan descarbonatats amb pH lleugerament bàsics (7,0-7,5). Quan els sòls fersialítics s'originen en la roca dolomítica, la descarbonatació no és completa, ja que la dolomita es dissol amb més lentitud. Aleshores, els sòls són més rics en carbonats. Corresponen a un tipus de sòl fersialític menys evolucionat que presenta tonalitats més brunes.

Efectes del foc en el sòl

En els treballs de Serrasolsas (1987) i Ferran (1987) es tracta els efectes del foc sobre el sòl a curt i a llarg termini, respectivament. D'aquests estudis es desprèn que els sòls fersialítics del Garraf es caracteritzen per una gran estabilitat, ja que abans d'un any després del foc recuperen les propietats químiques i els nivells de nutrients que els caracteritzen. El pH, el potassi soluble i intercanviable i el contingut de nitrats augmenten en el sòl durant els mesos posteriors al foc, com a conseqüència d'aquest (Serrasolsas, 1987). Ferran (1987) troba que entre un i tres anys després de l'incendi és quan el sòl té un contingut mínim de matèria orgànica, un cop s'han descompost les restes orgàniques que no s'havien cremat del tot.

4.2. Clima

El clima del Garraf és mediterrani, amb els dos màxims característics de precipitacions, a la primavera i a la tardor. Les àrees d'estudi més importants (taula 3) se situen a uns 5-7 km de Begues i a uns 7-9 km de Sitges, els dos observatoris més pròxims. Begues es troba a uns 360 m d'altitud i a uns 8 km de distància, en línia recta, del mar. Presenta una mitjana anual de precipitacions de 705,4 mm i una temperatura mitjana de 13,0 °C, tal com indica el diagrama ombrotèrmic que adjuntem, corresponent a un període de vint anys des de 1969 (fig. 6). La mitjana

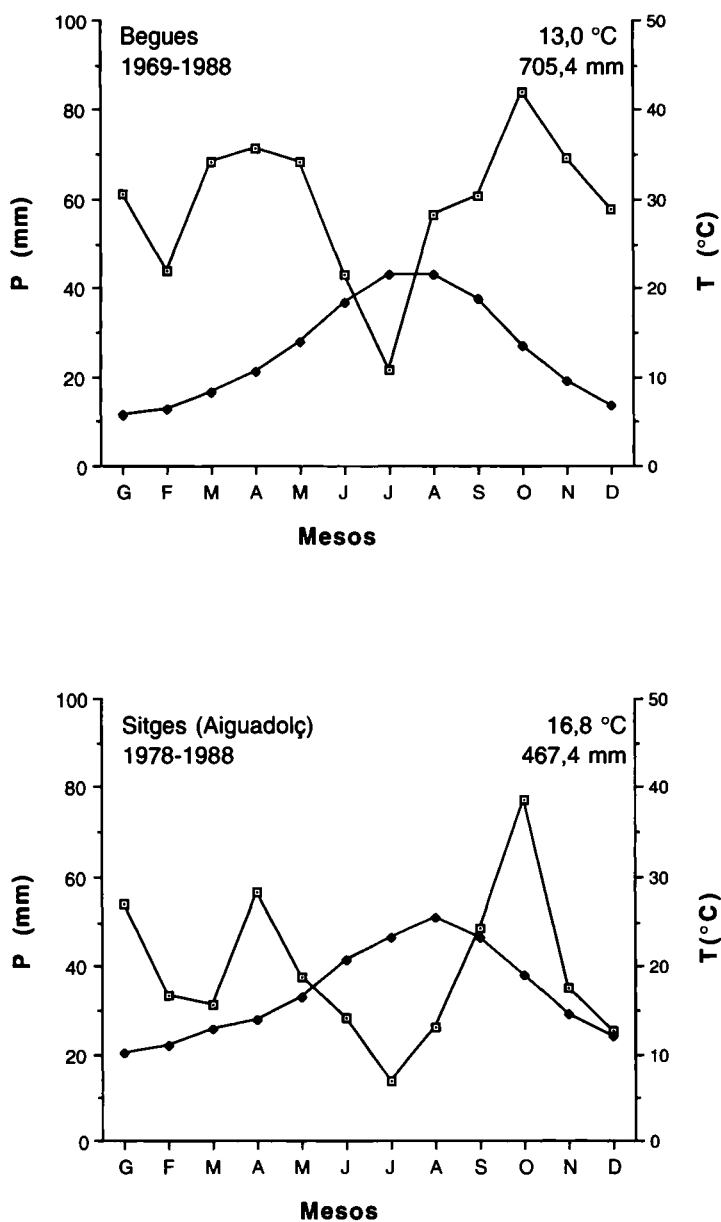


FIGURA 6. Diagrama ombrotèrmic corresponent a Begues (a) i Sitges (b), on es troben les dues estacions meteorològiques més properes a les principals zones d'estudi (dades facilitades per l'Institut Meteorològic Nacional, zona de Barcelona).

de les mínimes de gener és de 0,5 °C i la mitjana de les màximes de juliol de 28,1 °C. Sitges es troba a la costa, uns 15 km més al sud que Begues. El clima de Sitges és més sec i càlid: les precipitacions no arriben als 500 mm anuals, mentre que la temperatura mitjana anual és de 16,8 °C (fig. 6). La mitjana de les mínimes de gener és de 6,8 °C i la mitjana de les màximes de juliol, de 27,5 °C.

Les àrees d'estudi es troben d'uns 300 a uns 500 m d'altitud (taula 3). Estan menys allunyades del litoral que Begues i més al nord que Sitges. Per tot això, podem afirmar que presenten un clima intermedi entre ambdues localitats, probablement per la seva altitud i allunyament del litoral, cosa que fa el clima més pròxim al de Begues.

Les roques blanques i nues, ben freqüents al massís, reflecteixen molt la llum solar, i escalfen i assequen l'aire que envolta les plantes. D'altra banda, l'aigua de la pluja s'infiltra per les fissures de les roques, i el sòl és prim i discontinu. Tot això fa que l'aigua no arribi a l'abast de la vegetació durant molt de temps. Cal afegir que la humitat atmosfèrica es força elevada per la proximitat del mar. La brisa marina bufa ben sovint a l'estiu i atenua les secades i les calors tan accentuades pel relleu càrstic i el color blanquinós de les roques.

Les condicions climàtiques durant els 18 mesos posteriors a l'incendi de juliol de 1982 són representades a la fig. 7 i resulten interessants per a la interpretació dels resultats obtinguts en diversos capítols.

TAULA 3. Caracterització de les sis parcel·les del Garraf més estudiades en aquest treball.

	Parcel·la					
	1	2	3	4	5	6
Lloc	Els Comuns	Els Comuns	Vallgrassa	Vallgrassa	La Pleta	Pla dels Vinyals
Municipi	Begues	Begues	Begues	Begues	Sitges	Sitges
Formació	Garriga de <i>Q. coccifera</i>	Garriga de <i>Q. coccifera</i>	Garriga de <i>Q. coccifera</i>	Pineda de <i>P. halepensis</i>	Garriga de <i>Q. coccifera</i>	Pineda de <i>P. halepensis</i>
Últim incendi	Juliol 1982	1969 ^a	Juliol 1982	Juliol 1982	Desconegut ^b	~1962 ^c
Altitud (m)	470	460	270	270	370	320
Pendent (°)	5	0-5	5-10	0	0-5	0-5
Orientació	S-SW	SW	W-NW	—	S-SE	SE
Superfície (m ²)	10.000	10.000	400	600	5.000	600

^a La data del foc s'ha estimat a partir dels anells de creixement de *A. unedo*, *Phillyrea angustifolia* i *Rosmarinus officinalis*.

^b L'edat de l'últim foc és desconeguda. En qualsevol cas, pot afirmar-se que és anterior a 1969, d'acord amb l'alçada i el desenvolupament de la vegetació arbustiva.

^c La data del foc s'ha estimat a partir dels anells de creixement de *P. halepensis*.

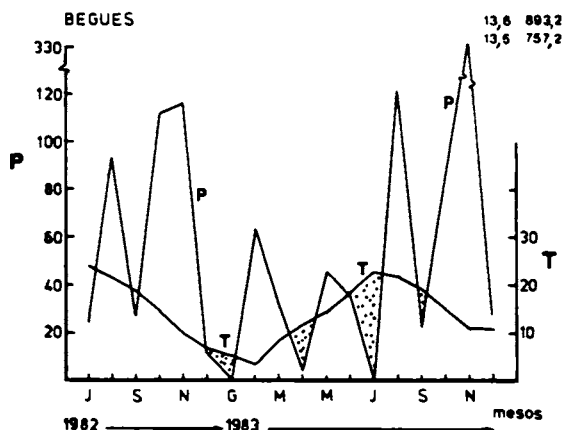


FIGURA 7. Precipitacions i temperatures mitjanes mensuals des de l'incendi de juliol de 1982 i durant els divuit mesos següents. Les dades corresponen a Begues, l'estació més pròxima a les parcel·les d'estudi. A dalt i a la dreta, les temperatures mitjanes i precipitacions dels anys 1982 i 1983.

4.3. Vegetació

La comunitat predominant és la garriga (*Quercetum cocciferae* Br.-Bl. 1924 subass. *rosmarinetosum* Br.-Bl. 1935) caracteritzada ací per l'alt recobriment del coscoll o garric (*Quercus coccifera*), la presència del matapoll (*Daphne gnidium*), del camedris (*Teucrium chamaedrys*) i d'espècies del *Quercion ilicis* Br.-Bl. (1931) com són l'aladern fals (*Phillyrea latifolia*), l'esparreguera (*Asparagus acutifolius*) o l'arboç (*Arbutus unedo*). La subassociació *rosmarinetosum* està clarament definida per la presència notable del bruc d'hivern (*Erica multiflora*), de la lleteresa verrucosa (*Euphorbia mariolensis*) i de la jonça (*Aphyllanthes monspeliensis*). En alguns indrets en què disminueix el recobriment de *Q. coccifera*, la brolla de romaní i bruc d'hivern (*Erico-Thymelaetum tinctoriae* Br.-Bl. 1935) (A. i O. Bolòs, 1950) hi està clarament representada. Aquest fet es palesa en l'increment de la freqüència de les espècies següents: la fumana ericoide (*Fumana ericoides*), el romaní (*Rosmarinus officinalis*), la foixarda (*Globularia alpum*), la centàurea linifolia (*Centaurea linifolia*), l'herba de Sant Llorenç (*Astragalus monspessulanus*), l'escabiosa columbària (*Scabiosa gramuntia*) i l'avena de brolla (*Avena bromoides*).

Pels fragments que han pogut preservar-se de l'incendi i per la regeneració que hi ha hagut en el conjunt de l'àrea, podem deduir que la garriga és, generalment, entre normal i densa (recobriment entre el

50 % i el 75 %), d'alçària mitjana (entre 60 cm i 2 metres), segons les categories establertes per Tomaselli (1982).

L'arbust predominant és *Quercus coccifera*. Amb una proporció molt inferior, tenim, la mata o llentiscle (*Pistacia lentiscus*), el bruc d'hivern (*E. multiflora*), el romaní (*R. officinalis*), el matapoll (*D. gnidium*), l'estepa borrera (*C. salvifolius*) i l'aladern fals (*Phillyrea latifolia*). Amb una freqüència més baixa encara trobem el margalló (*Chamaerops humilis*) i l'arboç (*Arbutus unedo*), aquest últim sobretot en els indrets més humits o amb un sòl més profund. D'entre les espècies herbàcies cal remarcar l'abundància de les gramínies: el càrritx (*Ampelodesma mauritanica*), herba alta que pot assolir 1,5-2,0 m d'alçària en les zones de conreu abandonades, on generalment resulta l'espècie dominant, però també resulta freqüent per tot el massís, si bé rarament hi presenta un desenvolupament tan imposant; el fenàs de marge (*Brachypodium phoenicoides*) és abundant en els llocs relativament humits i menys pedregosos, mentre el llistó (*Brachypodium retusum*) es troba sobretot en els llocs més secs, creixent sovint barrejat amb *Quercus coccifera*. Les anuals escassegen i només són freqüents a les vores dels camins o en zones d'abandonament recent (fa menys de quaranta anys).

La poca abundància de l'arçot (*Rhamnus lycioides*), de l'ullastre (*Olea europaea*), del garrofer (*Ceratonia siliqua*) i la inexistència de la murtra (*Myrtus communis*) ens permet deduir que la màquia de garric i margalló (*Quercus-Lentiscetum* Br.-Bl. 1935)(A. i O. Bolòs, 1950), encara que present a la zona barrejada o intercalant-se amb la garriga, no és la comunitat predominant. Per a una informació més àmplia, vegeu Bolòs (1962), Bolòs (1967) i Folch (1981), d'on ha estat extreta la informació bibliogràfica i sistemàtica. La nomenclatura científica dels vegetals citats en el text és segons *Flora europaea* (Tutin *et al.*, 1964-1980); la nomenclatura catalana és segons Masclans (1981) i, per a algunes espècies no citades per aquest autor, de Folch (1981).

El pi blanc (*Pinus halepensis*) forma (o formava, abans de l'incendi de 1982) petits boscos en alguns indrets, més esponerosos a les fondalades. Aquestes pinedes resulten especialment abundants en les zones abandonades fa més de cinquanta anys (generalment com a conseqüència del desastre de la fil·loxera), i haurien estat afavorides, si no plantades en molts casos, pels pagesos que tenien cura d'aquestes terres. Aquests pins presenten un creixement relativament baix en la majoria dels indrets. S'ha estimat un increment radial (en arbrissons amb un radi mitjà de 2 a 4 cm a 1,30 m d'alçària del tronc) entre 1 i 3 mm per any. En les fondalades podem trobar pins molt grossos (> 10 cm de radi a 1,30 m d'alçària) i més vells barrejats amb la majoria, que tenen les dimensions abans esmentades.

Les garrigues de Quercus coccifera

Actualment, *Quercus coccifera* (o el seu vicariant a la mediterrània oriental, *Quercus coccifera* ssp. *calliprinos*) és una espècie abundant a tota la conca mediterrània, però no es troba en un clima de característiques diferents al d'aquestes contrades. Del total de superfície ocupada per les màquies i altres comunitats arbustives existents a les àrees de la conca mediterrània (131.000 km², segons Le Houérou, 1973 i 1981), més del 14 % són garrigues. Cal tenir present, a més, que *Q. coccifera* pot trobar-se també a diversos tipus de brolles i màquies, sense ser l'element essencial de l'estrat arbustiu.

Al sud de França les garrigues ocupen més de 3.000 km², mentre que a Espanya la seva àrea podria ser inferior (Le Houérou, 1981). L'*Inventario forestal nacional* fet per ICONA (1974) no diferencia els diversos tipus de comunitats arbustives i, per tant, no podem avaluar-ne l'extensió d'una manera precisa.

En períodes prehistòrics amb una dèbil explotació del medi, el bosc d'alzines, *Quercetum ilicis galloprovinciale* Br.-Bl. (1915 i 1936), era predominant en la major part de la zona mediterrània europea. Aleshores, *Quercus coccifera*, que no pot viure bé sota un fullatge dens i ombrívol, es trobaria en vessants pedregoses i en llocs rocosos amb calcàries fissurades (Ramade, 1974; tret de Godron *et al.*, 1981). Probablement, els herbívors salvatges o d'altres pertorbacions naturals (fortes ventades, intenses nevades, etc.) provocaven clars en el bosc original, especialment quan les condicions ambientals eren menys favorables a l'alzinar (clima dur, forts pendents, substrat pedregós, sòls esquelètics...). *Quercus coccifera*, una espècie llenyosa menys exigent i més resistent a les pertorbacions, trobaria aleshores llocs i ocasions per estendre's. Però ha estat sobretot l'acció de l'home el que més ha afavorit *Q. coccifera*, en talar —o aclarir— boscos a gran escala per aconseguir pastures, àrees de conreu o terrenys de caça i aprofitar la llenya dels arbres com a combustible. Els nous usos del sòl han afavorit l'erosió en moltes zones, i *Q. coccifera* ha anat trobant un medi òptim per expandir-se en perjudici de l'alzina (Godron *et al.*, 1981).

Normalment, *Q. coccifera* es troba ocupant taques d'alguns metres quadrats. Generalment resulta pràcticament impossible de diferenciar els individus genètics. Quan millor se'n poden reconèixer els límits és durant l'estació de creixement, per les diferències que pot presentar en les coloracions i el creixement dels nous brots (Godron *et al.*, 1981). Cada grup d'individus comprèn unes desenes de tiges o rebrots. Si es desenterren, s'observa un enorme embolic de rels i estructures subterrànies (fot. 1). El seu arrelament és molt potent i aconsegueix desenvolupar-se bé entre les



FOTOGRAFIA 1. *Quercus coccifera* que presenta estructures subterrànies gruixudes i tortuoses (*root suckers*) que formen una xarxa horitzontal de la qual surten grups de rebrots que tenen una gruixària i una edat molt inferiors respecte a les parts subterrànies. Aquestes estructures enterrades recorden els rizomes de moltes espècies graminoides i fan pràcticament impossible la diferenciació d'individus genètics.

esquerdes de les roques. Una bona part del sistema subterrani es troba a baixes profunditats (0-50 cm). Les garrigues que forma són freqüentment denses i tenen l'aspecte d'una estora discontinua de 0,5-1,0 m d'alçària. Excepcionalment, a la Serra da Arrabida (Portugal) i en alguns indrets del nord d'Àfrica (Godron *et al.*, 1981), *Q. coccifera* pot arribar a convertir-se en un arbre de 5 a 7 m d'alçària i més de 30 cm de diàmetre. S'ha especulat (J. Terradas, comunicació personal) que podria tractar-se d'un tàxon diferent (vegeu *Q. coccifera* ssp. *calliprinos*).

4.4. *Impacte de l'incendi de 1982*

Com que una bona part dels estudis d'aquest volum (parts II i III) ha tingut per objectiu fer un seguiment de la regeneració i el desenvolupament vegetals posteriors a aquest incendi, en parlarem amb un cert detall. El foc va iniciar-se el 5 de juliol, quan feia vint-i-cinc dies que no havia

plogut (des del 10 de juny). L'extraordinària calor que feia aquells dies (els diaris deien que a Barcelona s'enregistraven les temperatures més altes dels darrers trenta anys), i també el vent que hi bufava no van permetre als bombers dominar l'incendi definitivament fins al 10 de juliol. L'extensió cremada va afectar un total de 6.945 ha i diversos municipis: Begues, Castelldefels, Gavà, San Climent de Llobregat, Olesa de Bonesvalls, Olivella, Avinyonet del Penedès i Sitges. De la superfície incendiada, 4.520 ha eren poblades d'arbres (pins gairebé sempre); la resta, 2.425 ha, no contenia espècies arbòries.

La causa del sinistre no és ben coneguda. El comunicat oficial fa constar que uns obrers de l'empresa COBRA estaven treballant prop del lloc on es va iniciar l'incendi. Aquest diu que va ser «un incendi de copas de matorral». Això equival a un foc de superfície (Trabaud, 1970a). A les àrees amb pins, el foc va passar fàcilment a les capçades. Són excepcionals els pins que han pogut sobreviure a l'incendi, i sempre són més alts que els veïns i es troben relativament aïllats. Encara que no vàrem poder visitar la zona al cap de pocs dies d'haver-se produït l'incendi, sinó set mesos després, alguns indicis ens fan veure que va ser un foc entre moderat i intens en la major part del territori, d'acord amb els criteris de Wells *et al.* (1979). En les zones arbrades trobarem restes de matèria orgànica (pinassa, glans); l'estructura i el color del sòl no semblaven haver quedat alterats; els diàmetres de la necromassa (tiges cremades) podien ser inferiors a 1,3 cm però mai a 0,6, i pràcticament tota la fitomassa aèria havia quedat carbonitzada. D'acord amb aquests criteris, la temperatura a la superfície del sòl durant l'incendi probablement va oscil·lar entre 300 i 400 °C (Rundel, 1983), i al nivell de la coberta vegetal, entre 600 i 800 °C (Trabaud, 1970a), car si bé algunes closques de cargols es trencaven en agafar-les o en dissoldre-les en aigua —el pas de CO_3Ca a CaO té lloc al voltant de 470 °C segons R. Margalef (comunicació personal)—, això no passava en la majoria dels que encara podien trobar-se morts a la superfície del terra en el transcurs de les primeres visites que vam efectuar. Les pèrdues del desastre s'avaluen —dades oficials de la Generalitat de Catalunya— en 308,1 milions de pessetes de 1982. Si tenim en compte que l'any 1982 les pèrdues provocades pels incendis forestals a Catalunya van arribar a 535,6 milions de pessetes, veiem que el 57,5 % d'aquesta quantitat va correspondre a aquest incendi.

4.5. Descripció de les principals parcel·les d'estudi

A continuació farem una breu descripció de totes aquelles parcel·les on s'ha realitzat un seguiment diacrònic dels diversos paràmetres i vari-

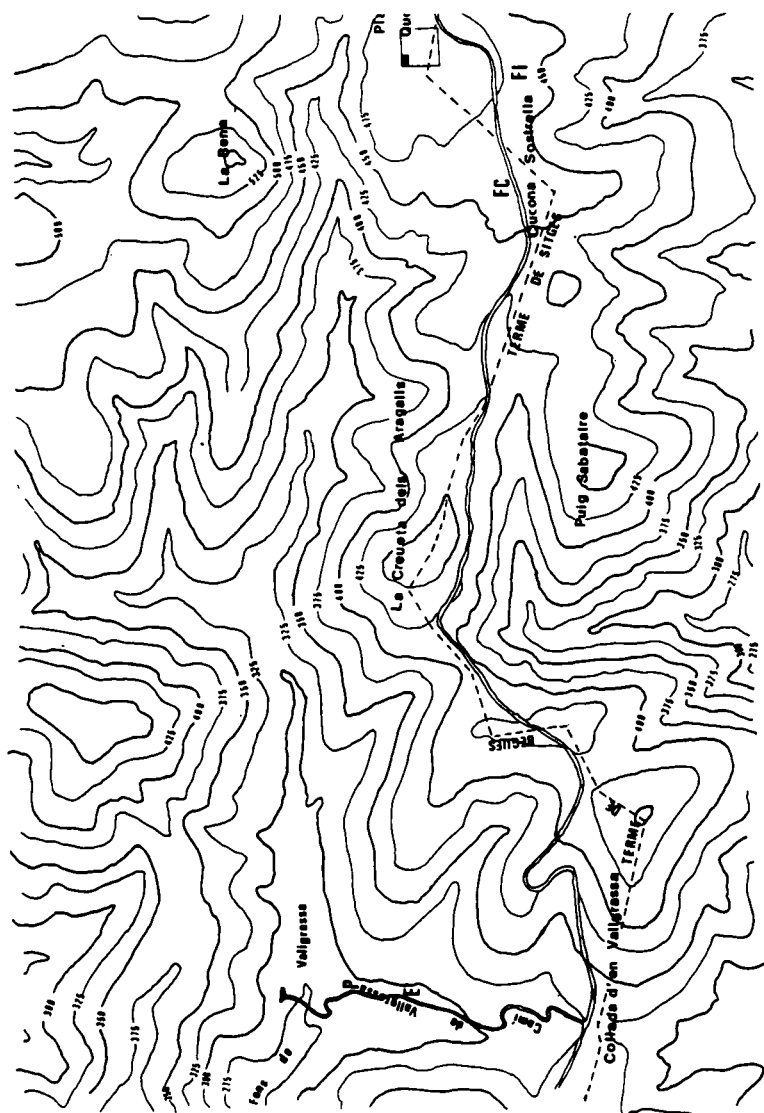
ables estudiats. El treball de camp realitzat en els capítols 5, 6, 7, 8, 12, 13, 14 i 15 s'ha portat a terme en alguna d'aquestes àrees. Totes les parcel·les de seguiment se situen a l'interior del massís, en zones poc freqüentades. Les sis parcel·les són en el sector del massís corresponent al triangle que uneix Castelldefels amb Begues i la Plana Novella (que comprèn unes 2.400 ha, aproximadament). Hi ha una carretera poc transitada relativament pròxima a aquestes àrees que s'inicia a la urbanització Lo Rat Penat (les Botigues de Sitges) i que acaba al Palau de la Plana Novella. Les principals característiques d'aquestes parcel·les es troben a la taula 3, mentre que en el plànol 1 es localitzen les parcel·les 1 a 4. Les parcel·les 5 i 6, on els estudis efectuats han estat menors, no es troben en aquest plànol, si bé resulten també molt pròximes a les parcel·les restants. Totes les parcel·les presenten un substrat de calcàries del cretaci i un sòl fersialític.

Les parcel·les 1 i 2 es troben a prop (a menys de 500 m de distància). Se situen en zones molt pròximes al pla de Querol, dins la finca anomenada Els Comuns que és propietat de l'Ajuntament de Begues. La carretera que hem esmentat anteriorment separa ambdues parcel·les i va ser d'utilitat per als bombers com a tallafocs durant l'incendi del 1982, per tal de protegir una antena de la companyia telefònica que es troba a dalt del pla. Les dues parcel·les presenten una garriga de *Q. coccifera*. En la zona no cremada, la garriga té uns 70 cm d'alçària.

Les parcel·les 3 i 4 són a l'interior de la finca de Vallgrassa, propietat de la Diputació de Barcelona. A la parcel·la 3 hi ha una garriga amb un desenvolupament superior al de la parcel·la 1 pel fet d'haver-hi una pedregositat menor i un sòl més profund. La parcel·la 4 té la meitat de la seva superfície coberta de pins morts (cremats durant el foc de 1982), amb un sotabosc dominat per *Ampelodesma mauritanica* i *Cistus salvifolius*; en l'altra meitat hi ha una garriga de *Q. coccifera*. La presència de bancals en el replà on hi ha la pineda revela la presència de conreus en el passat (fa més de cinquanta anys). En el sector de pineda, la densitat dels arbres cremats era de 2.120 peus per hectàrea, amb un diàmetre basal mitjà de $17,5 \pm 0,9$ cm.

La parcel·la 5 és una zona de garriga que es va preservar del foc de 1982 i que recorda molt la de la parcel·la 2, si bé presenta un desenvolupament una mica superior.

La parcel·la 6 és una pineda pròxima al Canopolis (cementiri de gossos) i no es va cremar durant el foc de 1982, si bé l'incendi es va aproximar molt a la zona. D'acord amb el guarda de l'esmentat cementiri, aquesta pineda va sofrir un incendi anteriorment (el 1962, d'acord amb l'estimació efectuada a partir dels anells de creixement). La presència d'antics bancals indica que aquesta zona havia estat aprofitada per a



PLANOL 1. Situació en un fons topogràfic a escala 1:10.000 de les principals àrees de prova (parcel·les d'estudi descrites en l'apartat 4.5 i en la taula 3). D'esquerra a dreta, situem en el plànol:

- E: parcel·la 3, on s'ha seguit el creixement de diverses espècies arbustives;
- P: parcel·la 4, on s'ha seguit la regeneració natural del pi blanc;
- FI: parcel·la 1, cremada el 1982, on s'ha avaluat la fitomassa;
- FC: parcel·la 2, no cremada, on s'ha pesat la fitomassa.

conreus (fa més de cinquanta anys). La densitat dels pins era de 4.720 peus per hectàrea, amb un diàmetre basal mitjà de $8,6 \pm 1,2$ cm.

4.6. Anàlisi dels sòls d'algunes de les parcel·les d'estudi

A les sis principals zones d'estudi els sòls eren sempre de tipus fersialític. En cadascuna de les parcel·les 1, 2 i 4 (taula 3) on s'havia avaluat prèviament la pedregositat (capítols 7 i 8), hem recol·lectat 7 mostres de sòl entre 5 i 25 cm de profunditat (fet que ens ha permès excloure les capes superiors, on la virosta i la matèria orgànica són abundants). Les mostres, un cop barrejades, han estat estudiades per M. Jorba, del Departament de Biologia Vegetal de la Universitat de Barcelona, que ha realitzat les anàlisis següents (entre parèntesis, el mètode utilitzat):

- textura (pipeta de Robinson)
- pH (elèctrode de vidre, relació 1 : 2,5, sòl : aigua)
- carbonats (calcímetre)
- carboni (analitzador elemental)
- nitrogen total (analitzador elemental)
- fòsfor assimilable (Olsen)
- bases bescanviables (extracció per acetat sòdic, pH 8,2).

Els resultats obtinguts (taules 4 a 6), poden considerar-se com a característics d'un sòl fersialític del Garraf. En la textura hi ha predominància de les fraccions més fines (argiles i llims). El pH és lleugerament bàsic (7,2 a 7,6). El baix contingut de carbonats reflecteix la forta descarbonatació d'aquests sòls desenvolupats sobre calcàries del cretaci. Són sòls relativament rics en matèria orgànica, la qual es troba bastant transformada o humificada (mull càlcic). Això es dedueix pels valors de la relació C/N (entre 14 i 15) en les dues parcel·les de garriga, mentre que en la fullaraca de *Q. coccifera* és molt superior (aproximadament de 40, comunicació personal de R. Vallejo). Els continguts de fòsfor i nitrogen poden considerar-se com a normals en zones «naturals», i no es pot parlar d'un dèficit de cap d'aquests dos elements essencials. Respecte al complex d'intercanvi, aquest es troba sempre saturat (sobretot pel calci) en sòls calcaris. El contingut en magnesi ens indica que no es tracta de roques dolomítiques. En sòls calcaris sol haver-hi generalment continguts en potassi relativament baixos, la qual cosa no es dona en els sòls analitzats, probablement a causa dels alts continguts en matèria orgànica.

Podem concloure que aquests sòls tan argilosos tenen una gran capacitat d'esmoreïment. En cas que hi hagués mancances de nutrients, el dèficit no es produiria perquè fossin escassos, sinó principalment a

TAULA 4. Pedregositat (pedres i rocs, Ø > 10 cm) i textura dels sòls analitzats en tres de les parcel·les d'estudi (PR: pedregositat; SG: sorra grollera; SF: sorra fina; LG: llim groller; LF: llim fi; A: argiles).

Parcel·la	PR (%)	SG (%)	SF (%)	LG (%)	LF (%)	A (%)
1	18,6	0,5	6,0	21,8	22,0	49,7
2	21,4	0,7	5,9	24,3	22,8	46,3
4	5,7	0,9	9,8	24,5	20,2	44,6

TAULA 5. Carbonats, pH, nitrogen, carboni i relació C/N en les tres parcel·les analitzades.

Parcel·la	CaCO ₃ (%)	pH	C (%)	N (%)	C/N
1	1,4	7,2	3,31	0,23	14,4
2	1,4	7,3	2,99	0,24	12,5
4	3,4	7,6	2,35	0,16	14,7

TAULA 6. Contingut en fòsfor (assimilable) i en cations bescanviables (potassi, magnesi i calci) en les tres parcel·les estudiades.

Parcel·la	P (ppm)	K (meq/100 g)	Mg (meq/100 g)	Ca (meq/100 g)
1	1,80	1,63	1,09	21,99
2	1,80	1,08	1,00	22,99
4	3,29	1,08	1,18	26,53

causa de la manca d'aigua (en períodes d'eixut) com a mitjà per absorbir-los (R. Vallejo, comunicació personal).

Si comparem els resultats (taules 4 a 6) de les tres parcel·les entre si, observem resultats pràcticament iguals (excepte en el K) entre les dues garrigues que es troben molt pròximes entre elles (parcel·les 1 i 2), mentre que observem certes diferències (especialment en la pedregositat, el pH, el C, el P i el N) entre les garrigues i la pineda (parcel·la 4) estudiades. La pineda presenta una pedregositat menor que les garrigues. Les restes de bancals posen en evidència que aquesta zona de pineda havia estat conreada anteriorment. Les diferències entre els sòls de les garrigues (parcel·la 1 i 2) i els de la pineda (parcel·la 4) es troben més en la matèria orgànica que en el sòl mineral. Globalment, la pineda té menys matèria orgànica (taula 5), però en la capa orgànica la relació C/N és superior, car la fullaraca de *P. halepensis* té menys N que la de *Q. coccifera* (R. Vallejo, comunicació personal). De fet, la taxa de descomposició de la matèria orgànica resulta menor a la pineda (descomposició més lenta).

PART II

**DINÀMICA I REGENERACIÓ VEGETAL POSTERIOR A
L'INCENDI**

INTRODUCCIÓ

Als ecosistemes mediterranis s'accepta com un principi general que la successió secundària que té lloc després de l'incendi consisteix en un procés de restabliment directe de les comunitats cremades, atesa la capacitat de persistència de les espècies predominants, sigui en forma de rebrots a partir de les parts protegides pel sòl, o de diàspores que germinaran en quantitats notables durant els anys següents al foc. Aquest procés de regeneració s'ha anomenat *autosuccessió* (Hanes, 1971). Aquesta resposta directa de la vegetació pot no produir-se si l'interval de temps entre dues pertorbacions no és suficient per assegurar el seu restabliment (Noble i Slatyer, 1977; Noble, 1981; Zedler *et al.*, 1983). La majoria de les espècies que es restableixen per rebrot resisteixen bastant bé un període relativament curt entre dues pertorbacions (Van Wilgen, 1982; Keeley, 1986; vegeu també el capítol 14). En canvi, les que es regeneren principalment per germinació han d'haver produït una quantitat suficient de llavors que n'asseguri la permanència (Trabaud i Lepart, 1981; Keeley, 1986).

Hi ha nombrosos estudis sobre els mecanismes i dispositius de regeneració després del foc de les espècies vegetals pròpies dels ecosistemes de clima mediterrani (Hanes, 1971; Kruger, 1977*a*; Specht, 1981*a*; Bell *et al.*, 1984; etc.). També coneixem diversos treballs de síntesi que busquen comparar i interpretar la informació disponible (Gill, 1981; Keeley, 1981 i 1986; Kruger, 1983; Trabaud, 1987*b*). Tots aquests estudis es refereixen principalment als ecosistemes del sud d'Austràlia, Califòrnia i Sud-àfrica. Respecte a la conca mediterrània, la informació cal situar-la en alguns estudis anteriors realitzats en el sud de França (Trabaud, 1980*b*, 1981, 1984 i 1987*c*) o en la Mediterrània oriental (Naveh, 1975; Arianoutsou-Faraggitaki i Margaritis, 1981). Del conjunt d'aquests estudis es dedueix que les espècies que es restableixen per rebrotada són predominants a les cinc regions mediterrànies del planeta, tant pel que fa al nombre d'espècies de la seva flora com pel que fa al percentatge en recobriment o fitomassa. No obstant això, en determinades comunitats específiques que poden tenir gran importància en certes

zones o regions, les espècies que es regeneren per germinació poden ser més freqüents o abundants, per exemple al *chaparral* de *Ceanothus* a Califòrnia, al *fynbos* de *Sympieza* a Sud-àfrica, al *calcareous coastal tea-tree* a Austràlia o les nostres brolles de *Cistus* sp. pl. o d'*Ulex* sp. (amb presència o no d'un estrat arbori de *Pinus halepensis*).

Normalment, el creixement primari en les espècies mediterrànies es produeix durant la primavera (Miller, 1947; Cardona, 1980). La disponibilitat d'aigua i la temperatura regulen la iniciació del creixement: un cop s'assoleix el nivell adequat d'aigua en el sòl, el nombre d'hores amb temperatures suaus sembla provocar la iniciació del creixement (Kummerow, 1983). Però no totes les espècies inicien el creixement al mateix temps. De fet, les espècies reaccionen d'una manera diferent als estímuls ambientals, i aquests poden variar segons, per exemple, la profunditat del sistema radical (Kummerow *et al.*, 1981). Això té com a conseqüència diversos lapses de creixement efectiu segons les espècies (Kummerow, 1983): les espècies del *matorral* xilè (Fundo Sta. Laura) creixen més que les del *chaparral* de Califòrnia (Echo Valley) pel fet de tenir un període de creixement més llarg (Montenegro *et al.*, 1979).

En algunes espècies mediterrànies (*Q. coccifera*, *A. unedo*) s'ha vist que el creixement secundari no es desenvolupa d'una manera simultània a l'allargament dels brots (creixement primari). Per a *Q. coccifera*, el creixement secundari té lloc de juny a agost (Arianoutsou-Faraggitaki i Mardiris, 1987), mentre que el creixement longitudinal es desenvolupa durant unes sis setmanes (d'abril i maig). Sembla probable que, quan es desenvolupa un intens creixement durant un curt període de temps (vegeu *Q. coccifera*), aquest depengui de reserves acumulades anteriorment, mentre que en casos on el creixement s'espai més en el temps (vegeu *C. salvifolius*), aquest va estretament lligat a les condicions favorables del moment (Pereira *et al.*, 1987).

Hi ha dos tipus principals de borrons que donen lloc a tiges i ramificacions (Orshan, 1964; Kramer i Kozlowski, 1979): 1) els formats en el període de creixement de l'any anterior i que broten durant el creixement de l'any següent (creixement determinat), i 2) els que es desenvolupen ràpidament (en poques setmanes) i es caracteritzen pel fet de donar lloc a un creixement indeterminat. En el primer cas, els borrons contenen els primordis de totes les fulles a què donaran lloc i originen, generalment, tiges de creixement limitat. En el segon, l'allargament de l'eix és simultani a la iniciació i formació de noves ramificacions i dóna lloc a tiges llargues (Kramer i Kozlowski, 1979). Són els que produeixen els rebrots després d'un incendi o una altra pertorbació.

Alguns dels primers treballs en la resposta al foc dels ecosistemes arbustius mediterranis han versat sobre l'evolució temporal de la

fitomassa, i s'han fixat sobretot en el període necessari per a la seva recuperació (Sampson, 1944; Specht *et al.*, 1958; Groves i Specht, 1965; Specht, 1969). Diversos treballs comparatius o de síntesi (Gray i Schlesinger, 1981; Kummerow *et al.*, 1981; Rundel, 1983) han mostrat que la biomassa de les comunitats arbustives mediterrànies depèn més de les condicions ambientals o de les espècies dominants que de la seva situació geogràfica o latitudinal. La relació entre el desenvolupament de la fitomassa i la disponibilitat d'elements nutritius (sobretot N i P) ha estat objecte d'atenció: en alguns casos s'ha trobat una estreta dependència del contingut de nutrients de l'estructura vegetal i el grau d'oligotròfia del sòl (Specht, 1969; Riba i Terradas, 1985), mentre que d'altres estudis es desprèn que hi ha una disminució de les mineralomasses amb l'edat (Rundel i Parsons, 1980; Black, 1987). Contràriament als resultats anteriors, Schlesinger i Gill (1980) no observen cap signe o indicatiu de deficiència nutritiva en el *chaparral* de *Ceanothus magacarpus*. Però la manca d'aigua és, de fet, el principal factor limitant de la producció vegetal en un clima mediterrani (Kruger, 1977b; Merino i Martín Vicente, 1981; Specht, 1981a). Le Houérou (1981) troba una relació lineal entre la quantitat mitjana de precipitacions anuals i la productivitat dels diversos tipus d'ecosistemes arbustius de la conca mediterrània. Aquesta relació es compleix si considerem globalment la vegetació mediterrània des de les zones més àrides fins a les més plujoses. La taxa d'acumulació de la biomassa vegetal també depèn de les espècies dominants. Riggan *et al.* (1988), per exemple, al *chaparral* californià troben fitomasses molt diferents segons les espècies dominants: *Ceanothus* sp. pl. 55-60 t·ha⁻¹ (vint-i-un anys), *Adenostoma fasciculatum* 30 t·ha⁻¹ (vint-i-un anys) i, *Quercus dumosa* 18.5 t·ha⁻¹ (trenta-cinc anys). A Catalunya també hi ha evidents diferències en molts casos (com ara brolles de *Cistus* sp. pl., garrigues de *Q. coccifera*, màquies d'*Arbutus unedo* i *Phillyrea latifolia* i alzinars de rebrotada de menor a més gran biomassa). També són importants les condicions del substrat (inclinació, exposició, natura, pedregositat, textura i condicions nutritives del sòl, etc.). Per això podem veure, freqüentment, una garriga que presenta molt bon aspecte en un lloc i, a la mateixa muntanya, no gaire lluny, una altra que es va cremar al mateix temps, però que presenta unes condicions de creixement molt inferiors. Per exemple, Trabaud (1977), a Puech du Mas du Juge (en les proximitats de Montpeller) obté uns resultats totalment diferents per a dues garrigues d'uns vint-i-cinc anys d'edat: la més vigorosa, d'uns 70 cm d'alçària, tenia una fitomassa arbustiva de 23,5 tones per hectàrea, mentre l'altra, d'uns 52 cm, no arribava a les 13 tones per hectàrea, és a dir, gairebé la meitat. Altres aspectes molt poc coneguts, però que poden ser determinants, són les condicions de la vegetació abans del foc: densitat

de la vegetació, edat i condicions de les estructures subterrànies on rebrotaran els arbusts, és a dir, l'edat de les soques i els impactes que han sofert (incendis, pastures, estassades, etc.).

L'acumulació de la fitomassa aèria com a estimació del creixement presenta una evolució en el temps que pot explicar-se com una funció logarítmica de l'edat de la comunitat des del moment de l'incendi (Specht, 1969 i 1981*b*; Black, 1987). Això vol dir que en els primers anys després del foc s'inicia un període de fort i vigorós desenvolupament; després, el creixement disminuirà fins que esdevindrà molt lent (o fins i tot negatiu o nul). El que resulta més interessant, i permet diferenciar les comunitats i/o la capacitat productiva d'un indret determinat, és la taxa d'augment de la corba (producció) i el moment en què aquesta s'aplana. Rundel i Parsons (1979) no observen cap increment de fitomassa entre els setze i els seixanta anys per a *A. fasciculatum*; Echel i Reid (1984) observen una disminució (menor biomassa) a partir dels quaranta anys també en el *chaparral*; Black (1987) troba un resultat semblant però després, a partir dels vuitanta anys, observa una recuperació del creixement; finalment, Merino i Martín Vicente (1981) detecten una disminució al cap de 20-30 anys als *matorrales* de Doñana. Segons Riba (1987), la funció logarítmica entre fitomassa i edat s'aplicaria sobretot a les comunitats de rebrotada (bruguerar), mentre que d'altres comunitats que es restableixen per germinació (com les brolles de *Cistus* sp. pl.) requereixen un lapse inicial per a l'establiment d'un número suficient de plàntules. Posteriorment, la regeneració és ràpida fins que s'assoleix el màxim de desenvolupament. Això dona lloc a una evolució sigmoïdal de la fitomassa en aquestes comunitats pel fet del retard inicial. Això mateix ha estat trobat per a les espècies d'*Erica* sp. pl. de Galícia, que només poden regenerar-se per llavor (Casal, 1985).

A mesura que augmenta la fitomassa aèria, s'inicien fenòmens de competència entre els diversos individus o entre les parts (branques, rebrots) dels mateixos individus que interfereixen entre si quan els recursos (llum, aigua, nutrients) són limitats. Segons Yoda *et al.* (1965), quan hi ha competència, la biomassa mitjana per individu disminueix amb la densitat d'acord amb una funció potencial (de pendent -1,5). Per a espècies llenyoses de rebrotada, el model de Yoda s'ha aplicat en alguns casos (Riba i Terradas, 1985), però no sempre s'ha demostrat vàlid (Riggan *et al.*, 1988). Tot i això, hi ha d'haver un límit (variable o no, segons les condicions) en la grandària dels individus que depèn de la seva densitat. Superar aquest llindar comporta la mort d'individus o de fragments d'aquests. Black (1987) ha obtingut al *chaparral* un augment continu del percentatge de la necromassa dels onze als cinquanta-quatre anys; després, en disminuir la fitomassa, també baixa la proporció de

materials morts. Hanes (1971) i Rundel i Parsons (1979) parlen d'«aspecte senescent de la vegetació» i interpreten la vigorosa rebrotada després del foc com un rejueniment d'aquesta. De fet, hi ha un potent sistema subterrani en forma de soques i arrels que fa possible aquesta nova vitalitat. Aquesta biomassa enterrada s'ha trobat superior a la biomassa aèria en altres espècies de *Quercus* estudiades (Long *et al.*, 1976; Kummerow i Mangan, 1981; Canadell i Rodà, 1990). Per a *Q. coccifera*, Long *et al.* (1976) trobaren una fitomassa subterrània de 47 t·ha⁻¹ quan el pes de la vegetació aèria era de 17.

OBJECTIUS

En aquesta part s'estudia i se segueix la resposta a l'incendi de 1982, sobretot en la garriga i des de diversos punts de vista.

En el capítol 5 ens proposem aportar observacions sobre els mecanismes de resposta al foc d'un conjunt d'espècies mediterrànies, i també comparar i discutir la seva estratègia reproductiva. A Papió (1988a) es va fer una primera aportació sobre aquesta temàtica.

En el capítol 6 s'estudia i es compara la rebrotada de quatre espècies arbustives tot seguint el desenvolupament dels seus rebrots més vigorosos (dominants) i també el dels més curts (suprimits).

En el capítol 7 s'analitza el desenvolupament de la fitomassa arbustiva i herbàcia, i també paràmetres associats que ens permetran explicar i interpretar el procés regeneratiu global de la garriga. Es va efectuar una primera aproximació a aquestes qüestions a Trabaud i Papió (1987). L'estudi sobre la fitomassa es complementa amb un seguiment del creixement de les espècies arbustives més abundants en la zona de garriga estudiada.

5. Resposta al foc de les principals espècies vegetals

5.1. Mètodes

El treball de camp s'ha basat principalment en l'observació i el seguiment de la forma i les pautes de regeneració de les divuit espècies llenyoses i de les trenta-dues herbàcies vivaces o subllenyoses més freqüents en el sector del massís estudiat, corresponent al triangle que uneix Castelldefels amb Begues i la Plana Novella, unes 2.400 ha aproximadament.

Aquestes observacions s'efectuaren de dues maneres diferents però complementàries: una de general, descriptiva o visual, i l'altra, més acurada, mitjançant recomptes successius en unes mateixes superfícies.

Les observacions generals es portaren a terme mitjançant visites periòdiques (almenys una al mes) a les parcel·les 1 a 5 descrites anteriorment (vegeu l'apartat 4.5; taula 3). Aquestes visites es varen iniciar al cap de set mesos de l'incendi de juliol de 1982 (febrer de 1983), i es perllongaren fins al cap de quatre anys i mig després del foc (final de 1986). Durant els primers mesos del període esmentat s'efectuaren observacions referents a la forma de regeneració. L'aparició de noves espècies, i també la fenologia reproductiva de cadascuna de les espècies, va ser seguida al llarg de tot el període considerat de quatre anys de duració.

El segon enfocament del nostre estudi s'efectuà mitjançant censos al cap de 8, 18 i 32 mesos després del foc en cinc subparcel·les d'1 m² de superfície incloses en la parcel·la 3 (taula 3). Un marc metàl·lic desmuntable col·locat en el lloc senyalitzat permetia distingir clarament els seus límits. En cadascun d'aquests quadrats permanents, es realitzaren diversos tipus de censos. Per a les dicotiledònies de rebrotada les unitats de mostreig foren una o diverses tiges («ramets») que sortien d'un mateix punt o d'un punt molt pròxim. Si la distància entre dues tiges era superior a 2 cm, es consideraven dos punts de rebrotada diferents. En les monocotiledònies, les unitats de mostreig comptabilitzades foren grups de fulles (o de tiges, en el cas de *Brachypodium retusum*) que sortien d'un mateix punt. Per tant, en les monocotiledònies i dicotiledònies de rebrotada, a causa de les dificultats per al reconeixement dels individus i/o a la llarga tasca que hauria comportat comptar totes les tiges, les unitats de

mostreig considerades no coincideixen necessàriament amb els conceptes de «ramet» ni d'individu genètic. En aquestes espècies, les unitats comptabilitzades poden definir-se com a punts de rebrotada o grups de rebrotada. La distinció entre peus desenvolupats (de llavor o de rebrot) d'estadis més juvenils (rebrotos joves o plàntules) s'efectuà únicament en les dicotiledònies. En aquest cas, les unitats de mostreig foren considerades com estadis juvenils quan no presentaven cap ramificació.

Si bé les subparcel·les ocupaven una superfície petita (1 m²), presentaven una alta densitat vegetal i una notable varietat d'espècies: entre 60 i 380 unitats comptabilitzades i entre 12 i 20 espècies per metre quadrat són els valors mínim i màxim trobats al llarg del nostre estudi. De les 49 espècies de la taula 7, unes 30 es trobaren en els cinc quadrats de mostreig, la qual cosa és notable atesa la seva baixa superfície. D'aquestes espècies, algunes presentaven tan sols uns pocs individus (*Rosmarinus officinalis*, *Cistus salvifolius*, *Pinus halepensis*, *Aristolochia pistolochia*, *Viola alba*, etc.), per la qual cosa no les podem tenir en consideració en aquest segon enfocament de l'estudi. En qualsevol cas, pel que fa a les tres primeres espècies, tenim observacions periòdiques en diverses zones (parcel·les 1 i 4), i així podem conèixer el moment en què varen germinar i es varen establir. En els quadrats tampoc no hi havia teròfits ni geòfits. Per tant, les observacions d'aquests grups s'han seguit en altres llocs (parcel·les 1, 2 i 4). Cal afegir, també, que els quadrats de mostreig representen el mosaic de condicions de vegetació i substrat més comuns en la garriga: en la 2 domina *Quercus coccifera* i, en les tres restants, *Pistacia lentiscus*, les espècies graminoides i els espais pedregosos amb poca vegetació, respectivament. El dispositiu utilitzat en aquest segon enfocament ens ha permès d'obtenir resultats numèrics referents a les pautes en què cadascuna de les principals espècies s'implanta en l'ecosistema. Les taxes o els coeficients de les fig. 9 i 10 s'han utilitzat amb l'objectiu de comparar la dinàmica en l'establiment dels diversos grups d'espècies en diferents fases del procés regeneratiu.

5.2. Formes de regeneració

En la taula 7, presentem la forma de regeneració de les principals espècies llenyoses i herbàcies més freqüents en la zona d'estudi. De la llista podem treure les conseqüències següents:

1) Les espècies llenyoses (a partir d'ara, grup A) varen rebrotar en una proporció del 66,6 % i només rarament hem observat plàntules d'aquestes espècies després del foc. Entre les herbes i subarbusts, la proporció de rebrotadors fou del 46,9 %.

TAULA 7. Forma de regeneració de les espècies vegetals més freqüents al Garraf. A la dreta, per a totes les espècies que han fructificat, indiquem la data en què va començar, per primera vegada després del foc de 1982, la dispersió de les diàspores.

Espècies que germinen ^b		Espècies que rebroten i germinen		Espècies que rebroten	
A) LLENYOSOS: arbres o arbusts (A) i lianes (L)					
A - <i>Cistus albidus</i>	9-84	A - <i>Chamaerops humilis</i> (R) ^a	1-84	A - <i>Arbutus unedo</i>	11-84
A - <i>Pinus halepensis</i>		A - <i>Cistus salvifolius</i> (G) ^a	9-84	L - <i>Clematis flammula</i>	9-83
A - <i>Rosmarinus officinalis</i>	8-45			A - <i>Daphne gnidium</i>	11-83
				A - <i>Erica multiflora</i>	4-84
				A - <i>Juniperus oxycedrus</i>	10-86
				L - <i>Lonicera implexa</i>	9-83
				A - <i>Olea europaea</i>	
				A - <i>Pistacia lentiscus</i>	11-84
				A - <i>Phillyrea latifolia</i>	
				A - <i>Quercus coccifera</i>	12-84
				L - <i>Rubia peregrina</i>	11-84
				L - <i>Smilax aspera</i>	12-83
B) SUBLLENYOSOS I HERBÀCIES: subarbusts (s) i herbes graminoides (g) i no graminoides (h)					
s - <i>Argyrolobium zanonii</i>	6-83	g - <i>Ampelodesma mauritanica</i>	7-83	g - <i>Avenula bromoides</i>	6-83
h - <i>Asperula aristata</i>	12-83	g - <i>Arrhenatherum elatius</i>	6-83	h - <i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	7-83
h - <i>Biscutella laevigata</i>	7-83	s - <i>Dorycnium pentaphyllum</i>	7-83	h - <i>Aristolochia pistolochia</i>	6-83
s - <i>Dorycnium hirsutum</i>	7-83	h - <i>Euphorbia mariolensis</i>	7-83	g - <i>Brachypodium phoenicoides</i>	7-83
h - <i>Fumata laevipes</i>	7-83	s - <i>Sideritis hirsuta</i>	7-83	g - <i>Brachypodium retusum</i>	7-83
h - <i>Fumata thymifolia</i>	7-83	s - <i>Thymus vulgaris</i>	6-83	g - <i>Bromus erectus</i>	6-83
h - <i>Galium pumilum</i>	7-83	h - <i>Vicia gr. cracca</i>	6-83	g - <i>Carex flacca</i>	7-83
s - <i>Ononis minutissima</i>	8-83	h - <i>Viola alba</i>	6-83	g - <i>Carex hallerana</i>	6-83
h - <i>Polygala rupestris</i>	6-83			h - <i>Vernisutris linigolis</i>	7-83
				h - <i>Gladiolus italicus</i>	7-83
				s - <i>Globularia alypum</i>	2-84
				s - <i>Phlomis lycnitis</i>	7-83
				s - <i>Scabiosa triandra</i>	1-84
				h - <i>Sedum sediforme</i>	9-83
				s - <i>Teucrium cnamaedrys</i>	8-83

(^a) S'indica la forma de regeneració predominant: rebrotada (R) o germinació (G).

(^b) No s'inclou *Juniperus phoenicea*, ja que encara no ha pogut restablir-se.

2) El percentatge de les espècies subllenyeses i herbàcies (grup B) que es regeneren per llavor o que opcionalment poden rebrotar o germinar fou del 28 % i del 25 %, respectivament. En les del grup A, tres espècies es regeneren per germinació (16,7 %), dues opcionalment per rebrotada o germinació (11,1 %) i una (*Juniperus phoenicea*) no ha pogut restablir-se.

3) Entre les espècies que presenten menor facilitat per rebrotar es troben diverses cistàcies, labiades, lleguminoses i coníferes.

4) Existeixen formes biològiques que presenten unes característiques morfològiques, anatòmiques i funcionals particulars (lianes, graminoides, geòfits). Aquests grups són preferentment rebrotadors, i només en pocs casos (*Arrhenatherum elatius*) hem observat un increment apreciable en el nombre de peus després del foc.

5) Totes les espècies arbustives-arbòries de la llista que assoleixen unes dimensions més grans i tenen una longevitat més gran són rebrotadores. Només hem trobat una excepció (*P. halepensis*), que, com la majoria de les coníferes, perd la capacitat de formar meristemes en la base del tronc.

6) Totes les espècies típiques de l'alzinar mediterrani (*Quercion ilicis*) o de la màquia de garric i margalló (*Oleo-Ceratonion*) són preferentment o estrictament rebrotadores, mentre que aquelles que germinen (columnes 1 i 2 de la taula 7) són pròpies dels prats de *Brachypodium retusum* o de les brolles del *Rosmarino-Ericion*.

Globalment, els percentatges d'espècies segons la seva forma de resposta al foc (taula 7) són molt semblants als trobats per Trabaud (1970*b*, 1980*b*) en la garriga pròxima a Montpeller. Moltes espècies es troben a ambdues localitats, si bé al Garraf n'hi ha algunes de distribució més meridional, de les quals parlarem més endavant. La forma de regeneració és gairebé sempre la mateixa en les espècies comunes a les dues localitats. Existeixen alguns casos on podria no ser així. Nosaltres considerem que la regeneració de la majoria de les graminoides és essencialment per rebrotada. Per Trabaud (1980*b*) *Brachypodium retusum* i *Carex hallerana* es restableixen també per germinació. *Ononis minutissima* es regenera només per llavor al Garraf, mentre que Trabaud (1970*b*) considera que també pot rebrotar.

5.3. Fructificació després del foc

A la taula 7 s'indica el moment després del foc de 1982 en què cadascuna de les espècies considerades va desenvolupar els primers fruits madurs i aptes per a la dispersió. Cal tenir en compte que les dates considerades es refereixen als primers peus que van donar fruit, la qual

cosa, en alguns casos (*Arbutus unedo*, *Juniperus oxycedrus*, *Q. coccifera*, *R. officinalis*, *Rubia peregrina*, etc.), pot significar que fins a un o dos anys més tard no es produirà una fructificació considerable.

Al cap d'un any del foc (estiu de 1983) havien donat fruit més del 80 % de les espècies herbàcies (o subarbustives) però cap de les llenyoses. Al cap de vint mesos del foc (hivern de 1984), totes les espècies del grup B havien fructificat, mentre que només cinc llenyoses (*Daphne gnidium*, *Chamaerops humilis* —ens referim a peus que varen sobreviure al foc sense rebrotar— i tres lianes, que són *Lonicera implexa*, *Smilax aspera* i *Clematis flammula*) fructificaren, i això equival al 30 %, aproximadament, de les espècies del grup A.

L'aparició dels primers fruits és un fenomen brusc i ràpid en les espècies del grup B (fig. 8). En les espècies llenyoses, la fructificació és un procés gradual que encara no havia finalitzat al final de 1986. Efectivament, hi ha tres espècies que encara no hem vist florir: *Phillyrea latifolia*, *Olea europaea* var. *sylvestris* i *Pinus halepensis*. Els dos primers arbusts floreixen rarament fins i tot en les zones no cremades de la nostra àrea d'estudi, com hem comprovat en les parcel·les 2 i 5. L'obertura de les primeres pinyes de *P. halepensis* creiem que no es produirà fins al cap de 9-12 anys (Acherar, 1981 i capítol 9), encara que en condicions de conreu s'hagi observat abans (Panetsos, 1981).

Els primers peus llenyosos que van fructificar foren de rebrotada, ja que els arbusts de germinació varen precisar un període mínim de dos anys per arribar a florir. No obstant això, hi ha algunes espècies rebrotadores que produeixen fruit més tard, com per exemple *Juniperus oxycedrus*.

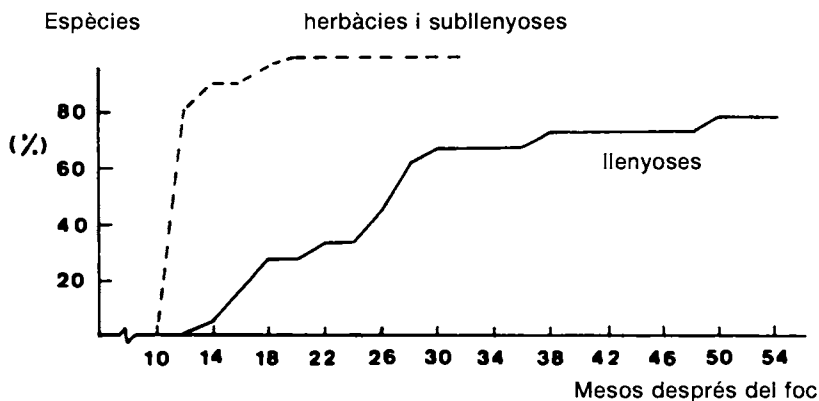


FIGURA 8. Proporció d'espècies que fructifiquen per primer cop en funció del temps (en mesos) transcorregut després de l'incendi. Hem considerat la fructificació quan el fruit estava madur i apte per a la dispersió.

Si comparem els nostres resultats amb els de Trabaud i de Chanterac (1985) en les garrigues pròximes a Montpeller, veiem un comportament fenològic diferent en algunes espècies. En determinats casos, la divergència pot ser notable: *P. lentiscus* va florir arreu al Garraf durant la segona primavera després de l'incendi; a Montpeller no havia florit en els sis anys posteriors al foc; una cosa similar podria dir-se també d'altres espècies, com *Viola alba*, *Sedum sediforme*, *Rubia peregrina* o *Smilax aspera* o, fins i tot, de *Rosa sempervirens* o *Asparagus acutifolius* (aquestes dues últimes són escasses al Garraf, però les hi hem vist amb fruit). Aquesta divergència podria explicar-se, especialment en aquelles espècies de distribució més meridional, per les condicions més càlides i seques en la nostra zona d'estudi.

5.4. Aparició de noves espècies

Totes les espècies de rebrotada ja havien aparegut abans de l'inici del nostre estudi (febrer de 1983). Això s'explica per la gran capacitat rebrotadora de la gran majoria de les espècies que formen els primers rebrots pocs mesos després del foc (a vegades, fins i tot setmanes). Aquest fet és freqüent, almenys en les condicions climàtiques ordinàries a Catalunya. A més a més, les precipitacions foren abundants durant els mesos d'agost, octubre i novembre després del foc (entre 90 i 120 mm per a cadascun d'aquests mesos; fig. 7). Les espècies que es restableixen per germinació (taula 7) varen aparèixer més tard, a l'inici dels nostres estudis (febrer-març de 1983), moment en què també va ploure bastant (més de 60 mm el febrer). Per tant, abans d'un any després del foc havien aparegut totes les espècies de certa entitat (taula 7), a excepció de *Juniperus phoenicea*, de la qual parlarem més endavant.

5.5. Dinàmica i biologia dels principals grups d'espècies

De brotada immediata

Es tracta d'espècies que presenten un increment brusc de densitat durant els primers mesos del foc. Després, rarament formen nous punts de rebrotada, per la qual cosa la seva densitat es manté constant.

Els arbusts més importants que presenten aquesta pauta són *Pistacia lentiscus* i *Daphne gnidium* (fig. 9a). En algunes espècies herbàcies o subllenyoses hem observat una resposta d'aquest tipus (fig. 9b). Cal destacar *Teucrium chamaedrys*, *Aphyllanthes monspeliensis* i *Rubia peregrina*.

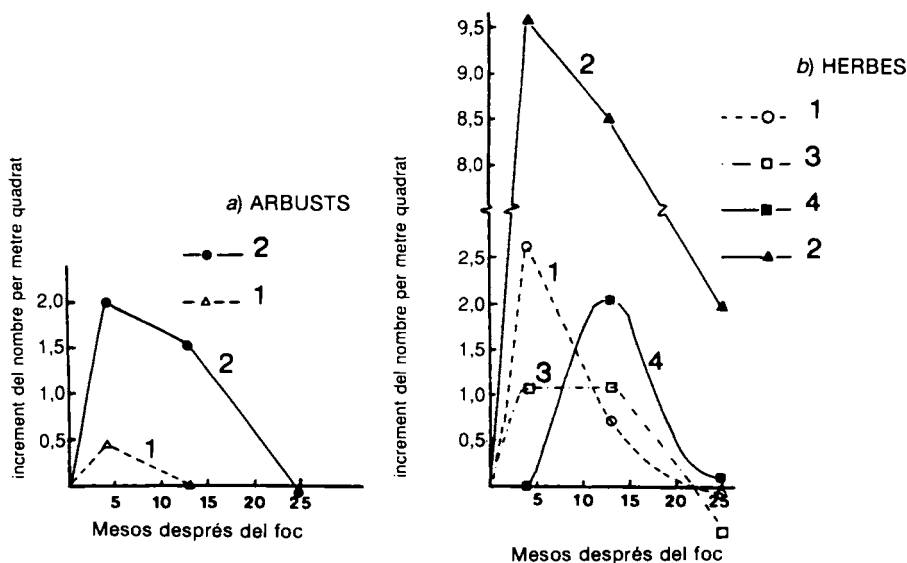


FIGURA 9. Augment mensual en el nombre d'unitats vegetals: a) per a dos grups d'arbusts rebrotadors, de brotada immediata (1) i de brotada prolongada (2); b) per a quatre grups d'espècies de l'estrat herbaci, de brotada immediata (1), de brotada prolongada (graminoides, 2), germinadores-rebrotadores (3) i germinadores (4). Hem considerat *Rubia perezgrina* com una espècie de l'estrat herbaci, atès el seu baix desenvolupament.

De brotada prolongada

Són aquelles que presenten una capacitat rebrotadora que, usualment, s'allarga més en el temps. Són espècies que produeixen un nombre superior de rebrots i que rebroten al cap de pocs mesos del foc, però també després (6-12 mesos més tard). A causa del recobriment alt d'algunes de les espècies que constitueixen el grup, aquest té una gran importància ecològica.

Entre els arbusts, n'hi ha dos que presenten aquesta estratègia: *Q. coccifera* i *Erica multiflora* (fig. 9a). Malgrat que persisteix la formació de rebrots, aquesta disminueix progressivament amb el temps (fig. 10). Els arbusts esmentats presenten un sistema radical menys profund que els de l'apartat anterior. *Q. coccifera* es caracteritza pel fet de rebrotar de la base de les tiges cremades, però també de les rels en punts allunyats de les tiges principals (Trabaud, 1981).

La majoria de les graminoides presenten una dinàmica equivalent a la dels arbusts esmentats en aquest grup: entre un i dos anys després del

foc encara apareixien nous punts de rebrotada (fig. 9b). Les graminoides d'aquest grup més freqüents al Garraf són *Brachypodium retusum*, *B. phoenicoides*, *Carex flacca* i *C. hallerana*.

Germinadores-rebrotadores

D'altres espècies es restableixen alhora per rebrotada i per germinació. En aquest grup es produeix un sensible augment de densitat durant els primers mesos, després la taxa d'increment es manté estacionària durant uns 8-10 mesos i, més tard, disminueix bruscament (fig. 9b). Aquest fenomen es produeix sobretot en espècies subarbustives i herbàcies: *Euphorbia mariolensis*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Vicia* gr. *cracca*, etc. L'augment de densitat dels primers mesos és degut, primordialment, als peus que rebroten, mentre que l'increment posterior es produeix perquè un nombre gran de plàntules creixen i arriben a convertir-se en individus adults.

De les espècies arbustives o arbòries, dues rebrotaren i germinaren: *Cistus salvifolius* i *Chamaerops humilis*. *C. salvifolius*, a diferència d'altres espècies del mateix gènere, pot rebrotar després del foc (Trabaud, 1970 b; Naveh, 1975), si bé la regeneració per rebrotada resultà molt menor. *C. salvifolius* germinà durant dos períodes: des de mitjan febrer de 1983 fins al final de març, i de setembre a novembre del mateix any. El màxim es produí durant el període autumnal (parcel·les 1 i 4). *C. humilis* no sols pot rebrotar, sinó que, amb freqüència, el brot apical queda protegit per les fulles pròximes. Aquesta protecció de l'àpex de la planta ha estat descrita en aquesta espècie a Doñana (García Novo, 1977) i també en d'altres palmàcies (Gill, 1981). Cal dir, però, que el foc destruí molts dels peus d'un sol tronc. Hem vist individus petits (que no tenen més de dues o tres fulles), tant en les zones cremades com en les no cremades, per la qual cosa suposem que el foc no impedeix la germinació de les seves llavors lignificades.

Hi ha una gramínia alta, *Ampelodesma mauritanica*, l'abundància i la importància de la qual en el paisatge resulta creixent. Al Garraf, *A. mauritanica* resulta una espècie freqüent que prolifera sobretot en antics camps de conreu (per exemple, en la parcel·la 4), a vegades com a espècie gairebé exclusiva. Considerem que és l'espècie pionera amb més èxit al Garraf. Aquesta espècie rebrota ràpidament després del foc; normalment ho fa en la perifèria de les superfícies circulars o el·líptiques que abans cobria. Es va pensar que podien produir-se al·lelopaties en les zones centrals que quedaven lliures. No sembla que pugui ser així, ja que hem vist rebrotar o germinar diverses espècies en aquesta part central (*Q. coccifera*, *Dorycnium* sp. pl., *Vicia* gr. *cracca*, *Ononis minutissima*, etc.). La producció alta de llavors de les seves grans espigues, que ja varen aparèi-

xer en la primera primavera després del foc, deu facilitar la seva propagació, ja que, amb freqüència, poden trobar-se individus de dimensions reduïdes, tant en zones cremades com en àrees sense restes de foc.

De llavor (germinadores)

Una altra opció és la d'aquelles espècies que germinen i són incapaces de rebrotar. Entre les espècies llenyoses, *Pinus halepensis*, *Cistus albidus* i *Rosmarinus officinalis*, pertanyen a aquest grup. Aquestes espècies resultaven més freqüents en les pinedes cremades (parcel·la 4) que en altres zones. Trabaud (1987c) també troba aquest grup d'espècies més freqüent en pinedes i brolles de romaní que en d'altres comunitats.

La germinació de les espècies llenyoses d'aquest grup es va iniciar a mitjan febrer de 1983, i es prolongà durant el mes de març. *R. officinalis* també va germinar de nou el setembre-novembre del mateix any.

Aquest grup es distingeix pel fet de presentar un augment brusc de densitat però de manera retardada respecte als altres. Això pot comprovar-se en el cas de les espècies sublenyoses i herbàcies (*Dorycnium hirsutum*, *Ononis minutissima*, *Galium pumilum*, *Fumana laevipes*, *Polygala rupestris*, etc.), en la fig. 9b. Aquestes espècies es desenvoluparen entre els vuit i els divuit mesos després del foc, un cop s'havia produït la seva germinació, que fou primordialment entre els mesos de febrer i maig de 1983 (fig. 10).

De restabliment lent

En un cinquè grup podem incloure aquelles espècies per a les quals la supervivència pot estar localment en perill, ja que són incapaces de resistir un interval curt entre dos focs (sobretot si afecten una superfície extensa), encara que sigui esporàdicament. Aquest sembla el cas de *Juniperus phoenicea* al Garraf. Aquesta espècie llenyosa encara no havia aparegut al llarg dels quatre anys i mig de seguiment. Tampoc l'hem trobat en les zones cremades el 1982 que hem recorregut en visites posteriors. *J. phoenicea* solia ser freqüent en les zones que havien sofert una baixa freqüència d'incendis en el passat (per exemple, 50-150 peus per hectàrea en la solana de la finca de Vallgrassa), i menys abundant, però present, en les restants (per exemple, uns 5-10 peus per hectàrea en les parcel·les 2 i 5). Aquesta espècie és incapaç de rebrotar, i mor quan es crema la totalitat de la seva part aèria. La seva germinació és lenta i difícil (així m'ho ha confirmat un dels antics masovers de Vallgrassa i L. Trabaud), i la producció de llavors resulta irregular i amb freqüència, baixa (parcel·la 5) o gairebé nul·la (parcel·la 2). No tenim informació sobre la resistència

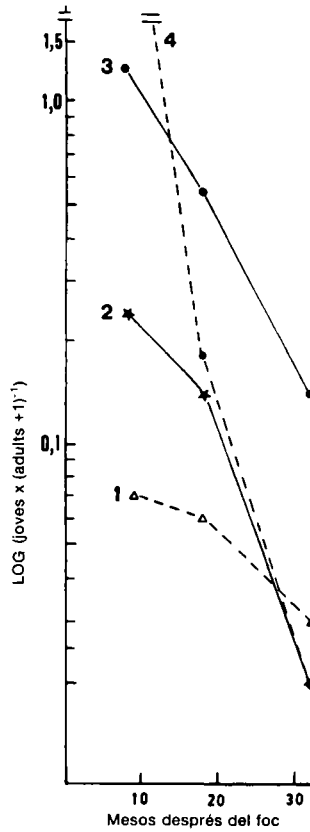


FIGURA 10. Evolució del quocient entre unitats vegetals joves (sense cap ramificació) i les unitats adultes (amb una o més ramificacions) en funció del temps per a diversos grups d'espècies: (2) arbusts de brotada prolongada (*Quercus coccifera*); espècies herbàcies o subllenyoses, (1) de brotada prolongada (*Rubia peregrina* i *Teucrium chamaedrys*), (3) germinadores-rebrotadores (*Dorycnium pentaphyllum* i *Euphorbia mariolensis*) i (4) germinadores (*D. hirsutum* i *Ononis minutissima*).

o la destrucció de les seves llavors com a conseqüència de l'incendi. Però, en qualsevol cas, es tracta d'una espècie que necessita intervals de temps llargs entre dos focs per restablir-se i arribar a reproduir-se.

Geòfits i espècies efímeres

La disminució del recobriment vegetal a conseqüència del foc facilita el desenvolupament de diversos geòfits, que veuen estimulada la seva

floració (Horton i Kraebel, 1955; Naveh, 1974; Kruger, 1977; Gill, 1980). En àrees cremades pròximes a les parcel·les 1 i 2 vàrem observar tres onades successives de floració de geòfits: abans de maig, *Ranunculus bulbosus* i *R. gramineus*; unes dues setmanes més tard, *Muscari* sp. pl. i *Narcissus cuatrecasii*, i, finalment, *Gladiolus italicus*. D'aquestes espècies, només persisteix l'última (si bé disminueix la seva presència), ja que les restants eren rares a les zones no cremades i esdevingueren escasses un cop transcorreguts els dos primers anys del foc. També vam veure, només en les zones cremades, dos geòfits autuminals (*Bellis sylvestris* i *Scilla autumnalis*), que escassejaren des del tercer any després del foc. Segons Kruger (1983), els geòfits es trobarien sense florir en estadi semilantent. Al Garraf, els geòfits varen tenir més èxit en els llocs on la vegetació arbustiva presentava un recobriment baix (clapes de garriga poc densa, prats de *B. retusum*).

A part dels geòfits, existeixen d'altres espècies efímeres, generalment teròfits o bianuals. A la garriga, aquest grup té poca importància. Aquestes espècies es trobaren principalment en aquelles àrees de conreu abandonades fa dècades on *Q. coccifera* presentava menor recobriment. Generalment, eren pinedes que es cremaren el 1982 i que tenien uns sòls relativament profunds i poc pedregosos. En general, aquestes zones tenien una densitat molt baixa d'arbusts (taula 7). En aquestes zones (parcel·la 4), la quantitat d'espècies anuals i bianuals podia tenir rellevància durant el primer any després del foc, i ja menys l'any següent. Moltes d'aquestes espècies són lleguminoses (*Scorpiurus muricatus*, *Medicago suffruticosa* —una vivaç efímera—, *Anthyllis tetraphylla*, *Coronilla scorpioides*, *Vicia disperma*, etc.); d'altres pertanyen a diferents famílies (*Conyza* sp. pl., *Sonchus* sp. pl., *Anagallis arvensis*, *Crepis vesicaria*, *Althaea hirsuta*, *Geranium robertianum*, etc.). Gairebé totes són espècies oportunistes, freqüents en les zones de trànsit dels voltants, que semblen aprofitar els canvis induïts pel foc a l'ecosistema: la manca de recobriment vegetal unida al momentani enriquiment del sòl en elements nutritius (cendres) i/o les generoses pluges que varen produir-se després de l'incendi de 1982 (fig. 7). Le Houérou (1973) els anomena *antracòfits*. Aquesta curta presència dels teròfits en el restabliment del sistema després del foc pot tenir més importància en d'altres ecosistemes mediterranis (Naveh, 1974; Papanastasis, 1977; Kruger, 1977a; Keeley *et al.*, 1981; Bell *et al.*, 1984). A Califòrnia, a diferència de les restants regions mediterrànies, s'ha diferenciat un grup d'espècies anuals (*fire annuals*) que semblen dependre completament del foc per a la seva germinació i presència a l'ecosistema (Keeley, 1986).

6. Rebrotada i desenvolupament, després del foc, dels quatre arbusts més freqüents

6.1. Mètodes

Aquest estudi té un plantejament compost de dues parts complementàries:

- 1) Seguiment del creixement en alçària màxima i nombre de rebrots.
- 2) Avaluació del creixement en llargària i nombre de ramificacions i nusos.

Les quatre espècies arbustives considerades es regeneren per rebrotada i resulten les més freqüents i abundants al massís del Garraf. Són les següents (per ordre creixent de freqüència al massís): *Quercus coccifera* (fagàcia amb fulles escleròfiles i baix creixement vertical, però forma generalment poblacions contínues), *Pistacia lentiscus* (anacardiàcia amb fulles compostes relativament grans i tiges freqüentment llargues i que s'inclinen cap al sòl), *Erica multiflora* (ericàcia amb la soca inflada –*lignotuber*– i fulles molt petites, linears i endurides) i *Daphne gnidium* (timeleàcia amb fulles allargades i més toves que les anteriors espècies).

Poc abans dels deu mesos després de l'incendi de 1982 (abril de 1983), dins la parcel·la 3 (taula 3), es varen escollir deu individus diferents per espècie considerats representatius de les principals classes d'alçària de la població. A causa de la dificultat per diferenciar individus, s'ha considerat una àrea fixa que, amb seguretat, correspon al mateix individu genètic, i s'han assenyalat durant la primera prospecció els seus límits al nivell del sòl (pedres, etc.). Aquesta dificultat d'identificació és palesa sobretot a *Q. coccifera* i, en menor grau, a *P. lentiscus* i *E. multiflora*.

Seguiment del creixement en alçària màxima i nombre de rebrots

Per cadascun dels deu individus triats es varen avaluar els paràmetres següents:

- creixement vertical des del nivell del sòl fins a l'àpex de la tija principal (la més alta) que anomenem *alçària màxima*;
- nombre de tiges o rebrots («ramets») amb una mida que inclou l'alçària màxima i 5 cm per sota d'aquesta i que anomenem *rebrotos alts*;

– nombre de tiges amb una mida superior als 50 cm (excepte a *E. multiflora*);

– nombre de tiges amb una mida superior als 25 cm però menor de 50 cm (excepte a *E. multiflora*).

En *E. multiflora* no s'han avaluat els dos últims paràmetres a causa del nombre extraordinàriament alt de rebrots, la qual cosa hauria fet el recompte excessivament llarg i feixuc.

Addicionalment, es van anotar els peus que havien arribat a fructificar per a cadascuna de les espècies estudiades.

Per tal d'evitar possibles errors de percepció, i també per facilitar la tasca a desenvolupar en les prospeccions ulteriors, es van marcar en un llistó de fusta falcat al costat de cadascun dels individus, les mesures esmentades (alçària màxima, 5 cm menys d'aquesta, 50 i 25 cm sobre el sòl) i, alhora, les variacions de l'alçària màxima en els mostreigs successius. Al mateix temps, les tiges incloses en cadascuna de les classes d'alçàries descrites es diferenciaren amb marques de colors diferents.

Les prospeccions efectuades foren quatre durant el primer període anual de seguiment (28-V, 5-VII, 20-IX i 28-XII de l'any 1983), i després dues (8-IV i 20-VIII de 1984 i també 8-IV i 6-VII de 1985). S'han procurat realitzar els mostreigs en períodes anteriors i posteriors a les estacions humides (primavera i tardor).

En el mostreig de juliol de 1984 (dos anys després del foc de 1982) es va fer una prospecció més completa de tots els individus, i es van avaluar, a més dels paràmetres detallats anteriorment, el nombre de rebrots menors de 25 cm d'alçària i, en la tija més alta, el diàmetre basal. En el cas d'*E. multiflora* en lloc de tiges (o rebrots) es va censar el nombre de «punts de rebrotada» entenenent que dues tiges corresponien a la mateixa unitat quan es trobaven a menys de 2 cm de distància. Dos censos del nombre total de rebrots es varen efectuar més tard (a *D. gnidium*, *P. lentiscus* i *Q. coccifera*) al cap de quatre anys (10 peus) i sis anys (5 peus) de l'incendi de 1982.

L'increment d'alçària dividit per l'interval de temps en què s'ha produït, constitueix una taxa que expressa la dinàmica del creixement:

$$Tc = (h_2 - h_1) / m,$$

en què

Tc : taxa de creixement en mm per mes;

$h_2 - h_1$: variació d'alçària durant el període considerat (és a dir, una estació), en mm;

m : nombre de mesos (o fracció) transcorreguts durant el període citat.

En la representació de la variació temporal d'aquesta taxa (fig. 11, 12 i 13), s'han situat els valors d'aquesta en el punt intermedi de l'interval de temps que comprèn (és a dir, del període de creixement). En no haver

TAULA 8. Alçària mitjana (cm) del rebrot més alt per als quatre arbusts estudiats en funció del temps posterior a l'incendi de 1982 (a). Els números entre parèntesis, al dessota, corresponen als valors màxim i mínim dels deu peus estudiats (b-b'). Igualment s'indica entre parèntesis el nombre de peus on el rebrot més alt havia crescut durant el període comprès entre la prospecció actual i la immediatament anterior (c).

Clau: a (c)
(b-b')

Temps (mesos)	10,7	12	14,5	17,5	21	25	32	36
<i>Q. coccifera</i>	52,5 (10) (71,0-41,0)	53,5 (2) (72,0-41,0)	54,8 (4) (76,8-41,0)	55,4 (5) (77,3-41,0)	55,4 (0) (77,3-41,0)	58,5 (10) (81,5-43,5)	58,5 (0) (81,5-43,5)	62,2 (10) (87,5-46,6)
<i>P. lentiscus</i>	69,6 (10) (83,0-50,0)	71,8 (6) (83,0-50,0)	75,5 (7) (87,0-50,0)	76,6 (3) (93,7-50,0)	76,7 (1) (93,7-50,5)	80,9 (9) (96,5-53,8)	80,9 (0) (96,5-53,8)	84,0 (9) (104,6-56,0)
<i>D. gnidium</i>	73,7 (10) (99,5-50,0)	73,8 (1) (100,5-50,0)	74,7 (4) (100,5-50,0)	75,0 (1) (100,5-50,0)	75,3 (4) (100,5-50,9)	81,1 (9) (109,0-58,3)	81,1 (0) (109,0-58,3)	82,3 (8) (113,5-62,5)
<i>E. multiflora</i>	13,9 (10) (27,0-6,0)	18,2 (10) (30,5-10,5)	24,0 (10) (34,0-17,0)	27,0 (10) (40,5-20,5)	27,1 (3) (40,5-20,5)	33,6 (10) (50,0-22,5)	34,1 (4) (50,0-22,5)	37,8 (10) (51,1-24,6)

pogut iniciar el seguiment fins als 10-11 mesos després del foc, l'evolució temporal del creixement anterior a la primera prospecció no queda reflectida d'una manera precisa. Malgrat aquest inconvenient, les fig. 11, 12 i 13 permeten interpretar d'una manera adient com es produeix el creixement (sobretot després del primer mostreig).

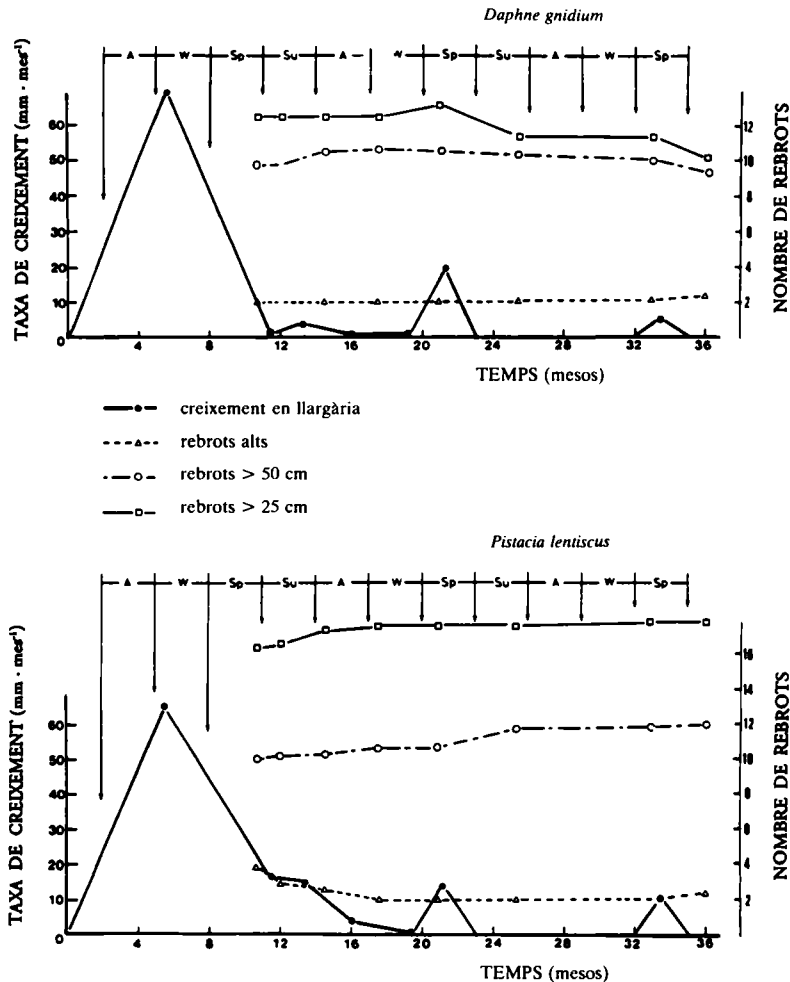


FIGURA 11. Evolució del creixement (taxa de creixement, nombre de rebrotos de diverses classes d'alçària) per (a) *D. gnidium* i (b) *P. lentiscus* durant els 3 anys posteriors al foc de 1982. A la part superior s'indiquen les estacions de l'any: A (tardor), W (hivern), Sp (primavera), Su (estiu). Els rebrotos anomenats *alts* són aquells que assoleixen un creixement vertical entre l'alçària màxima i 5 cm menys.

Avaluació del creixement en llargària, nombre de ramificacions i nusos

El juliol de 1986 i per a cadascun dels deu individus considerats anteriorment, es van triar un o dos dels rebrots més alts (dominants), i també dels menys desenvolupats (suprimits). El nombre de rebrots escollits va ser d'un o dos, d'acord amb la grandària del peu considerat. Cadascun d'aquests rebrots va ser marcat, i es va mesurar amb una cinta mètrica la llargària de cadascun dels creixements estacionals anteriors a la data de mostreig.

Un creixement longitudinal (o lineal) es diferencia de l'altre d'acord amb els punts de referència següents que M. Riba m'ensenyà a reconèixer:

1) Les distàncies internodals d'un creixement (és a dir, les que hi ha entre nusos, els quals es reconeixen pel fet de tenir, segons el cas, fulles, ramificacions o cicatrius d'aquestes) generalment són minses a l'inici, però s'allarguen posteriorment (quan les condicions són més favorables) i acaben per escurçar-se després, cap al final del període de creixement.

2) Les cicatrius o restes dels borrons en iniciar la brotada; són rastres que permeten identificar el principi del creixement.

En els casos més dubtosos, el principi i el final d'un creixement estacional es van poder deduir de les mesures d'alçària que s'havien efectuat anteriorment. Simultàniament a la mesura dels creixements lineals s'observà, en cinc o sis dels individus estudiats de cada espècie, la quantitat relativa de fulles en cadascun dels creixements d'acord amb una escala preestablerta (0: sense cap fulla; 1: amb menys del 40 % dels nusos ocupats per fulles; 2: entre el 40 i el 60 %; 3: 60-80 %, i 4: 80-100 %). D'aquesta manera, podem conèixer la duració aproximada de la fulla en cadascuna de les espècies.

A continuació, i en cinc dels deu individus anteriorment escollits (els cinc restants foren utilitzats per a l'experiment del capítol 15), en un dels rebrots dominants i en un dels suprimits, es varen comptar el nombre de ramificacions per període de creixement (diferenciant les branques vives de les mortes) i també el nombre de nusos. A *D. gnidium* i *E. multiflora*, a causa del nombre excessiu, els nusos només es van comptabilitzar en dos d'aquests cinc peus.

El desenvolupament posterior a 1986 s'avaluà (en els cinc mateixos individus esmentats en el paràgraf anterior) més endavant en dues prospeccions més (juliol de 1987 i de 1988) mitjançant els mateixos paràmetres (creixement lineal, nombre de ramificacions i de nusos).

En els peus més grossos on s'havia pres la mesura de més d'una tija per individu i tipus de rebrot (dominant o suprimit) es va computar la mitjana de les dues tiges com a valor corresponent a l'individu mesurat.

A partir dels paràmetres esmentats, s'avaluà la proporció de ramifica-

cions mortes (en % sobre el total), el nombre de nusos ramificats (ramificacions/nusos), i també el creixement mitjà internodal (llargària/nusos).

6.2. Resultats

Dinàmica del creixement vertical

De la taula 8 es desprèn que *D. gnidium* i *P. lentiscus* són els que més creixen després del foc amb mínimes diferències; a continuació vénen *Q. coccifera* i *E. multiflora*. Aquesta última es diferencia de les altres tres pel fet de tenir un creixement inicial (durant els primers mesos després del foc) molt menor. En canvi, entre els 10 i els 25 mesos posteriors al foc, *E. multiflora* aconsegueix doblar àmpliament la seva alçària, mentre que les altres creixen molt menys. *D. gnidium* (arbust de floració estival) va créixer poc després del primer període anual posterior al foc, quan començaven a florir i fructificar la majoria dels seus peus (taula 9). Les restants espècies floriren més tard, ja entrat el segon any. *E. multiflora* (arbust que floreix cap al final de la tardor) va iniciar la seva floració al final de 1983, però només, i poc, en un sol individu (taula 9). Aquesta espècie és la que més creixia durant l'estiu i la tardor de 1983. *P. lentiscus* i *Q. coccifera* floriren més tard (abril-maig de 1984), si bé alguns individus produïren inflorescències masculines durant la tardor anterior.

El creixement es pot seguir amb més detall en situar-lo al llarg de les estacions de l'any (fig. 11 a 13). Podem diferenciar les fases següents en el creixement:

a) Primers mesos després del foc (0 a 6-8 mesos). Hi hagué una rebrotada espectacular en tres de les espècies estudiades (*D. gnidium*, *P. lentiscus* i *Q. coccifera*) (fig. 11 a 13). Aquest creixement extraordinari es va iniciar amb l'arribada de les primeres pluges d'estiu i va continuar durant la tardor, moment en el qual les pluges varen ser també abundants (fig. 7), i s'aturà probablement durant l'hivern (això no pot veure's a les fig. 11 i 13 ja que encara no s'havia efectuat la primera prospecció), en què les temperatures van ser baixes i les precipitacions escasses (fig. 7). A *E. multiflora* el creixement inicial fou molt menor respecte al de la primavera i estiu següents (fig. 12).

b) Primera primavera (10-12 mesos després del foc) i estiu. A *E. multiflora* el creixement màxim es desenvolupà més tard que a les altres espècies, i durant la primavera posterior al foc (final maig i juny de 1983). Després, durant l'estiu, *E. multiflora* continuà creixent molt més que les tres espècies restants però amb una taxa menor que la que tenia anteriorment (taula 8 i fig. 11, 12 i 13). *D. gnidium* és l'arbust que menys va créixer, però va florir abundantment durant l'estiu.

c) Primera tardor (14-17 mesos després del foc). A les quatre espècies s'observà una disminució del creixement durant aquest període en què fou menor que a l'estiu. Totes elles floriren (o fructificaren) en major o menor quantitat durant aquest període (taula 9). A *E. multiflora*, el creixement continuà sent superior.

TAULA 9. Proporció d'individus (%) que floreixen (Fl) i que arriben a fructificar (Fr) fins als dos anys i mig després del foc de 1982 (entre juliol de 1983 i desembre de 1984).

	1983		1984	
	Fl	Fr	Fl	Fr
<i>Quercus coccifera</i>	0 ^a	0	50	50
<i>Pistacia lentiscus</i>	0 ^a	0	90 ^b	90 ^b
<i>Daphne gnidium</i>	80	60	90	70
<i>Erica multiflora</i>	10	0	100	100

^a Tant *Q. coccifera* (monoic) com *P. lentiscus* (dioic) no varen treure flors femenines durant 1983; en canvi, durant la tardor, vam observar inflorescències masculines.

^b Correspon al percentatge sobre els peus femenins.

d) Segona primavera (20-23 mesos després del foc). El creixement es reprèn a les quatre espècies, amb taxes més elevades que les que hi havia hagut en els mesos de tardor de l'any anterior. *E. multiflora* és l'espècie on la taxa fou superior, mentre que a les restants espècies aquesta varià molt poc (fig. 11, 12 i 13).

e) Tercera tardor (26-29 mesos després del foc). No hi hagué creixement en cap espècie excepte *E. multiflora*, on fou mínim (varen créixer només quatre individus i poc més d'1 cm de mitjana). En canvi, aquesta ericàcia va florir generosament.

f) Tercera primavera (32-35 mesos després del foc). El creixement es reprèn normalment a les quatre espècies, amb taxes molt similars en totes elles, que són pràcticament iguals a les de l'any anterior (excepte a *E. multiflora*, on el creixement disminuï respecte al 1984).

Distribució i evolució del nombre de rebrots

El nombre de rebrots amb un creixement fins a 5 cm menys que l'alçada màxima fou poc diferent entre els quatre arbusts (fig. 14). A *D. gnidium* i *P. lentiscus*, els rebrots foren més alts, ja que la majoria tenien de 50 a 100 cm d'alçada (fig. 14). *D. gnidium* no tenia rebrots menors de 25 cm, però globalment el nombre de rebrots per peu fou menor que

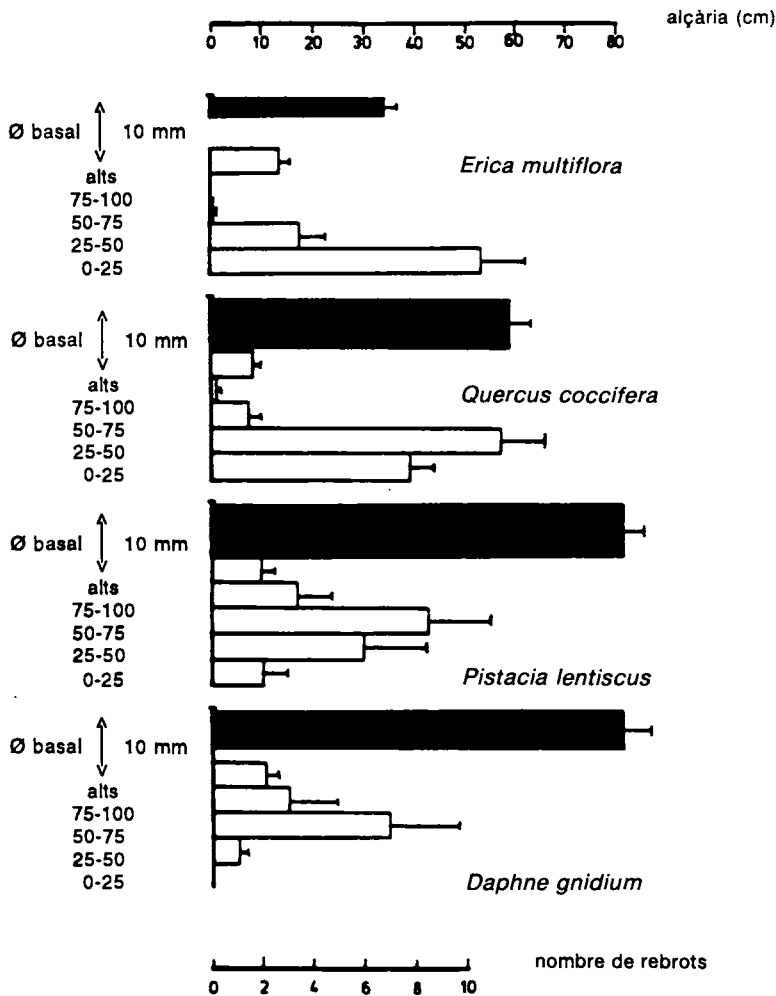


FIGURA 14. Dimensions del rebrot més alt i distribució dels rebrots per classes d'alçària per als quatre arbusts ressenyats als 2 anys del foc de 1982. Els rebrots anomenats *alts* són aquells que assoleixen un creixement vertical entre l'alçària màxima i 5 cm menys. Per a *E. multiflora* els valors numèrics corresponen a punts de rebrotada en lloc de tiges (o rebrots).

a *P. lentiscus* o a *Q. coccifera*. A *Q. coccifera* i, encara més, a *E. multiflora* pocs rebrots assoliren els 50 cm d'alçària (fig. 14).

Al cap de 10 mesos del foc, la totalitat dels rebrots de *D. gnidium* havien arribat a superar els 25 cm d'alçària, i també la gran majoria dels de *P. lentiscus* i *Q. coccifera*. En aquestes dues espècies s'observà un lleuger

augment del nombre de rebrots amb més de 25 cm entre els 10 i els 26 mesos després del foc. Posteriorment, el nombre de rebrots s'estabilitzà (fig. 11*b* i 13), en morir-ne alguns i assolir uns altres els 25 cm d'alçària. A *D. gnidium* (fig. 11*a*), el nombre de rebrots fou estable fins als 18 mesos, en què començà a disminuir progressivament pel fet de morir-ne alguns; entre els 33 i els 48 mesos després del foc, la mortalitat augmentà molt i, posteriorment, prosseguí però més lentament (fig. 15). Al cap de 4 anys del foc, *D. gnidium* tenia només (de mitjana) prop del 50 % dels rebrots que s'havien desenvolupat després de l'incendi (taula 10). A *P. lentiscus* i *Q. coccifera*, la mortalitat fou sempre menor (un 15 % dels rebrots). En aquesta última espècie, una part dels rebrots que van morir foren substituïts per altres de nous (taula 10).

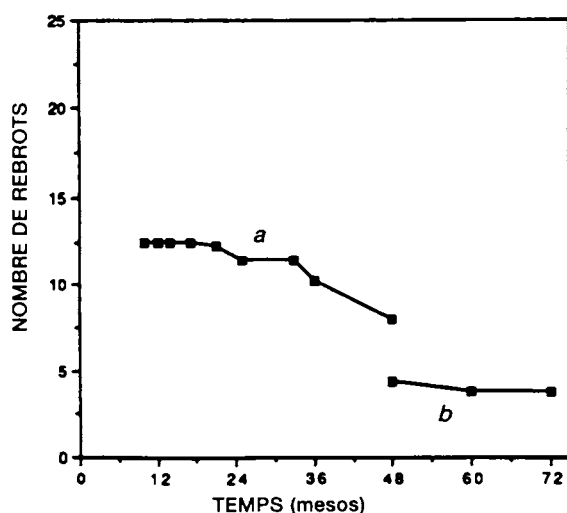


FIGURA 15. Evolució del nombre de rebrots en funció del temps transcorregut des del foc a *D. gnidium*. Des dels 48 mesos s'indica la mitjana de resultats només per a cinc individus (*b*).

TAULA 10. Mortalitat (%) de rebrots observada en diversos períodes de temps (en anys) després del foc en tres espècies arbustives.

Temps (anys)	1-2	2-4	4-6
<i>Quercus coccifera</i> *	—	8,6 (15,8)	6,2 (6,8)
<i>Pistacia lentiscus</i>	—	4,0 (4,0)	11,5 (11,5)
<i>Daphne gnidium</i>	8,8 (8,8)	29,8 (29,8)	13,6 (13,6)

* S'indica entre parèntesis la pèrdua de rebrots si no se n'haguessin format de nous.

Creixement en llargària

Pràcticament sempre, els rebrots dominants tenien un creixement estacional més que els suprimits. La diferència es troba en el primer cycle anual després del foc (des de juliol de 1982 fins a juliol de 1983), on es produïren dos creixements vegetatius en els dominants i només un en els suprimits (fig. 16). Si bé la representació suggereix que els rebrots suprimits es formaren després que els dominants, això no pot assegurar-se, ja que l'estudi es va iniciar 10-11 mesos després de l'incendi, quan, gairebé, havien rebrotat totes les tiges.

La dominància és manifesta ja en el primer creixement, ja que, aleshores, els rebrots dominants creixen molt i ràpidament, mentre que els suprimits creixen molt menys o no ho fan fins més tard (fig. 16). A *E. multiflora* i *D. gnidium*, la diferència entre rebrots dominants i suprimits és notablement menor que a les restants espècies. Després del primer any, el creixement entre rebrots dominants i suprimits fou pràcticament

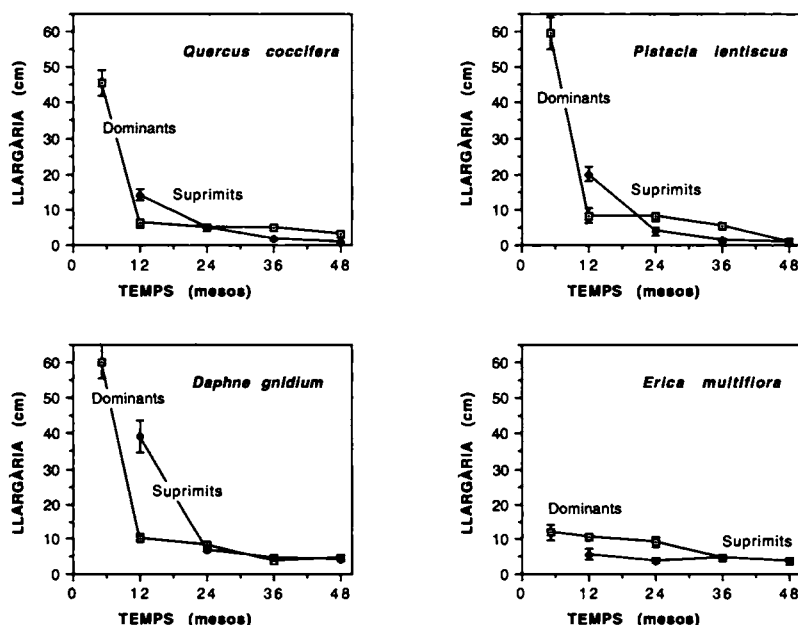


FIGURA 16. Creixement en llargària (mitjana i error estàndard) de l'eix principal respecte al temps, en els rebrots dominants (els més alts) i en els suprimits, per a les quatre espècies arbustives estudiades.

igual a *D. gnidium*, on els rebrots dominants generalment floriren i fructificaren, mentre que els suprimits no. A *E. multiflora* es detectà el mateix però un any més tard. A *Q. coccifera* i *P. lentiscus* s'observà pràcticament sempre un creixement superior en els rebrots dominants, però després del primer any les diferències es reduïren notablement.

Per a *Q. coccifera*, *P. lentiscus* i *D. gnidium*, tant en els rebrots dominants com en els suprimits, el primer creixement fou molt superior als restants. Contràriament, a *E. multiflora*, els tres primers creixements foren poc diferents entre si, tant als rebrots dominants com als suprimits (fig. 16).

Durant els dos creixements comprovats en el primer període anual després del foc, els rebrots dominants de *D. gnidium*, *P. lentiscus* i *Q. coccifera* assoliren el 80 % de la llargària total que van tenir al cap de 4 anys del foc; en els rebrots suprimits s'arribà entre el 65 i el 80 %, segons les espècies. A *E. multiflora* els resultats foren menors: 50-60 % per als rebrots dominants i només el 30 % per als suprimits (taula 11).

TAULA 11. Proporció (%) del creixement en llargària verificat durant el primer període anual després del foc de 1982 als rebrots dominants i als suprimits respecte a la llargària total del mateix rebrot als 4 anys (mitjana, màxim i mínim per als deu individus mesurats).

	Dominants		Suprimits	
<i>Q. coccifera</i>	79,7	(87,6-69,9)	65,0	(82,7-31,8)
<i>P. lentiscus</i>	82,3	(92,0-67,1)	77,2	(98,8-50,5)
<i>D. gnidium</i>	80,5	(86,3-72,3)	71,3	(78,7-63,8)
<i>E. multiflora</i>	57,3	(73,1-38,8)	30,4	(68,2- 0,0)

Biologia del creixement

Pel que hem vist en diverses localitats (del Garraf i dels voltants de Montpeller) diferents de les parcel·les d'estudi, després de l'incendi, els quatre arbusts formen tiges llargues i no és rar que es ramifiquin (especialment a *Q. coccifera*) al mateix temps que creixen.

En condicions generals, el creixement es desenvolupa, en els quatre arbusts, durant la primavera. El creixement de tardor és rar; només esdevé freqüent durant l'any posterior a una pertorbació (p. ex., l'incendi de 1982). El creixement és generalment simpòdic. Poden produir-se fenòmens de creixement monopòdic quan l'aturada del creixement és curta (p. ex., durant el primer any després del foc; o si hi ha diversos creixements per any). Pel que hem vist, aquests episodis de creixement monopòdic semblen més freqüents en *D. gnidium* i *E. multiflora* que en *Q. coccifera* i *P. lentiscus*.

El creixement s'atura generalment de mitjan maig a mitjan juny. Els borrons no s'obriran fins a l'any següent. Per a *Q. coccifera* és freqüent que els borrons laterals pròxims a l'apex desenvolupin inflorescències masculines i/o un nou creixement; més rarament donen lloc a una flor femenina (aleshores no es ramifiquen). Per a *P. lentiscus*, cada nus pot originar una inflorescència o una ramificació. A *D. gnidium*, les flors es disposen al final del creixement del mateix any, en què les fulles són més petites i duren molt poc temps. *E. multiflora* desenvolupa (en els rebrots dominants) un nombre alt de flors a l'axil·la de les fulles que no cauen. Els borrons que donen lloc a flors no originen ramificacions.

La duració de les fulles és generalment fins a 2 anys (rarament 3) a *Q. coccifera*, fins a 3 anys (rarament més) per a *P. lentiscus* i *E. multiflora* i menor d'1 any (o uns mesos; excepcionalment, més d'1 any) a *D. gnidium* (taula 12). Generalment, les fulles perduren més temps en els rebrots suprimits (més protegits) que en els dominants (més exposats).

TAULA 12. Presència de fulles 4 anys després de l'incendi de 1982 per a cadascun dels creixements als rebrots dominants i als suprimits (mitjana* dels individus mesurats).

	Dominants					Suprimits			
	1a	1b	2	3	4	1	2	3	4
<i>Q. coccifera</i>	0,1	0,0	0,4	2,7	3,9	0,2	0,2	1,3	4,0
<i>P. lentiscus</i>	0,0	0,0	1,6	3,3	4,0	0,4	2,0	3,5	4,0
<i>D. gnidium</i>	0,0	0,0	0,0	0,1	3,3	0,0	0,0	0,0	3,3
<i>E. multiflora</i>	0,0	0,7	1,6	3,5	3,8	0,4	1,6	3,0	3,9

* La quantitat relativa de fulles s'ha obtingut mitjançant una escala preestablerta (0: sense cap fulla, 1: amb menys del 40 % dels nusos ocupats per fulles, 2: entre el 40 i el 60 %, 3: 60-80 %, i 4: 80-100 %).

Formació i mortalitat de ramificacions

Q. coccifera presentava, en els rebrots dominants, ramificacions al llarg de tot l'eix en els dos primers creixements (sobretot en el primer i menys en el segon), mentre que les restants espècies (i *Q. coccifera* en els creixements posteriors) les tenien gairebé sempre en el segment terminal del creixement estacional corresponent. Així, en els rebrots dominants, *Q. coccifera* tenia gairebé una mitjana de 30 ramificacions en el primer creixement i 10 en el segon (fig. 17). Li seguia *D. gnidium* amb unes 12 branques en el primer creixement, *E. multiflora* (6-7) i *P. lentiscus* (2-3). En el segon creixement, aquests tres arbusts presentaven un nombre de ramificacions pràcticament igual (*E. multiflora* i *P. lentiscus*) o inferior a l'esmentat (*D. gnidium*).

En els rebrots dominants, s'observà, tant a *Q. coccifera* com a *D. gnidium*, una disminució exponencial en el desenvolupament de ramificacions en funció del temps; a *P. lentiscus* i *E. multiflora*, la disminució fou poc brusca i es manifestà més tard (fig. 17).

La formació de branquetes en els rebrots suprimits disminuï de manera pràcticament lineal a *Q. coccifera* i *D. gnidium*, mentre que a *P. lentiscus* i *E. multiflora* es mantingué amb variacions mínimes.

El nombre de ramificacions desenvolupades arribà a ser pràcticament igual entre els rebrots dominants i els suprimits als 24 mesos (*D. gnidium*), 36 (*E. multiflora*) i 48 (*P. lentiscus*); però encara no als 72 per a *Q. coccifera* (fig. 17).

Q. coccifera i *D. gnidium*, que tenen un nombre superior de ramificacions, són les espècies on s'observà una major mortalitat. Això és evident per a les ramificacions sobre el primer creixement, tant en els rebrots dominants com en els suprimits (taules 12 i 13). Després, la mortalitat de ramificacions fou molt baixa (0-10 %), amb petites diferències entre aquests arbusts. *P. lentiscus*, amb el nombre menor de branques, no en perdé cap en els 6 primers anys de rebrotada.

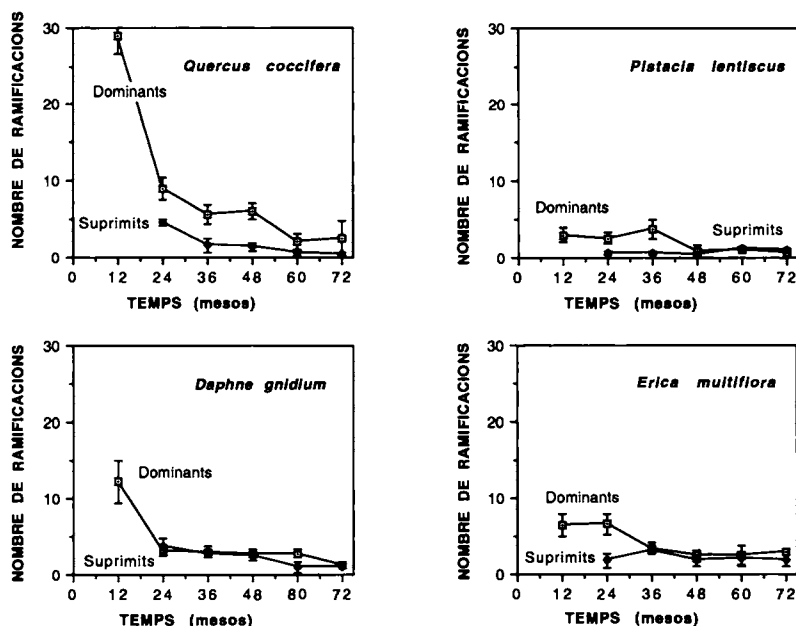


FIGURA 17. Nombre de ramificacions (mitjana i error estàndard) formats sobre l'eix principal al llarg del temps, en els rebrots dominants (els més alts) i en els suprimits, per als quatre arbusts estudiats.

TAULA 13. Percentatge de ramificacions mortes sobre el nombre total de branques als 4 anys del foc als rebrots dominants (mitjana i error estàndard*).

Creixements	1r		2n		3r		4t	
<i>Q. coccifera</i>	16,2	3,1	9,8	4,6	8,2	5,6	5,7	5,7
<i>P. lentiscus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>D. gnidium</i>	33,3	6,8	4,0	4,0	6,7	6,7	10,0	10,0
<i>E. multiflora</i>	6,7	4,1	9,3	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0

* Només s'observen diferències entre les quatre espècies estudiades en el cas del primer creixement ($p < 0,05$).

TAULA 14. Percentatge de ramificacions mortes sobre el total als 4 anys del foc als rebrots suprimits (mitjana i error estàndard*).

Creixements	1r		2n		3r	
<i>Q. coccifera</i>	44,4	12,4	6,7	6,7	8,3	8,3
<i>P. lentiscus</i>	0,0	—	0,0	—	0,0	—
<i>D. gnidium</i>	36,7	21,3	25,0	16,0	0,0	—
<i>E. multiflora</i>	0,0	—	0,0	—	0,0	—

* Només s'observen diferències significatives entre les quatre espècies estudiades en el cas de primer creixement ($p < 0,05$).

Nombre de nusos i distàncies internodals

En les primeres fases de desenvolupament, la formació de nusos fou sempre superior a la que es produí posteriorment en els rebrots de *Q. coccifera*, *P. lentiscus* i, en menor grau, *D. gnidium* i *E. multiflora*. De fet, la formació de nusos en els rebrots segueix una funció que recorda bastant la del seu creixement en llargària (compareu la fig. 18 amb la fig. 16).

Les distàncies mitjanes internodals tendiren a disminuir en el temps en les quatre espècies estudiades d'una manera més o menys accentuada segons que aquestes siguin més o menys grans, tant en els rebrots dominants com en els suprimits. A *E. multiflora* la disminució fou pràcticament nul·la (fig. 19).

El nombre de nusos i les distàncies internodals es troben inversament relacionats, ja que van estretament lligats a components específics. Les espècies amb més nusos són les que presentaren menors distàncies internodals (*E. multiflora*, *D. gnidium*, *Q. coccifera* i *P. lentiscus*, de més a menys nombre de nusos).

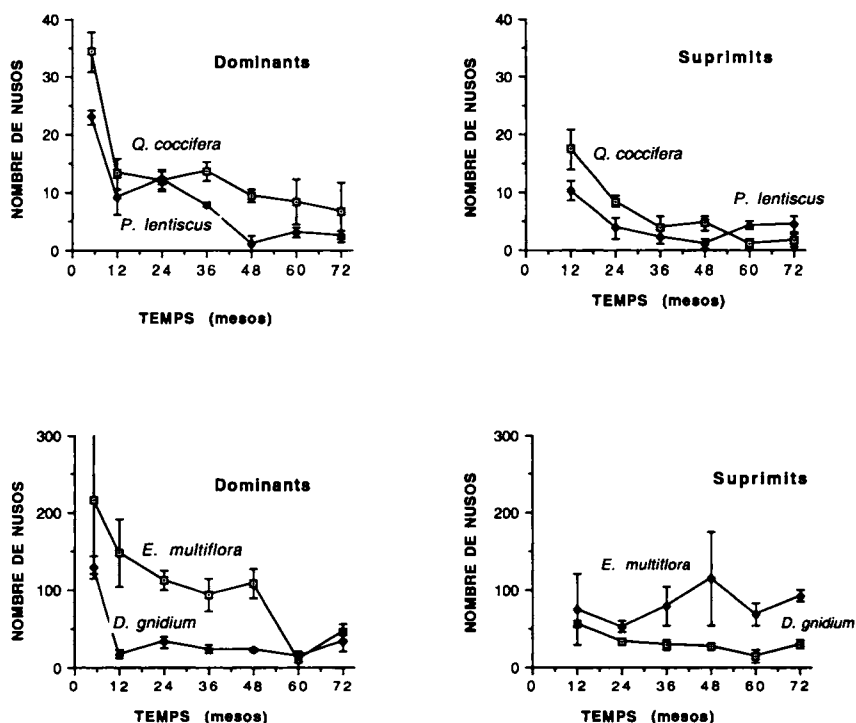


FIGURA 18. Nombre de nusos (mitjana i error estàndard) desenvolupats a l'eix principal al llarg del temps, en els rebrots dominants (esquerra) i en els suprimits (dreta), per als quatre arbusts estudiats.

Proporció de nusos ramificats

Per *Q. coccifera*, el percentatge de nusos ramificats va disminuir en el temps i fou molt més gran en els rebrots dominants que en els suprimits; a les restants espècies no s'observà cap tendència clara (fig. 20): en *P. lentiscus* es troben fluctuacions potser explicables pel seu baix nombre absolut de ramificacions, mentre que en *E. multiflora* i *D. gnidium* les variacions són escasses.

Q. coccifera presentà un percentatge de nusos ramificats més gran que les restants espècies durant els primers 4 anys (fig. 20). En els rebrots dominants aquestes diferències són més evidents.

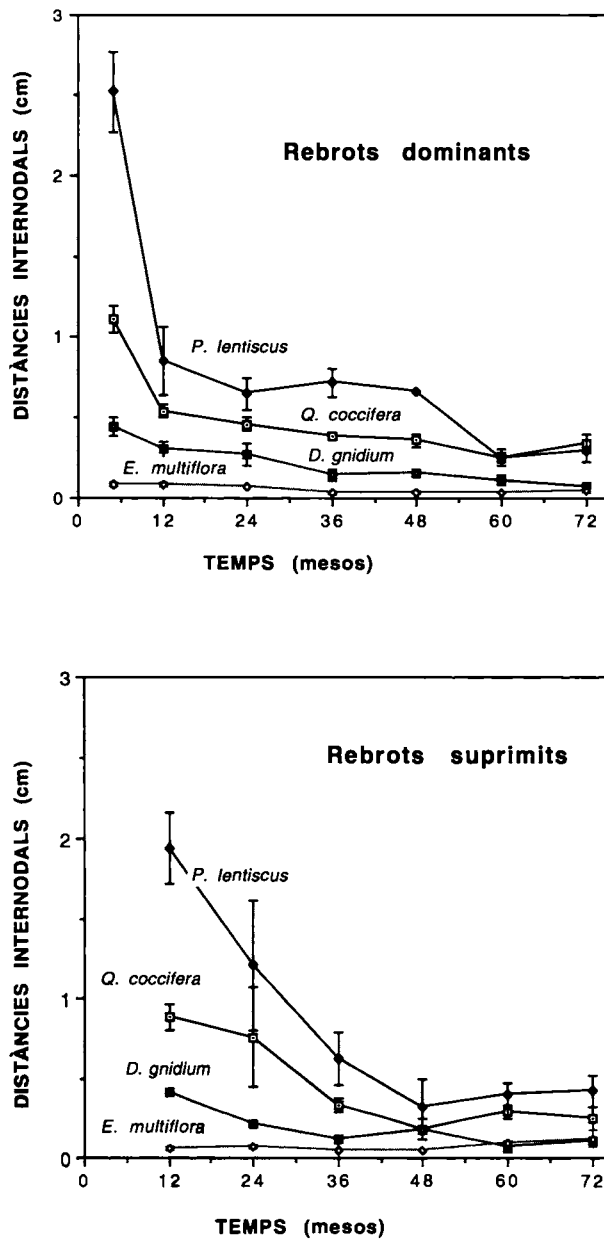


FIGURA 19. Distàncies internodals (mitjana i error estàndard) en l'eix principal en funció del temps, en els rebrots dominants (part superior) i en els suprimits (part inferior), per a les quatre espècies estudiades.

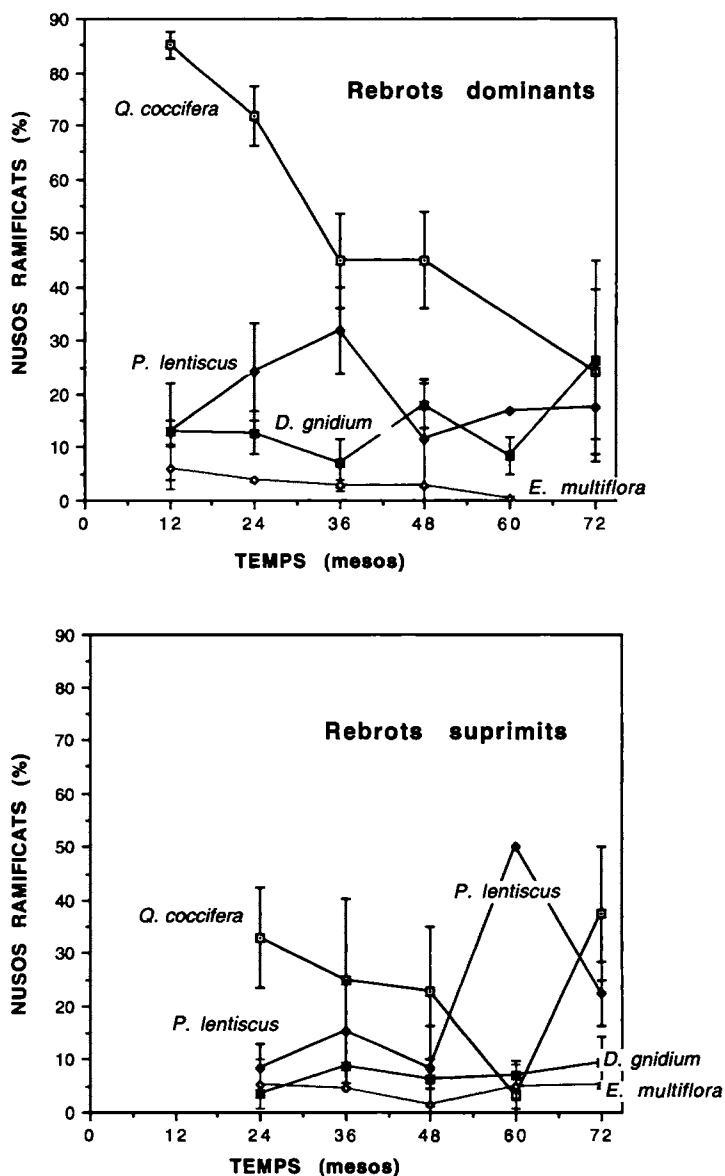


FIGURA 20. Percentatge de nusos que formen ramificacions en l'eix principal (mitjana i error estàndard) en funció del temps, en els rebrots dominants (part superior) i en els suprimits (part inferior), per als quatre arbusts estudiats. L'alt percentatge de nusos ramificats per a *P. lentiscus* als 60 mesos (rebrots suprimits) s'explica perquè l'any anterior aquesta espècie va créixer molt poc i va tenir una formació de nusos escassa.

7. Evolució de la fitomassa i d'altres paràmetres associats

7.1. Mètodes

La fitomassa arbustiva i herbàcia s'ha avaluat en dues zones diferents: una de no cremada (parcel·la 2; taula 3) i l'altra, cremada durant l'incendi de 1982 (parcel·la 1; taula 3). Aquestes dues zones es troben molt pròximes entre si (a menys de 500 m) i presenten unes condicions ecològiques (substrat, sòl, orientació, inclinació, vegetació, etc.) molt semblants. L'homogeneïtat en el recobriment i l'alçària d'aquestes garrigues va ser un aspecte que es va tenir molt present a l'hora d'escollir les àrees a estudiar. Per a la zona no cremada es va estimar una edat d'uns 14 ± 1 anys el 1983, d'acord amb l'anàlisi contrastada dels anells de creixement en tres espècies arbustives diferents.

La fitomassa va ser avaluada sempre durant l'estiu (juliol o agost) dels anys 1983 (parcel·la 1 i 2), 1984 (parcel·la 1), 1985 (parcel·la 1 i 2) i 1987 (parcel·la 1). Per tant, vam obtenir la fitomassa al cap d'1, 2, 3 i 5 anys del foc de 1982, i també als ~14 i ~16 anys d'edat a la zona no cremada.

La fitomassa s'ha determinat per tallada, recollida i pesada de la totalitat de la vegetació al nivell del sòl en cinc quadrats de 2 metres de costat (4 m²). La dispersió, mesurada per l'error estàndard, entre cinc mostres d'aquesta superfície no arribà mai al 17 % de la mitjana (excepte el primer any després del foc, 23 %). Els quadrats de mostreig es varen escollir separats per intervals de 5 metres de distància entre si, en línia recta seguint l'orientació del vessant. Un cop delimitats els quadrats de mostreig, es van prendre entre quatre i sis mesures de l'alçària de l'estrat arbustiu en cadascun d'aquests. Per a cadascun dels quadrats de mostreig, el material vegetal va ser tallat i pesat *in situ* (amb un dinamòmetre). Una mostra no inferior al 10 % del total va ser portada al laboratori i assecada a l'estufa un mínim de 72 hores a 80 °C per tal d'obtenir-ne el pes sec. Un cop extreta la vegetació, es va dividir cadascun dels quadrats de mostreig en quatre parts (d'1 m² de superfície), per tal d'estimar-ne visualment la pedregositat (corresponent a la superfície relativa de terra ocupada pels rocs de Ø > 10 cm). Aquesta es va obtenir per classes de 0-20 %, 20-40 %, 40-60 %, 60-80 % i 80-100 %.

En recollir i pesar el material es van diferenciar sempre almenys les tres fraccions següents: *Quercus coccifera*, la resta de l'estrat arbustiu i les herbes i subarbusts (estrat herbaci). A aquestes parts cal afegir les restes de *Q. coccifera* carbonitzades per l'incendi (fusta dreta) per a les zones d'1 i 2 anys. En tallar *Q. coccifera* en els quadrats als 2, 3, 5 i ~16 anys, es van diferenciar les tiges o rebrots vius dels morts i, alhora, es varen comptar. Igualment a les zones estudiades de 3 i ~16 anys es van separar les tiges o rebrots de *Q. coccifera* per a les classes de diàmetre següents: $\varnothing < 0,5$ cm, $0,5 \leq \varnothing < 1,0$ cm, $1,0 \leq \varnothing < 2,0$ cm i $\varnothing \geq 2,0$ cm. En els llocs mostrejats als 3, 5 i ~16 anys, es va dividir l'estrat herbaci en dos components: graminoides i no graminoides.

En veure una densitat de rebrots tendres de *Q. coccifera* amb un sol creixement a la parcel·la de 5 anys, es van diferenciar aquests de la resta de tiges d'edat superior.

Per a *Q. coccifera* (1, 2, 3, 5 i ~16 anys) es va separar, en una fracció superior al 20 % del material sec, el pes del fullatge de la resta del material llenyós (tiges, branques i branquillons) amb la finalitat d'obtenir la biomassa foliar i el quocient fulles/fusta.

El pes mitjà per rebrot de *Q. coccifera* s'ha calculat per a cadascun dels quadrats de mostreig tot dividint la fitomassa per la densitat de tiges presents.

En aquest capítol se segueix l'evolució de la fitomassa, l'increment d'aquesta (calculada mitjançant el quocient de la biomassa arbustiva dreta i l'edat en anys), l'alçària de l'estrat arbustiu, el pes mitjà per rebrot, etc., en funció del temps transcorregut després de l'incendi. També s'estudia la relació de diversos factors que influeixen la fitomassa (alçària de l'estrat arbustiu, pedregositat, etc.). En la zona no cremada (~16 anys) es relaciona la fitomassa total amb la morta, i també la densitat de tiges amb el nombre de rebrots morts. En aquests dos darrers casos, cadascun dels quadrats de mostreig és indicat per un punt en la representació gràfica corresponent.

Finalment, es va mesurar l'alçària màxima (des del nivell de terra fins al punt més alt de la capçada) als arbusts següents: *Phillyrea latifolia*, *Arbutus unedo*, *P. lentiscus*, *E. multiflora*, *Cistus salvifolius* i *Rosmarinus officinalis*. Aquesta mesura es va prendre en uns vint-i-cinc individus (excepte per a *A. unedo*, en què, per la seva menor abundància, només vam mesurar uns 15-16 peus). Als 2, 3, 5 i ~16 anys i en uns 15-16 individus es va mesurar també (mitjançant un peu de rei) el diàmetre basal de la tija més alta. S'ha representat gràficament l'evolució posterior al foc del creixement (vertical i en $\varnothing$ basal) d'aquestes espècies tot ajustant-lo a una funció logarítmica. Les taxes de creixement obtingudes per a les diverses espècies han estat comparades entre si mitjançant una anàlisi de la covariància. El percentatge del creixement dels rebrots en

diverses edats després del foc respecte al de les zones no cremades (~16 anys) també ha estat calculat. Per al diàmetre basal, aquest percentatge s'ha calculat respecte als individus de les zones no cremades, i també sobre la tija carbonitzada més gruixuda dels mateixos peus cremats.

7.2. Resultats

Acumulació de la fitomassa

El foc de juliol de 1982 va deixar en la zona estudiada entre 0,8 i 1,0 tones per ha de material llenyós mort corresponent a *Q. coccifera*.

Durant els primers anys després del foc la garriga presentava una gran vitalitat i la fitomassa va augmentar d'una manera brusca i ràpida (fig. 21). Posteriorment, l'increment de fitomassa anà minvant més o menys gradualment. La variació entre unitats de mostreig augmentà en les garrigues de més edat (fig. 21).

En les zones estudiades *Q. coccifera* constituïa la major part de la fitomassa arbustiva, i representava sempre el 75 % o més. Vam detectar els primers signes de senescència en *Q. coccifera* als 3 anys, si bé això no es reflecteix en el còmput global de la fitomassa fins als 5 anys (fig. 21a). Aleshores tots els rebrots morts eren petits i representaven una fracció molt reduïda (0,1 t·ha⁻¹ respecte a un total de 5,4 als 5 anys). Posteriorment, la importància dels rebrots morts anà en augment i, als 16 anys, la necromassa de *Q. coccifera* era de 3,1 ± 0,9 t·ha⁻¹ (fig. 21a).

Respecte del total, els arbusts representaven sempre la major part de la fitomassa (més del 70 %) (fig. 21b). La quantitat relativa d'herbes disminuïa amb l'edat a mesura que es desenvolupava la coberta arbustiva (fig. 22). Als 5 anys, la proporció d'herbes es desvià notablement del percentatge esperable. Es tracta, probablement, de l'expressió d'una situació d'heterogeneïtat (garriga menys densa) respecte als casos restants. Al voltant del 85-90 % de les herbes, o més, eren graminoides (sobretot *B. retusum*) en totes les àrees estudiades.

Increment de la fitomassa

L'increment anual de materials llenyosos i foliars fou alt durant els 3 primers anys (sempre superior a les 2 t·ha⁻¹); després es reduí molt i fou d'1,1-1,3 t·ha⁻¹ (fig. 23a). Per tant, durant els primers anys després del foc, l'increment de biomassa va ser gairebé del doble (o més) de la que es produeix a partir dels 4 anys o en una garriga més madura, de 14-16 anys. Entre 1 i 2 anys després del foc s'assolí el màxim increment, que

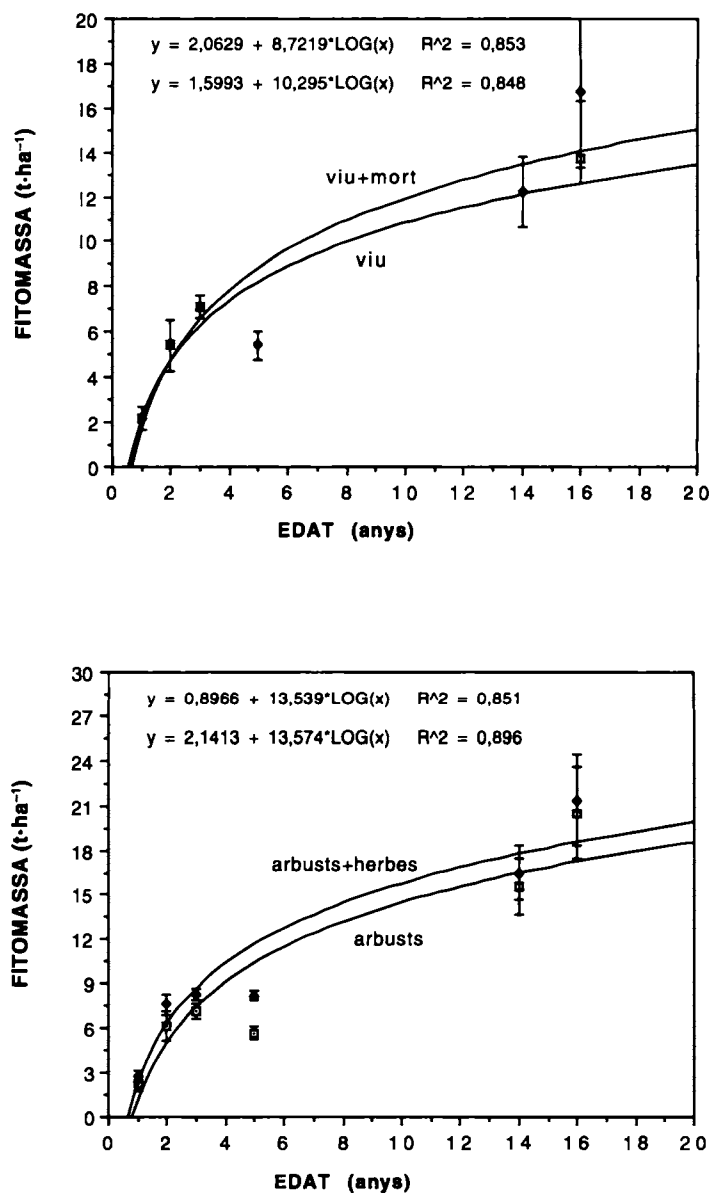


FIGURA 21. Evolució de la fitomassa (mitjana i error estàndard) respecte al temps transcorregut després de l'incendi. S'ha representat *Quercus coccifera* al gràfic superior (a) i la biomassa arbustiva i total (arbustiva i herbàcia), al gràfic inferior (b).

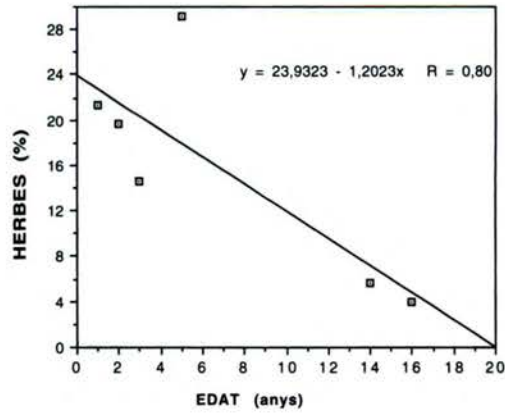


FIGURA 22. Evolució de la proporció d'herbes (%) respecte al total de fitomassa en funció del temps transcorregut després de l'incendi.

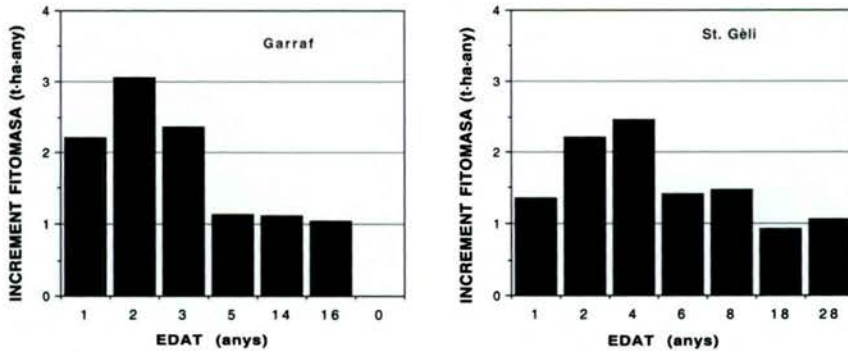


FIGURA 23. Fitomassa dividida per l'edat (en anys) per a garrigues en diversos moments després del foc: al Garraf (a) i a Sant Gèli (b).

podria haver superat les 3 t·ha·any (fig. 23a). Per tant, durant els 3 o 4 primers anys la fitomassa va arribar prop del 50 % de la que tenien les garrigues madures d'uns 14-16 anys.

Paràmetres associats al desenvolupament de la fitomassa

El quocient fulles/fusta mostra una disminució de tipus exponencial amb l'edat (fig. 24). Aquesta proporció fou màxima durant els dos

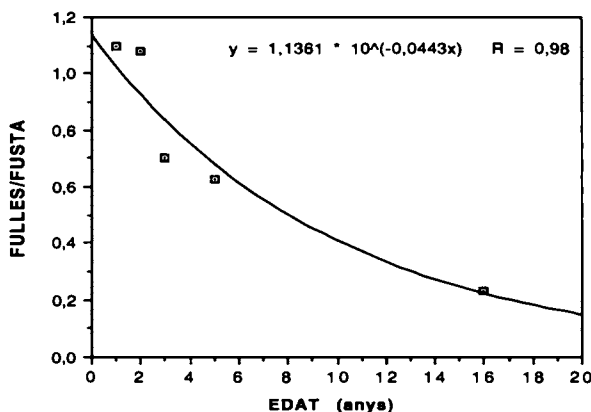


FIGURA 24. Evolució del quocient entre el pes sec de les fulles i de la fusta respecte a l'edat després del foc.

primers anys, en què hi havia més fulles que tiges, i anà disminuint fins a ser del 0,2 als 16 anys.

El pes mitjà d'un rebrot va experimentar un augment lineal amb l'edat. Paral·lelament a aquest increment, també augmentava l'amplitud de variació en aquest (fig. 25).

La distribució de la densitat de tiges de *Q. coccifera* per classes diametral fou poc diferent a les garrigues de 3 i ~16 anys (fig. 26). En

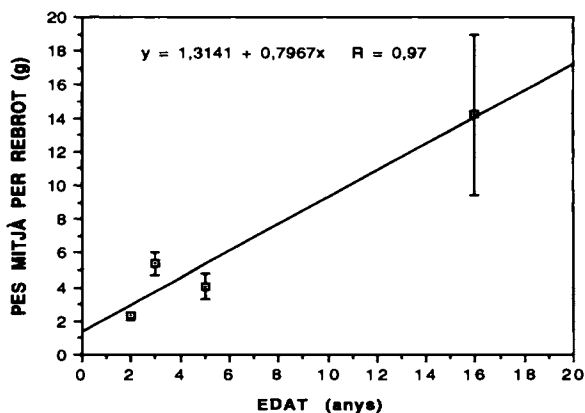


FIGURA 25. Evolució del pes mitjà per rebrot (mitjana i error estàndard) al llarg del temps posterior al foc.

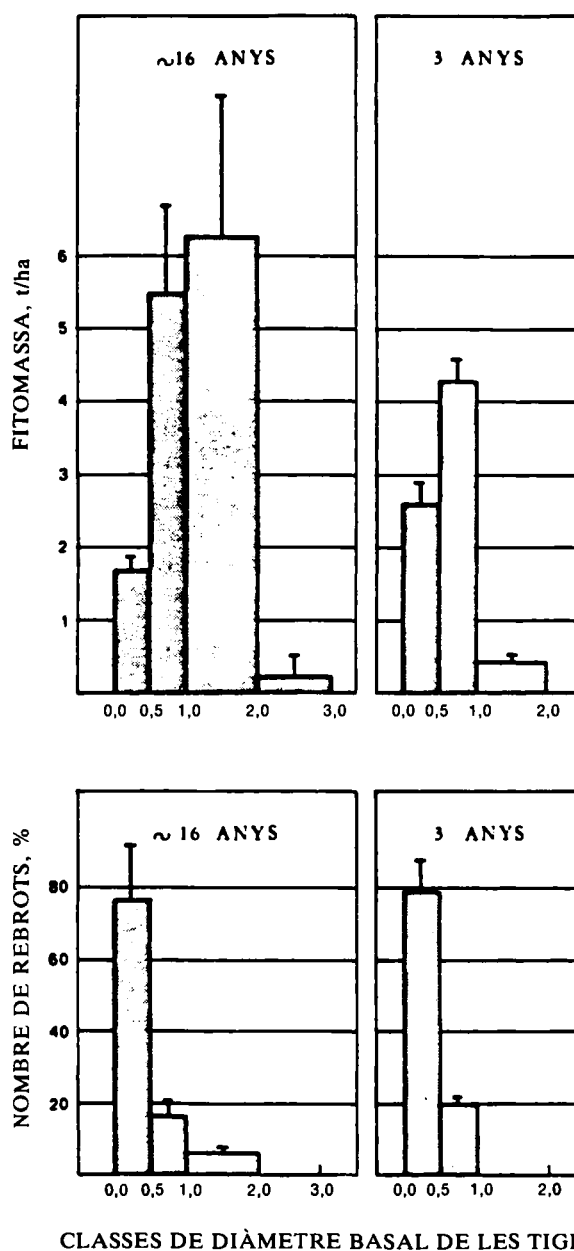


FIGURA 26. Distribució de la fitomassa (dalt) i la densitat (sota) de tiges de *Quercus coccifera* per classes de diàmetre basal dels rebrots (cm), en dues garrigues d'uns 16 anys i de 3 anys, respectivament.

els dos casos s'ha obtingut un percentatge màxim de rebrots amb un diàmetre inferior als 0,5 cm (79,4 als 3 anys i 76,8 als 16 anys). Si bé la densitat de rebrots prims continua sent alta, la fitomassa se situa d'una manera creixent en tiges més gruixudes (fig. 26).

Aparició i mortalitat de rebrots de Quercus coccifera

Com és lògic, durant els primers anys s'havien desenvolupat la major part dels rebrots. Als 2 anys es va obtenir el nombre màxim de rebrots vius ($224,4 \pm 30,8$ per m^2). Els primers símptomes de mortalitat de fragments de tiges s'observaren als 3 anys, però no fou fins als 5 anys que es va censar un nombre significatiu de tiges mortes ($39,0 \pm 8,3$ per m^2), totes elles amb un desenvolupament ínfim (pes mitjà per rebrot, 0,3 g). Als 16 anys, el nombre de tiges dretes mortes no fou gaire més alt ($46,2 \pm 11,5$ per m^2), però el seu desenvolupament era molt més gran (pes mitjà per rebrot, 6,7 g).

En la zona no cremada (~16 anys) s'observa una relació lineal positiva entre la fitomassa total i la necromassa, i també entre la densitat total de tiges i la de tiges mortes (fig. 27). En aquesta garriga, amb una alçària d'uns 70 cm, no és esperable la presència de tiges mortes quan la fitomassa és inferior a les 6 t·ha⁻¹ i la densitat de rebrots, menor de 50 per m^2 .

El desenvolupament de nous rebrots es produeix durant els 2 primers anys, però també pot tenir lloc posteriorment. Així, als 5 anys del foc observarem un nombre considerable de tiges que tenien amb seguretat una edat inferior a l'any ($5,4 \pm 1,1$ per m^2). Contràriament, només excepcionalment hem trobat plàntules.

Fitomassa i alçària de l'estrat arbustiu

Respecte a l'alçària de l'estrat arbustiu, observem un augment potencial amb el transcurs del temps (fig. 28). Durant els primers anys després del foc, l'increment d'alçària és més brusc que el de biomassa arbustiva (fig. 21).

S'ha trobat una relació estreta entre la fitomassa arbustiva i l'alçària de l'estrat arbustiu, tant si tenim en compte les mitjanes per a cada edat (fig. 29) com si prenem en consideració tots els quadrats de mostreig (fig. 30). En canvi, no s'observa cap relació amb el percentatge de pedres i rocs ($\varnothing > 10$ cm) al nivell superficial (fig. 31). Tampoc hem vist que la pedregositat (per la influència que pot exercir tot limitant el recobriment vegetal) permeti de millorar la predicció de la fitomassa a partir de l'alçària de l'estrat arbustiu.

La predicció de la fitomassa a partir de l'alçària de l'estrat arbustiu serà més fiable en garrigues baixes que en garrigues més altes, on la dispersió dels punts fou superior (fig. 30).

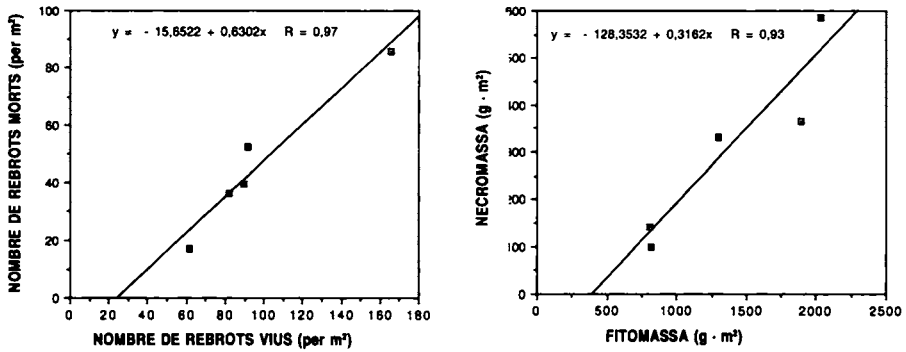


FIGURA 27. Relació entre la densitat de tiges vives i la de tiges dretes mortes (esquerra), i entre la fitomassa viva i la morta dreta (dreta), en la garriga madura d'uns 16 anys.

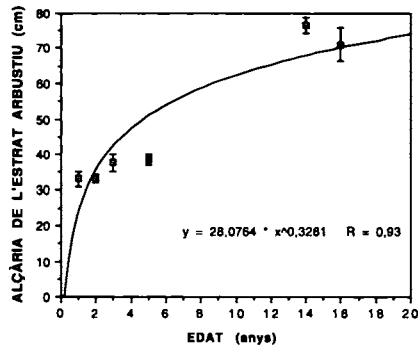


FIGURA 28. Evolució de l'alçària de l'estrat arbustiu (mitjana i error estàndard) en el transcurs del temps després de l'incendi.

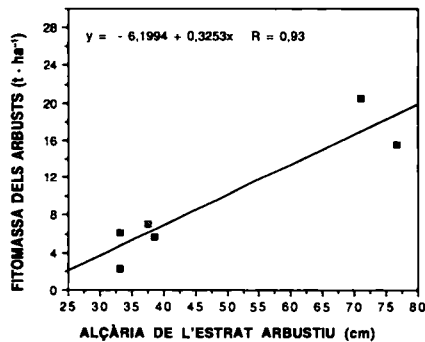


FIGURA 29. Relació entre l'alçària de l'estrat arbustiu i la fitomassa arbustiva per a les garrigues estudiades. Cada punt representa la mitjana dels cinc quadrats de mostreig.

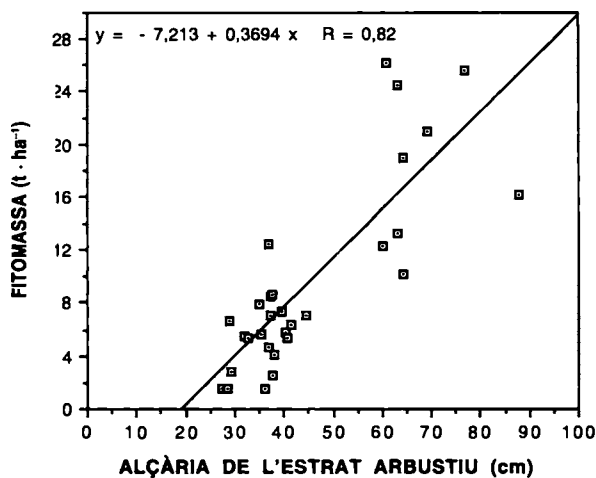


FIGURA 30. Regressió lineal entre l'alçària de l'estrat arbustiu i la fitomassa arbustiva. Cadascun dels punts correspon a les mesures obtingudes per a cadascun dels quadrats de mostreig.

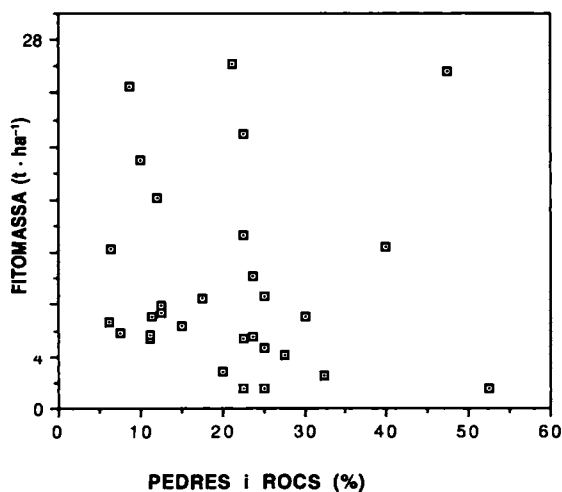


FIGURA 31. Inexistència de relació entre la pedregositat i la fitomassa arbustiva. Cadascun dels punts correspon a les mesures obtingudes per a cadascun dels quadrats de mostreig.

Desenvolupament de la fitomassa i risc d'incendi

Amb el desenvolupament de la fitomassa augmenta la quantitat de virosta al sòl i la de materials morts drets (que, com hem dit, començà a acumular-se als 5 anys i fou de més de $3,0 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ als 16 anys). En períodes d'eixut estival aquests materials morts arriben a tenir un contingut hídric entorn del 10 % (capítol 12), el qual comporta un fort augment del risc d'incendi. El contingut hídric dels vegetals vius pot variar segons les condicions d'humitat del sòl i de l'aire, però com es dedueix de la taula 15 tendeix a ser màxim en els rebrots tendres d'1 any, pot baixar molt a partir del segon any i pot resultar mínim per a *Q. coccifera* als 16 anys. A partir de Trabaud (1976) podem deduir que mentre *B. retusum*, amb continguts hídrics inferiors al 20-25 %, presenta un material fàcilment inflamable i combustible, *Q. coccifera* (amb continguts del 30-35 %) es troba en una situació límit, ja que amb un 30 % o menys d'aigua augmenta extraordinàriament el risc potencial d'incendi.

TAULA 15. Contingut d'aigua (en % del pes fresc) per a *Quercus coccifera* (per al conjunt de la biomassa viva) i les graminoides que són majoritaris als estrats arbustiu i herbaci, respectivament. Els resultats, corresponents a la mitjana i a l'error estàndard, s'han obtingut durant els mesos de juliol o d'agost.

Edat	<i>Q. coccifera</i>		graminoides	
	% PF	Es	% PF	Es
1	41,7	0,5	40,9	1,1
2	33,1	1,7	22,7	3,1
3	36,0	1,3	17,8	1,3
5	39,0	0,5	19,4	1,4
~16	31,1	0,8	19,6	2,5

Un altre factor que pot incrementar el risc d'incendi és la quantitat d'herbes. Aquestes foren abundants als 2, 3 i 5 anys i menors als 14 o 16 anys. Això indica que, en garrigues més madures el risc degut a l'estrat herbaci és menor.

Creixement de les principals espècies arbustives

El creixement vertical i en diàmetre basal segueixen una funció logarítmica o s'hi aproximen molt (fig. 32 i 33). Però no sempre la correlació fou significativa (taula 16). Vegem cada espècie en concret.

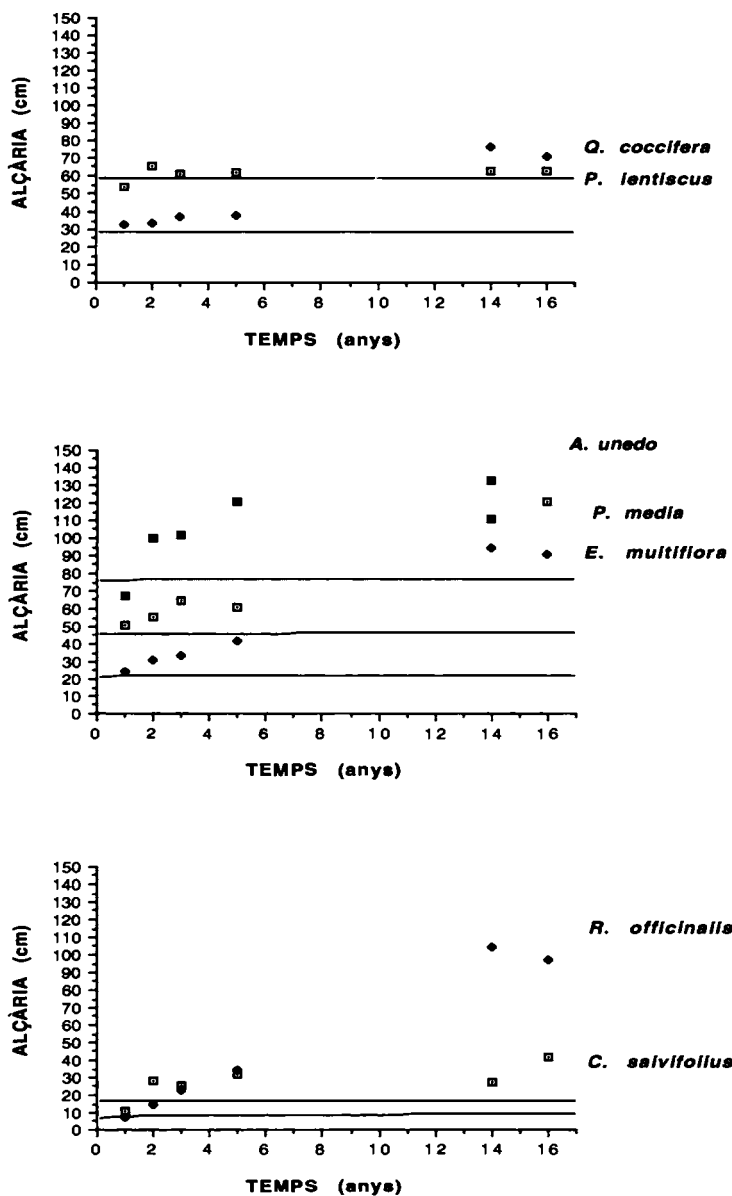


FIGURA 32. Evolució del creixement vertical (alçària màxima) després de l'incendi en diverses espècies arbustives. Per a *Pistacia lentiscus* el creixement fou pràcticament nul després d'un any del foc a causa de la inclinació creixent de les tiges i la mortalitat dels borrons apicals en les tiges més altes.

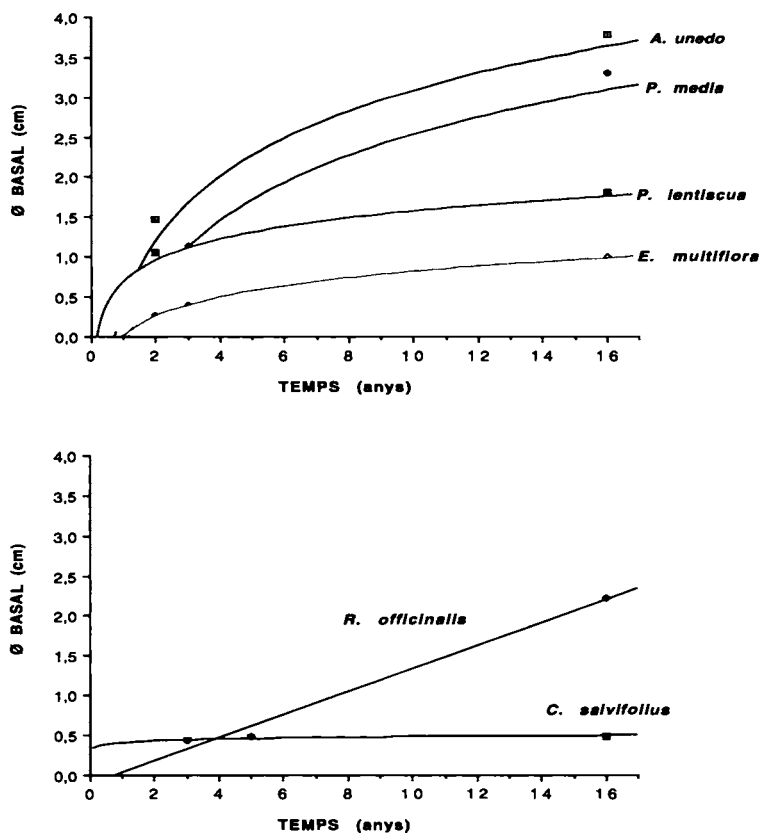


FIGURA 33. Evolució del creixement en diàmetre basal (de la tija més alta) després del foc en diversos arbusts.

De les cinc espècies de rebrotada en tenim dues (*P. lentiscus* i *Q. coccifera*) amb un creixement vertical molt brusc, sobretot durant el primer any i, després, amb un creixement d'alçària menor. Per a *P. lentiscus* la correlació entre creixement vertical i edat no fou significativa. El creixement en diàmetre basal va ser, en canvi, significatiu en aquest últim arbust (taula 16). Aquesta aparent contradicció s'explica pel fet que, com s'ha pogut comprovar repetidament, els àpexs de les tiges més altes de *P. lentiscus* es veuen sovint afectats letalment en l'àrea d'estudi alhora que aquestes tendeixen a inclinar-se. Els episodis de fortes ventades i/o, en hiverns freds, ocasionals glaçades avorten sovint el creixement del segment terminal (des de l'última ramificació fins al final) de les tiges més exposades (les més llargues). Això no s'ha observat en les altres

TAULA 16. Coeficient de determinació (r^2), pendent (b) i grau de significació d'aquest (p) de la correlació entre l'alçària del rebrot més alt (logarítmica) i el diàmetre basal (potencial) d'aquest, respecte al temps transcorregut després del foc (en anys) per a diverses espècies arbustives.

	Alçària			Ø basal		
	r^2	b	p	r^2	b ^a	p
<i>A. unedo</i>	0,93	61,3	0,002	0,97	0,48	0,02
<i>E. multiflora</i>	0,89	62,7	0,005	0,99	0,61	0,007
<i>P. lentiscus</i>	0,34	4,8 ^b	0,23	0,94	0,28 ^d	0,03
<i>P. media</i>	0,86	59,1	0,008	0,96	0,63	0,02
<i>Q. coccifera</i>	0,83	38,3	0,012	—	—	—
<i>C. salvifolius</i>	0,62	16,5 ^c	0,07	0,83	0,07 ^c	0,27 ^e
<i>R. officinalis</i>	0,91	85,9 ^b	0,003	0,94	1,04 ^b	0,15 ^e

^a Per assolir una distribució homogènia dels residus en la comparació de pendents s'han transformat les dues variables logarítmicament. Els pendents (b) corresponen als de les correlacions amb els valors transformats.

^b Pendents significativament diferents dels restants ($p < 0,01$).

^c Pendent significativament diferent dels restants ($p < 0,05$).

^d Pendent significativament diferent dels restants ($p < 0,01$) quan només s'inclouen en l'anàlisi les espècies de rebrotada (les quatre primeres).

^e Només es disposa de mesures als 3, 5 i 16 anys.

espècies, que semblen menys vulnerables a aquests episodis. Per als tres arbusts restants de rebrotada (*A. unedo*, *P. latifolia* i *E. multiflora*) el creixement inicial fou menys brusc, però després el creixement vertical continuà, i assoliren als 14-16 anys una alçària superior a les de les altres dues espècies (fig. 32). Tant en creixement vertical com en diàmetre basal, *A. unedo* fou l'espècie que més va créixer i *E. multiflora*, la que menys (fig. 32 i 33).

Pel que fa a les dues espècies que es restableixen per germinació, el creixement fou molt baix durant el primer any després del foc: *R. officinalis* prosseguí amb un desenvolupament baix durant el segon any, mentre que *C. salvifolius* va créixer molt entre el primer i el segon any, un cop havien agafat les plàntules. Als 3 i als 5 anys, les dues espècies presentaven un desenvolupament igual, però posteriorment *R. officinalis* prosseguí amb un fort creixement (de tipus lineal), mentre que *C. salvifolius* ja gairebé no es desenvolupà més després del segon any (fig. 32 i 33). Això explica el fet que el seu creixement no fos significatiu ($p < 0,05$), mentre que l'ajust (r^2) era superior a 0,60 o 0,80 (taula 16). En el cas del Ø basal, només disposem de mesures als 3, 5 i 16 anys per a aquestes dues espècies.

En comparar la taxa de creixement (b) mitjançant una anàlisi de la

covariància, obtenim diferències significatives entre les diverses espècies, tant si les tenim en compte totes com si només introduïm en l'anàlisi els arbusts de rebrotada. Pel creixement vertical, *P. lentiscus* i *C. salvifolius* presentaren un pendent significativament més petit ($p < 0,05$) que totes les restants espècies, mentre que a *R. officinalis* el pendent fou significativament més gran (taula 16).

El percentatge de creixement en diversos estadis de regeneració reflecteix la dinàmica del creixement tal com s'ha explicat fins ara. En la majoria de les espècies, el desenvolupament en alçària fou més ràpid durant els 5 primers anys que el creixement en diàmetre basal (taules 17 i 18). Si comparem el creixement radial als 2 i 3 anys amb els individus de la zona no cremada o, alternativament, amb els de les tiges cremades més gruixudes dels mateixos peus cremats, obtenim diferències petites (pràcticament sempre entre el 5 i el 10 %) (taula 18). En conseqüència, les dues formes de presa de mesures resulten equivalents.

TAULA 17. Percentatge de creixement en alçària dels rebrots més alts a diverses edats després del foc respecte als de la zona no cremada.

	1 any	2 anys	3 anys	5 anys
<i>A. unedo</i>	43,7	64,9	65,7	78,4
<i>E. multiflora</i>	26,5	34,2	36,8	45,4
<i>P. lentiscus</i>	85,1	103,0	95,9	97,9
<i>P. media</i>	42,3	46,0	53,6	50,3
<i>Q. coccifera</i>	46,5	46,7	52,9	54,2
<i>C. salvifolius</i>	26,8	67,5	61,7	77,0
<i>R. officinalis</i>	7,7	15,2	23,4	35,4

TAULA 18. Percentatge de creixement en diàmetre basal dels rebrots més alts a diverses edats després del foc respecte als de la zona no cremada i, també, respecte a les tiges carbonitzades més gruixudes (presentes en els mateixos individus).

	Rebrots no cremats			Tiges carbonitzades	
	2 anys	3 anys	5 anys	2 anys	3 anys
<i>A. unedo</i>	38,9	40,0	52,6	30,7	37,9
<i>E. multiflora</i>	27,0	40,0	52,0	32,5	29,4
<i>P. lentiscus</i>	58,6	57,5	66,3	48,0	53,1
<i>P. media</i>	26,7	34,3	37,4	35,8	46,1
<i>C. salvifolius</i>	—	87,8	95,9	—	—
<i>R. officinalis</i>	—	19,3	21,5	—	—

DISCUSSIÓ DE LA PART II

Resposta al foc de les principals espècies vegetals

En el capítol 5 presentem informació sobre la biologia de la regeneració després del foc de nombroses espècies freqüents en les garrigues de *Quercus coccifera* i/o en les pinedes de *Pinus halepensis*, i també en d'altres comunitats pròximes (prats de *Brachypodium retusum*, brolles de *Rosmarino-Ericion*, alzinars, màquia de garric i margalló). Excepte en el cas explicat de *J. phoenicea*, la implantació de les espècies pròpies d'aquestes comunitats fou molt ràpida. Com al *chaparral* californià (Hanes, 1971), les espècies de rebrotada apareixen abans que les de llavor, que semblen requerir condicions més precises perquè les seves llavors, dipositades en el sòl o procedents de les zones no cremades pròximes, puguin germinar. Tot això ha estat comprovat també per Trabaud i Lepart (1980 i 1981) en les principals comunitats vegetals (alzinars, pinedes, garrigues, brolles de romaní, prats de *B. retusum* i *B. phoenicoides*) dels voltants de Montpeller. És probable, però, que en condicions de menor disponibilitat hídrica la regeneració esdevingui més lenta i difícil en les mateixes comunitats (p. ex., comarques del sud de Catalunya); és una hipòtesi atractiva.

Al Garraf predominen les espècies rebrotadores (taula 19). Dins del sòl l'elevació de les temperatures provocades per un foc s'esmorteix ràpidament. Si la temperatura a la superfície del sòl és d'uns 400°C —dades de Califòrnia— baixarà a 288, 166 i 75 °C a 7,6, 25 i 50 mm de profunditat respectivament (De Bano *et al.*, 1977, extret de Wells *et al.*, 1978 i Rundel, 1983). Trabaud (1970*a* i 1979), en els seus experiments a la garriga de Montpeller troba que, a 25 mm sota terra, la temperatura no sobrepassa els 80 °C i, a 50 mm, arriba als 40 °C només durant alguns minuts. Això ens permet d'entendre que els òrgans subterranis de la majoria dels vegetals són poc perjudicats i poden sobreviure a l'efecte devastador de l'incendi.

A les garrigues, les espècies que es regeneren per rebrotada assoleixen el seu màxim, mentre que a les zones de conreu abandonades fa unes dècades (generalment pinedes que es cremaren el 1982 i tenien més de cinquanta anys d'abandonament), les espècies que es restableixen per germinació presenten comparativament més importància (taula 19). A Montpeller, Trabaud (1987*c*) troba també en les pinedes una superior

proporció i abundància d'espècies que es regeneren per germinació i també d' anuals o bianuals. En canvi, aquest mateix autor no identifica mai plàntules d'espècies rebrotadores en mostres de sòl (garriga i pineda) extretes del camp i dipositades en un hivernacle.

TAULA 19. Percentatge d'espècies del grup A (llenyoses) i del grup B (herbàcies i subllenyoses) sobre el total de recobriment o fitomassa que rebroten (R) i es refan per llavor (G) en tres de les parcel·les d'estudi (descrites en la taula 3).

Parcel·la	1		2		4	
Regeneració	R	G	R	G	R	G
Grup A	78,2	0,0	84,1	11,0	5,3	11,8
Grup B	~ 17,6	~ 4,2	~ 4,0	~ 0,7	58,3	24,5

Molts ecòlegs i botànics europeus (com ara Kuhnholz-Lordat, 1938; Folch, 1976) anomenen *piròfit* totes aquelles espècies que es recuperen bé del foc. El terme *piròfit* és confús i d'interpretació discutible. Estrictament, es refereix a plantes especialment adaptades al foc al llarg de l'evolució. Si això fos cert, aquestes plantes no existirien en absència d'incendis. Això no és verídric i s'ha afirmat sense prou base experimental. De fet, els estudis realitzats (Acherar *et al.*, 1984; Cucó, 1985; Trabaud *et al.*, 1985; Troumbis, 1985) sobre algunes de les espècies que s'havien posat com a clars exemples de pirofitisme (*Cistus* sp. pl. i *P. halepensis*) han provat que es tracta d'espècies oportunistes que ocupen sòls denudats o àrees lliures d'altres espècies llenyoses ja establertes, i no específicament àrees cremades. De fet, molts vegetals estan adaptats a resistir d'altres perturbacions o episodis d'estrès extremat (estassades, pastura, fortes plagues, caiguda d'altres arbres o de rocs, esclavissades, fortes glaçades, eixut extrem) amb els mateixos mecanismes (o del mateix tipus) que el foc. Així, podem parlar d'adaptacions a graus d'estrès o perturbacions (Trabaud, 1987*b*), o d'atributs que permeten a les plantes resistir o sobreposar-se al foc (Noble i Slatyer, 1977; Riba i Terradas, 1987), però no del foc com a font evolutiva d'aquests atributs (Trabaud, 1987*b*). L'incendi és només un dels tipus de perturbació que les plantes han hagut d'afrontar. D'altra banda, moltes espècies d'àmbit no mediterrani (com ara *Fagus sylvatica*, planifolis de ribera) rebroten bé després del foc. De fet, alguns autors han considerat la capacitat de rebrotar com un tret ancestral en les dicotiledònies llenyoses i no com un fenomen associat a incendis freqüents (Wells, 1969).

En la definició de les pautes de regeneració hem diferenciat una sèrie de grups d'acord amb els criteris de Naveh (1975) o Trabaud (1984b). A diferència d'aquests autors, i d'una manera semblant a Bell *et al.* (1984), hem distingit dos tipus d'espècies rebrotadores que anomenem de *brotació immediata* i de *brotació prolongada*. En molts casos, la biologia de cadascun d'aquests grups s'identifica, respectivament, amb la dels *autoregenerating sprouters* i la dels *vegetatively-reproducing sprouters* del Kwongan australià (Bell *et al.*, 1984). El segon grup es distingeix del primer perquè presenta una gran habilitat a formar clons per a la formació de rebrots d'arrel o fragmentació de les soques o rizomes. És el cas de plantes com ara *Q. coccifera* i *Brachypodium* sp. pl. Al Garraf, aquest grup de plantes sembla tenir majors possibilitats d'expansió horitzontal, atesa la seva més àmplia distribució, la menor profunditat de la major part de les seves estructures subterrànies i el baix gruix del sòl.

Les quatre espècies llenyoses estrictament o preferentment germinadores (*P. halepensis*, *R. officinalis*, *Cistus albidus* i *C. salvifolius*) presenten resines o d'altres substàncies aromàtiques o volàtils d'alt poder calorífic. Aquestes espècies presenten un sistema radical més superficial i menys desenvolupat que les espècies comparables rebrotadores (taula 7). És prou conegut que *P. halepensis* té unes rels menys profundes que *Quercus ilex* o *Q. pubescens*, i el mateix podria dir-se de *Cistus* sp. pl. i, en menor grau, de *R. officinalis*, respecte als restants arbusts rebrotadors. Així mateix, els fruits de les espècies germinadores esmentades no són carnosos ni són dispersats pels vertebrats. En canvi, la producció de fruits o de llavors és sempre alta en aquestes espècies. Això s'explica pel nombre de fruits o de llavors que aquests contenen, en els casos de *P. halepensis* (Acherar, 1981) i de *Cistus* sp. pl. (Cucó, 1985), o per presentar una floració perllongada a *R. officinalis* (al Garraf aquest arbust sol trobar-se en flor des de mitjan setembre fins a l'inici de l'estiu següent). És freqüent observar plàntules d'aquestes espècies durant el primer any després del foc. En contraposició, totes les espècies llenyoses rebrotadores de la taula 8 (excepte *E. multiflora*) presenten una producció relativament baixa de fruits i llavors; els vertebrats són el seu principal agent dispersor. És rar observar plàntules d'aquestes espècies. *E. multiflora* i *Juniperus oxycedrus* són les úniques espècies heliòfiles i pròpies de fases menys avançades de la successió que rebroten després del foc. Cal precisar, però, que la seva rebrotada és visiblement menys vigorosa que a les restants espècies (Trabaud i Lepart, 1981; López i Castells, 1989; per a *E. multiflora*, vegeu també el capítol 6). Tant *P. halepensis* com *R. officinalis* o *Cistus* sp. pl. són conegudes espècies pioneres i amigues de la llum. La seva longevitat és relativament baixa en el cas dels arbusts. És també conegut que *P. halepensis* és un arbre que pot

arribar a una edat menor (100-150 anys) que d'altres espècies forestals rebrotadores (*Q. ilex*, *Q. pubescens*), que assoleixen els 400-500 anys. En una posició intermèdia entre les espècies rebrotadores i les que es restableixen exclusivament per llavor podem situar les germinadores-rebrotadores, que, segons la biologia de la seva regeneració i els seus atributs vitals, són més pròximes a les rebrotadores (*Chamaerops humilis*) o a les germinadores (*C. salvifolius*).

Herrera (1984), en una anàlisi sobre un conjunt de catorze trets morfològics i funcionals realitzat sobre quaranta gèneres d'espècies llenyoses del sud d'Espanya, hi ha trobat una estreta relació. Així, considera dos grups principals: 1) espècies heliòfiles que tenen fulles no esclerofil·les ni coriàcies, flors hermafrodites colorejades i grans, alta producció de llavors (que són petites), dispersió preferentment anemocora, pol·linització per insectes grans, i 2) espècies amb rels més desenvolupades, fulles esclerofil·les o coriàcies, flors reduïdes unisexuals i poc colorejades, baixa producció de llavors (que són mitjanes o grans), dispersió zoocora, pol·linització mitjançant insectes o anemòfila, més alt recobriment i major extinció de la llum. El grup 1 està format per espècies pioneres, mentre que el 2 conté plantes associades a etapes més avançades de la successió. Floret *et al.* (1987), en un estudi que inclou dues-centes tres plantes del sud de França, troben que la capacitat de regeneració vegetativa després del foc va associada a la consistència de la fulla (esclerofil·la, semiesclerofil·la i malacofil·la) i també a la posició de les gemmes de creixement durant l'hivern (tipus biològic de Raunkier). L'estimulació de la floració després del foc també seria diferent segons el grau d'esclerofília. Si bé no donen la relació concreta, entenem que, com més esclerofília, la regeneració vegetativa té més importància. S'ha comprovat també que la profunditat en què les plantes són capaces de treure borrons és el que determina l'aptitud per rebrotar d'acord amb la intensitat del foc (Hellmer *et al.*, 1955; Ahlgren, 1960; McLean, 1969; Flinn i Wein, 1977). El treball d'aquests i altres autors semblen confirmar una relació entre la forma de regeneració d'una espècie llenyosa i el seu lloc en el gradient r-K. Al Garraf, com en d'altres ecosistemes mediterranis (Keeley, 1981; Bell *et al.*, 1984), les espècies estratègiques de la K, pròpies de fases avançades de la successió vegetal, es regeneren gairebé sempre per rebrotada. En canvi, les espècies pioneres (estratègiques de la r) solen restablir-se exclusivament o preferentment per germinació.

Contràriament, la primera floració després del foc no va lligada a l'estratègia r-K, ja que moltes espècies rebrotadores fructifiquen abans que hagin florit les de germinació.

Les espècies arbustives que es regeneren per llavor no assoleixen edats tan elevades com les de rebrotada. Un interval d'un segle en una

brolla de *Cistus* sp. pl. o una de *R. officinalis* comporta la mort dels individus originaris i la renovació de la població pels seus descendents. Això no és així en el *chaparral*, on determinades espècies com *Ceanothus greggi* i *Arctostaphylos glauca* arriben als 90-100 anys amb una mortalitat (per competència) més o menys gran de la població originària, sense que apareguin mentrestant nous individus (Keeley i Zedler, 1978). De fet, tant a la garriga com al *chaparral*, les espècies incapaces de rebrotar estan adaptades sobretot a ocupar clarianes o obertures de la coberta vegetal. Aquestes clapes sense vegetació es produeixen després d'un foc i d'altres perturbacions. Això ha donat lloc a una hipòtesi (Keeley, 1977; Keeley i Zedler, 1978) segons la qual, després d'un incendi en un lloc d'edat molt avançada (100 anys o més), es produirien més clarianes a causa de la superior intensitat del foc i a la menor densitat d'individus rebrotadors (que s'hauria reduït anteriorment per competència). Aquestes clarianes serien aprofitades per les plàntules per tal de desenvolupar-s'hi. Per tant, llargs intervals sense focs serien un estímul evolutiu important per a les espècies que es regeneren per llavor. Aquestes s'haurien originat a partir d'espècies pròximes rebrotadores i amb *lignotuber* o *burls* (Keeley, 1981). L'autor reafirma aquest plantejament en veure que les no rebrotadores es troben a Califòrnia amb més abundància en els llocs amb menys freqüència d'incendis d'origen natural (per llamps) (Keeley, 1977). El *coastal sage shrub* es trobaria en una zona amb més gran probabilitat d'incendis per llamp, pel fet d'haver-hi només espècies rebrotadores (Malanson i O'Leary, 1982). Aquesta hipòtesi pressuposa que no hi haurà pràcticament germinació de plàntules durant aquests llargs intervals sense foc i que, per tant, tots els individus tindran la mateixa edat. Aquest plantejament ens sembla discutible i, en qualsevol cas, poc vàlid per als nostres ecosistemes poc alterats, on l'edat dels individus sol variar bastant en la població.

Una aportació suggestiva de Keeley (1981 i 1986) és que troba una major freqüència i recobriment de les espècies que es regeneren exclusivament o opcionalment per llavor en els llocs més secs o amb més dèficit de nutrients (oligotròfia), mentre que les de rebrotada es trobarien en llocs relativament més humits o amb més nodriment. Specht (1981) arriba a una conclusió semblant per al *heath* australià. Al parc de Doñana també s'observa un fenomen similar: on la capa freàtica és més profunda, les espècies més freqüents són labiades, cistàcies i papilionàcies que es restableixen preferentment per germinació, mentre que en els llocs més humits, les ericàcies (*Erica* sp. pl. *Arbutus* sp.), *P. lentiscus* i *Phillyrea* sp. pl. abunden més (A. Martín Vicente, comunicació personal). Suggerim que aquest fet pot reproduir-se també, a grans trets, als nostres ecosistemes mediterranis, atesa la major abundància d'espècies que es regeneren

exclusivament o preferentment per llavor a les màquies calcífugues respecte a les calcàries i, dintre d'aquestes últimes, de les comarques del sud de Catalunya respecte al Garraf. Recentment, López i Castells (1989) han trobat una capacitat rebrotadora després del foc (en percentatge de soques rebrotades) més intensa en zones de més alçària i precipitacions (com ara Sant Llorenç, Montserrat) respecte d'aquelles més baixes i menors pluges (com ara Bages, Anoia, Penedès). Segons Terradas (1992), dins de l'àrea mediterrània peninsular, seguint un gradient de més a menys humitat, els recursos resulten més escassos per a les plantes, en ser al seu abast d'una manera més episòdica i menys previsible. Aleshores, l'estratègia de la *r* es veu afavorida, i la fluctuació en la disponibilitat dels recursos confereix un efecte similar al de les perturbacions.

La formació dels primers fruits després del foc és un esdeveniment d'importància vital per a les espècies que no poden rebrotar. Aquestes espècies poden trobar-se en perill si es produeixen dues perturbacions en un temps inferior al necessari per tal de produir una quantitat suficient de llavors viables que assegurí la seva permanència (Noble i Slatyer, 1977; Keeley, 1986). Al Garraf, les espècies llenyoses que es restableixen al foc exclusivament o preferentment per germinació no varen fructificar durant els dos anys següents a l'incendi (taula 7). Durant la seva primera fructificació, aquestes espècies no varen aconseguir una producció abundant de granes. Aquesta no fou rellevant fins als 3 anys en les espècies de *Cistus* sp. pl., no abans dels 6 anys a *Rosmarinus officinalis* i serà previsiblement més tardana a *Pinus halepensis* (vegeu el capítol 9). *Juniperus phoenicea* es comporta com una espècie més vulnerable al foc que les restants espècies esmentades. Atès el retard en la seva implantació, un interval entre incendis superior als 20-25 anys pot acabar amb la seva presència a la zona afectada o, en qualsevol cas, reduir greument la seva població. Un fenomen semblant s'ha observat en una altra espècie del mateix gènere (*J. communis*) en les landes escoceses (Hobbs *et al.*, 1984), o les del Montseny (F. Rodà, comunicació personal). Zedler (1977) ha trobat també una resposta semblant en una espècie de la mateixa família (*Cupressus forbesii*) en el chaparral californià. Un interval d'incendis de 20-25 anys pot portar a l'extinció local d'aquesta cupressàcia. L'autor suggereix un interval òptim de més de 40 anys entre incendis per assolir el manteniment de la població. Cal afegir a més que la biologia de la reproducció de *C. forbesii* s'assembla bastant a la de *J. phoenicea*. És incapaç de rebrotar després del foc, no fructifica fins als 10 anys i només en condicions molt favorables; la producció màxima de llavors no s'inicia fins als 50 anys. Aquesta informació ens fa pensar que *J. phoenicea* requereix un interval entre incendis de més de 40 anys per al manteniment de les seves poblacions.

Rebrotada i desenvolupament després del foc de quatre espècies arbustives

Després de l'incendi, i amb l'arribada de les primeres pluges, s'inicia el desenvolupament de nombrosos rebrots a partir de borrons generalment preexistents que es trobaven en estadi de latència (rebrots de soca) o a partir de borrons de nova formació (rebrots de rel) (Kramer i Kozlowski, 1979). Molts dels rebrots dominants i codominants es desenvolupen amb creixements elevats que tenen lloc durant períodes més llargs del normal. Durant el primer any després del foc s'observaren dos creixements lineals en aquests rebrots: el primer s'inicià probablement en el mes posterior al foc (agost) fins a l'arribada de l'hivern, mentre que un segon creixement es produí entre els mesos de març i juny de 1983. En els rebrots suprimits també s'observà un creixement relativament elevat durant el primer any després del foc (respecte als anys successius), però aquest creixement és molt menor que en els altres rebrots, i només rarament s'observa més d'un creixement durant aquest període. *A posteriori*, podem interpretar de tres maneres aquesta diferència: 1) els rebrots suprimits es desenvoluparen quan els altres ja havien desenvolupat el primer creixement; 2) tots els rebrots es desenvoluparen durant el mateix període de creixement, però els suprimits no varen créixer durant el segon creixement; 3) els rebrots suprimits varen créixer com els dominants durant els dos períodes, però, a diferència d'aquests, no es verificà (o no es detectà) interrupció del creixement, i 4) els rebrots suprimits es formaren indistintament durant un dels dos períodes, però no es desenvoluparen durant l'altre. És difícil trobar una resposta segura en l'estudi efectuat, ja que s'inicià al cap de 10 mesos del foc. Tot i això, a partir dels gràfics de creixement lineal (fig. 16), sembla desprendre's un comportament del tipus 2 i/o 3 en *Q. coccifera*, *P. lentiscus* i *D. gnidium*, i del tipus 1 en *E. multiflora*. En qualsevol cas, és evident que la diferenciació entre rebrots dominants i suprimits s'esdevé durant els dos primers creixements, mentre que, després, l'allargament dels brots de l'eix principal és independent del desenvolupament dels rebrots (fig. 16). De fet, entre els 12 i els 18 mesos després del foc, les quatre espècies «normalitzen» el seu creixement concentrant-lo a la primavera i mantenint taxes menors.

Cadascuna de les espècies es caracteritza pel fet de tenir un desenvolupament peculiar i característic que sembla, en part, fixat genèticament:

1) *P. lentiscus* presenta un allargament brusc i ràpid dels rebrots però el nombre d'aquests és relativament reduït, i també ho és el de ramificacions i el de nusos. Els rebrots i ramificacions formats presenten una mortalitat escassa o nul·la, amb mínima competència dintre del mateix individu.

2) *D. gnidium* presenta un desenvolupament inicial (llargària dels rebrots, nombre de ramificacions d'aquests, ràpida floració i fructificació) encara més brusc que *P. lentiscus*. Aquest desenvolupament extraordinari no es pot mantenir per molt temps, i aviat es redueix sobtadament. Així mateix, s'observa una pèrdua considerable de rebrots i ramificacions. És evident que aquesta espècie no disposa dels recursos necessaris per mantenir l'estructura que havia generat en poc temps. Les seves fulles són bastant toves i no duren gaire temps: moltes cauen amb l'eixut estival poc després de formar-se.

3) *Q. coccifera* presenta també un desenvolupament brusc i ràpid que li permet, durant el primer creixement, originar nombrosos rebrots i molts d'aquests formen ramificacions al llarg de tot l'eix al mateix temps que aquest es desenvolupa. Durant el segon creixement el desenvolupament disminueix, però tot i així forma un nombre notable de ramificacions (sensiblement superior a les altres espècies). Com a *P. lentiscus*, la diferenciació entre rebrots dominants i suprimits és molt marcada i perdurable. Una part dels rebrots mor, però també n'apareixen de nous.

4) *E. multiflora* és l'espècie que desenvolupa un nombre superior de rebrots per unitat de superfície, però el creixement d'aquests rebrots és reduït durant els mesos posteriors a l'incendi (respecte de les restants espècies). En períodes successius el creixement es manté fins que, durant el tercer any, floreix massivament. S'assembla a *D. gnidium* pel fet que trobem menor diferenciació entre els rebrots dominants i els suprimits, i a *P. lentiscus* pel nombre baix de ramificacions que forma durant els primers creixements.

El desenvolupament inicial esdevé determinant en la diferenciació dels rebrots (dominants, codominants i suprimits) i, alhora, permet distingir dues respostes bàsiques:

1) Un creixement massiu inicial (*P. lentiscus*, *D. gnidium*, *Q. coccifera*) que es redueix radicalment després.

2) Un creixement inicial més reduït però que després es manté amb valors molt similars en els dos creixements successius (*E. multiflora*).

La resposta 1 permet destinar aviat energia a estructures reproductives (flors, fruits o almenys ramells d'inflorescències masculines); en la resposta 2 la floració i fructificació es retarda fins que el creixement disminueix. La diferència entre aquestes dues respostes sembla, almenys en part, deguda a factors endògens fixats genèticament. Les espècies que rebroten amb més vigor inicial (*D. gnidium* > *P. lentiscus* > *Q. coccifera* > *E. multiflora*) tenen un sistema subterrani més desenvolupat i profund. El fet que *E. multiflora* tingui una rebrotada inicial molt inferior a les altres espècies sembla indicar una dependència menor en l'ús dels recursos propis emmagatzemats a les soques. De les espècies amb la resposta

1, n'hi ha dues (*Q. coccifera* i *D. gnidium*) que presenten, a més, un desenvolupament de rebrots i/o ramificacions superior al que la planta pot mantenir després, la qual cosa implica dissipació d'energia. Contràriament, a *P. lentiscus* els rebrots i ramificacions formats resten funcionals durant més temps, i això constitueix una més gran economia en l'ús de l'energia.

Si comparem les quatre espècies estudiades entre si, veurem que, com més nusos desenvolupen (*E. multiflora* > *D. gnidium* > *Q. coccifera* > *P. lentiscus*), menor és l'àrea foliar per fulla i menors les distàncies internodals. Les espècies amb més distàncies internodals experimentaren una disminució més marcada d'aquestes després de la rebrotada inicial, com si, transcorregut el fenomen pertorbador, aquestes diferències degudes a factors genotípics tendissin a esmorteir-se pels factors ambientals comuns.

El desenvolupament de nombrosos rebrots i el seu fort creixement durant el primer any, especialment en els mesos posteriors al foc, pot explicar-se per diversos motius:

a) Acció de factors hormonals. Blake i Carrodus (1970) detecten a *Eucalyptus obliqua* una substància que inhibeix el creixement dels borrons basals. En individus tallats i en plàntules, aquest compost (que no és àcid abscísic) és escàs. Hi ha indicis que una disminució del nivell d'auxines (associat amb la supressió de l'àpex) estimula el desenvolupament dels borrons o elimina la inhibició en el seu desenvolupament (Phillips, 1975). L'aplicació de les citoquinines també sembla estimular el desenvolupament dels borrons (Rubinstein i Nagao, 1976). Radosevich *et al.* (1977) troben que les citoquinines promouen l'absorció de la sacarosa quan és escassa en el medi de cultiu, i aquesta interacció estimula el creixement. En canvi, l'àcid abscísic pot inhibir l'acció de les citoquinines. En cultius *in vitro* s'ha descobert que les citoquinines són sintetitzades en més del 80 % a les rels (J. J. Machex, comunicació personal). Es considera molt important el quocient citoquinines/auxines. En una situació d'equilibri, aquest quocient és aproximadament d'1/10 (J. J. Machex, comunicació personal). Després del foc, es mor la part aèria i la subterrània queda poc afectada. Això produiria un increment del quocient anterior, que afavoriria l'organogènesi i el desenvolupament dels borrons aeris. Les citoquinines afavoreixen el creixement dels borrons laterals enfront de les auxines. Un excés d'aquestes hormones respecte a les auxines podria explicar la formació de nombroses ramificacions en el primer creixement observada en *Q. coccifera* i *D. gnidium*. De fet, el paper essencial de les interaccions citoquinines-auxines en la regulació del desenvolupament de borrons no és discutit per ningú (Margara, 1982).

b) Retranslocació o mobilització de midó i/o nutrients minerals de les soques. Jones i Laude (1960) trobaren a *A. fasciculatum* que la màxima

rebrotada coincideix amb un contingut de midó superior a les rels (primavera). Durant la tardor, la rebrotada és menor, i també les quantitats de midó acumulades. Els anys secs comporten un menor emmagatzematge de midó (Laude *et al.*, 1961). La disponibilitat de carbohidrats pot veure's disminuïda per estrès hídric (Radosevich *et al.*, 1977). A *Populus tremuloides* s'ha trobat que el nombre de rebrots varia directament amb el contingut de la reserva de carbohidrats (Schier, 1976), i una defoliació contínua d'aquesta espècie dificulta o impossibilita la regeneració per rebrotada. I. Fontanillas (comunicació personal) observà una rebrotada notable en soques d'*E. multiflora* extreïdes del Garraf i després plantades en un substrat inert (sense nutrients). J. Canadell, en uns experiments en curs, constata el mateix fenomen a *E. arborea* i *A. unedo*. Però les soques (*lignotubers*) podrien jugar un paper més important com a estructura que permet preservar un nombre elevat de borrons eficaçment protegits (Carrodus i Blake, 1970).

c) Allargament del període de creixement. *Adenostoma fasciculatum* creix normalment només durant la primavera, però després del foc es desenvolupa durant tot l'any, excepte a l'estiu, en què l'estrès hídric pot fer minvar la fixació del CO₂ (Radosevich i Conard, 1980). Si el foc és a l'estiu, el creixement es dona durant tot l'any, ja que la biomassa és baixa després del foc i les necessitats d'aigua, menors. Kummerow *et al.* (1985) observaren també en aquesta espècie un creixement pràcticament continu des de març-abril fins a setembre (després d'un foc al desembre).

Per a *Q. coccifera*, l'allargament dels entrenusos s'esdevé preferentment d'abril a maig (durant unes sis setmanes) (Pereira *et al.*, 1987). En alguns anys, un nombre reduït de tiges (5-10 %) creix de nou a la tardor (Arianoutsou-Faraggitaki i Mardiris, 1987). En aquesta espècie, Kelly (1971) observà una brotada estiuenca en nou de vint-i-quatre individus a la zona cremada; en llocs no cremats, aquesta brotada fou rara (una de vint-i-quatre). Per a *D. gnidium* el creixement s'esdevé ordinàriament d'abril a mitjan juny (Kelly, 1971), però després d'un foc al juliol no s'observà repòs hivernal, i fins i tot el creixement continuà durant l'estiu en alguns casos. Trabaud i de Chanterac (1985) observen que en els individus d'un any el creixement es desenvolupa durant la primavera sense interrupció, mentre que després (peus de 2, 4 i 8 anys i no cremats) el creixement es limita a unes quatre o cinc setmanes com a màxim. Aquests resultats són concordants amb els nostres, en haver trobat que fins als 18 mesos del foc una part considerable dels individus continuà creixent fora del període ordinari (taula 8; fig. 11 a 13). Per tant, aquests arbusts, en rebrotar, són capaços de créixer fora del període normal (James, 1984).

d) Enriquiment del sòl en cendres. Després del foc el sòl s'enriqueix en elements nutritius (Debano i Conrad, 1978). Aquest contingut és

especialment elevat en els 15-30 dies després de l'incendi (Trabaud, 1983b). Per a *Eucalyptus marginata* s'ha observat un creixement significativament superior en un substrat ric en cendres en rebrots menors d'1,5 m d'alçària (Abbot i Loneragan, 1984). Com que s'ha vist que la densitat de rels fines és molt superior en peus cremats respecte als no cremats (Kummerow i Lantz, 1983), podem suposar que els nutrients continguts en les cendres seran en part absorbits i reciclats en el creixement dels arbusts de rebrotada. Atès que el desenvolupament de rels fines es veu afavorit per la humitat edàfica (Kummerow, 1981) i que les precipitacions varen ser abundants en les setmanes posteriors al foc de 1982 (fig. 7), creiem molt probable que els arbusts es trobaren en condicions òptimes per aprofitar, almenys en part, aquest escreix de nutrients de les cendres.

Les altes taxes de creixement de les espècies llenyoses de rebrotada durant els mesos següents al foc també s'han trobat en altres espècies llenyoses mediterrànies. Al *chaparral* californià, Radosevich i Conard (1980) troben que l'allargament de les tiges d'*A. fasciculatum* és molt superior en els peus cremats (72-94 cm als 12-18 mesos del foc) respecte als no cremats (18,5 cm en el mateix temps). En aquest arbust, els rebrots apareixien sempre durant les 6 setmanes posteriors al foc, qualsevol que fos el període de l'incendi, i el creixement màxim es produïa sempre durant la primavera següent al foc (Jones i Laude, 1960; Radosevich i Conard, 1980; Kummerow *et al.*, 1985); aquesta resposta inicial és pròxima a la d'*E. multiflora*. Després, durant el segon i el tercer any, el creixement no varià gaire respecte als llocs no cremats (Radosevich i Conard, 1980), la qual cosa recorda més la resposta dels altres tres arbusts estudiats (*P. lentiscus*, *D. gnidium* i *Q. coccifera*). A Sud-àfrica, Zammit (1988) estudià detalladament la rebrotada de *Banksia oblongifolia* comparant la resposta després del foc amb la posterior a la tala. Després de l'incendi apareix un nombre de rebrots molt menor però que creixen molt més (75,2 cm, de mitjana, *versus* 46,5 cm). Aquesta resposta diferent és interpretada perquè el foc produeix la mort d'una bona part dels borrons, i aleshores els borrons que són activats tenen més recursos disponibles (sigui en forma de reserves de la soca o per una taxa de fotosíntesi més elevada), i això donarà lloc a un creixement superior. *B. oblongifolia*, que viu a contrades relativament plujoses (1.100 mm anuals), no presenta, com *D. gnidium*, mortalitat de rebrots durant els 18 mesos següents al foc. En canvi, la rebrotada es produeix d'una manera semblant des d'un punt de vista temporal: als 40-45 dies del foc (o de l'estassada) havien aparegut el 50 % dels rebrots.

A la conca mediterrània els resultats són parcials i poc detallats. No obstant això, poden ser-nos útils per precisar les tendències durant els

períodes immediatament següents a l'incendi, que no vam poder seguir. Alguns autors aporten observacions respecte a les espècies que hem estudiat. Així, García Novo (1977), en seguir la regeneració dels *matorrales* del Parque Nacional de Doñana, observa que *D. gnidium* rebrota amb molta força després de l'incendi, d'una manera immediata, arriba als 70 cm als tres mesos i presenta després un creixement molt més dèbil, no superior als 20 cm per any. Trabaud (1977), prop de Montpeller, veu amb freqüència rebrots de *Q. coccifera* en llocs cremats quinze dies abans. Al cap de dos mesos, aquests rebrots ja poden tenir 50 cm d'alçària. Després d'aquest inici, el creixement minva sobretot en arribar l'hivern. Nous rebrots apareixen a la primavera. El mateix autor (Trabaud, 1981) veu que l'alçària dels rebrots de *Q. coccifera* és d'uns 30 cm als 3 mesos en molts tipus de garriga. Més acurats són alguns estudis sobre aquest tema en països de la Mediterrània oriental, si bé no s'indica el nombre d'individus mesurats ni la manera de prendre les mesures. Naveh (1974) expressa gràficament la diferència en el creixement dels rebrotadors estrictes (*Quercus calliprinos*, vicariant del nostre *Q. coccifera*, *P. lentiscus* i *Pistacia palestina*) i dels rebrotadors-germinadors (*Calycotome villosa* i *Poterium spinosum*). *P. lentiscus* creix ininterrompudament des del foc de juliol fins a l'octubre de l'any següent, disminueix lleugerament el creixement durant l'hivern i assoleix els 160 cm d'alçària als 2 anys del foc. *Q. calliprinos* creix encara més, i gairebé d'una manera ininterrompuda, durant els dos primers anys, en què arriba als 2,30 m. Aquest creixement recorda més el de *Q. ilex* (Papió, inèdit) que el de *Q. coccifera*. Els germinadors-rebrotadors (*Calycotome villosa*, *Poterium spinosum*) començaren a créixer més tard que els rebrotadors estrictes i varen créixer més lentament sobretot durant els primers mesos (Naveh, 1974). Arianoutsou-Faraggitaki i Margaris (1981) observaren un menor creixement per a d'altres espècies de les *phryganes* gregues. *Phlomis fruticosa* és l'espècie que rebrotà amb més força (assolí els 55 cm d'alçària als 2 anys), i *Euphorbia acanthothamnus* és la que ho va fer amb menys força (13 cm als 2 anys). Aquesta última interrompé el creixement durant l'hivern, mentre que *P. fruticosa* va créixer sense interrupció durant tot un període anual a partir del foc. Trabaud i De Chanterac (1985) controlen setmanalment l'allargament dels brots durant la primavera (de mitjan abril al principi de juliol) en individus d'edats diverses de tres arbusts diferents (*Q. coccifera*, *Q. ilex* i *P. angustifolia*). El creixement que es desenvolupà durant aquest període fou sempre molt superior als individus d'1 any (i en menor grau als de 2 anys) respecte als de més edat (4 i 8 anys i no cremats). Franquesa (1987) també trobà un creixement vertical més brusc i vigorós a *P. lentiscus* (70 cm als sis mesos i 120 al cap d'un any del foc) i *D. gnidium* (40-50 cm als 6 mesos i 60-100 a l'any, segons els llocs) respecte a *Erica*

arborea. Aquesta última presentà, respecte de les altres dues, un retard en l'inici del creixement.

Pel que fa al desenvolupament d'anells de creixement, Abril (1987) troba que, segons la disponibilitat hídrica, *Q. coccifera* i *P. lentiscus* poden desenvolupar un, dos o tres anells de creixement durant el primer període anual després del foc. Després del foc de juliol de 1982 es desenvoluparen dos o fins i tot tres anells durant el període esmentat en el 100 % de les plantes. Si el foc és a l'estiu i després el clima es manté sec, es retardarà la rebrotada de moltes tiges i el nombre d'anells de creixement serà baix (un o, rarament, dos en un any). Les plantes velles (no cremades) formen gairebé sempre un sol anell de creixement cada any (Abril, 1987).

Increment de la fitomassa comparat amb les garrigues estudiades al sud de França

Com hem exposat en la introducció, s'han fet nombrosos treballs sobre l'evolució de la fitomassa després del foc i la producció de les principals comunitats arbustives mediterrànies. Alguns d'aquests treballs comparen l'acumulació de la fitomassa en comunitats vegetals mediterrànies situades en diferents continents (Specht, 1969 i 1981*b*; Riba i Terradas, 1985; Black, 1987). En aquest apartat ens limitarem a comparar les tres sèries de resultats obtingudes en garrigues d'edats diverses estudiades en una mateixa localitat i unes condicions ambientals (substrat, pendent, homogeneïtat de la vegetació, etc.) comparables i molt similars. Les tres sèries o cronosequències (fig. 34) corresponen a garrigues situades en les localitats següents:

- Grabels (Specht, 1969 i 1981*b*) als voltants de Montpeller;
- Sant Gèli-du-Fesc (Long *et al.*, 1967; Long *et al.*, 1976; Traubaud 1980*a* i 1982), també a les proximitats de Montpeller;
- el Garraf (aquest estudi).

La garriga del Garraf presenta una acumulació de la fitomassa arbustiva intermèdia entre les altres dues garrigues dels voltants de Montpeller, molt propera a la de Sant Gèli (fig. 34). De fet, els valors de Specht obtinguts l'any 1956 semblen extraordinàriament alts als ecòlegs actuals de Montpeller.

En el cas de les tres garrigues esmentades s'observa un augment de la fitomassa molt alt durant el segon any, sempre superior al de l'any anterior. Tant a Sant Gèli com al Garraf supera les $2,0 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (fig. 23), mentre que a Grabels fou de $4,2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (no comentarem de nou els resultats de Specht, perquè creiem que no poden aplicar-se a les actuals

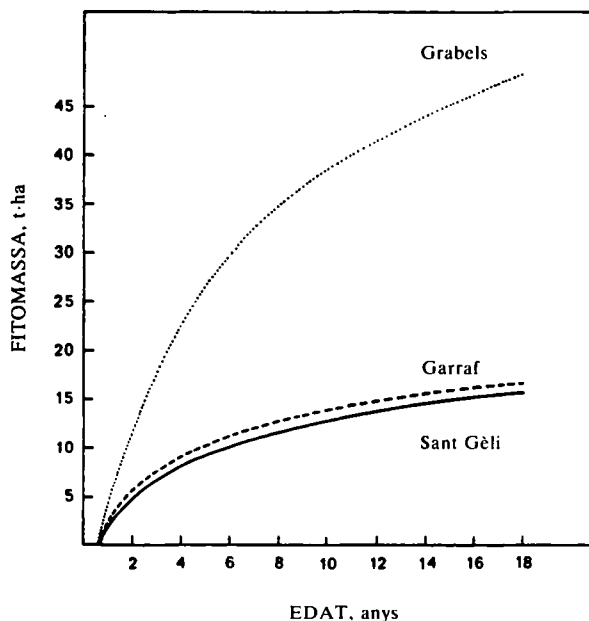


FIGURA 34. Evolució de la fitomassa arbustiva amb l'edat als tres tipus de garriga definits al text i estudiats per diversos autors.

condicions de les garrigues dels voltants de Montpeller). En els 3 i, potser, 4 anys tenim un increment de la fitomassa que encara es manté elevat (entre 2 i 2,5 t·ha⁻¹; fig. 23). A partir dels 4 o 5 anys, s'observa una disminució d'aquest increment, que no passa gaire d'1 t·ha⁻¹, i aquesta situació es perllonga així, almenys, fins als 18 anys. D'aquesta manera obtenim una fitomassa viva similar a tots dos llocs cap als 16 (Garraf: 16,7 t·ha⁻¹) i als 18 anys (Sant Geli), respectivament. A partir dels 18 o 20 anys podria iniciar-se una revitalització de la capacitat productiva de la garriga, com semblen indicar-ho els resultats de Trabaud (1980*a* i 1982), que troba a Sant Geli una fitomassa arbustiva de 28,5 t·ha⁻¹ als 28 anys del darrer foc (fig. 23).

Biologia i dinàmica de la regeneració de la garriga

Els resultats obtinguts pels estudis esmentats realitzats als voltants de Montpeller, i també els nostres del Garraf, indiquen que, cap als 3 o 4 anys, la garriga presenta una fitomassa arbustiva al voltant del 50 % de la de les mateixes comunitats cap als 14-16 anys. A les *phryganes* gregues

(més àrides), el 50 % de la fitomassa s'assoliria cap als 7 anys després del foc (Arianoutsou-Faraggitaki, 1984).

Al cap de poc temps després de l'incendi de 1982, el coscoll o garric (*Q. coccifera*), el llistó (*B. retusum*) i la majoria dels arbusts restants començaren a desenvolupar nombrosos rebrots a partir de borrons pre-existents (anteriorment inhibits pel creixement apical) o de neoformació (adventicis). Així, la garriga assolí una alçària considerable en poc temps: un any després del foc, l'alçària mitjana de l'estrat arbustiu era d'uns 33 cm a la garriga estudiada, gairebé la meitat de la que presentaven les zones no cremades (taula 20; fig. 35). En canvi, entre el primer i el segon any, l'alçària de l'estrat arbustiu no varià pràcticament, mentre que la biomassa presentà un increment màxim (taula 20). Això s'explica perquè, durant els dos primers anys, la regeneració es basà fonamentalment en el desenvolupament de nombrosos rebrots i en la seva ramificació (vegeu

TAULA 20. Biomassa (en t·ha⁻¹) de les fulles (F₂), de la fusta viva (F₁) i de la fusta dreta morta (N_c), relació fulles/fusta (F₂/F₁), alçària de l'estrat arbustiu (cm), nombre de rebrots vius (per m²) i pes mitjà per rebrot viu (g de pes sec) per a *Quercus coccifera* en parcel·les d'edat diferent. Addicionalment, s'indica la biomassa herbàcia (en t·ha⁻¹). Aquests paràmetres són molt útils per entendre i interpretar el procés de regeneració de l'estructura vegetal.

Edat (anys)	<i>Quercus coccifera</i>				Alçària e. arbustiu	Nombre de rebrots	Pes mitjà per rebrot	Herbes
	F ₂	F ₁	N _c	F ₂ /F ₁				
1	1,14	1,03	0,0	1,11	33,1	—	—	0,60
2	2,82	2,61	0,0	1,08	33,2	224,4 ± 30,8	2,3	1,50
3	2,90	4,17	0,0	0,70	37,6	135,5 ± 10,2	5,4	1,21
5	2,04	3,25	0,1	0,63	38,5	144,2 ± 24,4	4,1	2,34
~16	2,55	11,15	3,0	0,23	71,1	98,2 ± 17,6	14,2	0,84

el capítol 6). Aquests rebrots poc lignificats tenen una quantitat alta de fulles. Tant al cap del primer com del segon any de l'incendi, el pes de les fulles fou superior al de la fusta (taula 20; fig. 35), mentre que la quantitat de tiges o rebrots fou extremament alta als 2 anys (224,4 ± 30,8 per m²). Les favorables condicions hídriques que van produir-se després del foc de 1982 (fig. 7), i també la disponibilitat de nutrients i substàncies de reserva emmagatzemats a les soques o alliberades en el sòl en forma de cendres afavoreix aquesta formació ràpida de fulles que tenen una superfície mitjana molt gran (Sala *et al.*, 1987) i una capacitat de fixació de carboni probablement superior a la normal (Echel i Reid, 1984; Trabaud i Méthy, 1988). Això ens explica l'assoliment a *Q. coccifera* d'unes òptimes condicions morfofisiològiques que li permeten

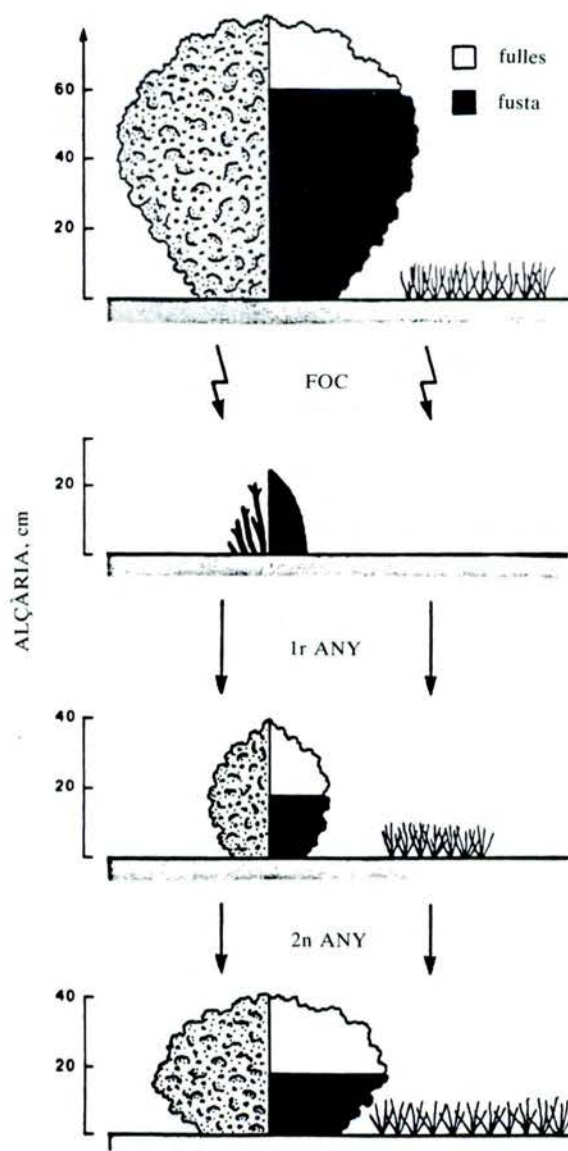


FIGURA 35. Esquema on es representa la distribució i el desenvolupament de la fitomassa (*Q. coccifera* i estrat herbaci) de la garriga estudiada al Garraf. A la part superior, la garriga abans del foc (setze anys d'edat, aproximadament). A continuació, restes vegetals després del foc. Els dos dibuixos inferiors corresponen a la situació un i dos anys després, respectivament. Compareu la variació en alçada i en proporció de fulles i fusta representada d'una manera simplificada.

un desenvolupament màxim durant els primers anys després del foc. Com a conseqüència, es produeix un ràpid recobriment de la superfície del sòl. El risc d'erosió, per tant, disminueix ràpidament amb el desenvolupament del garric.

Després del segon any, s'estableixen els regulars i successius cicles de caiguda i formació de noves fulles —que ja s'havien iniciat de forma incipient l'any anterior— de manera que el pes del material foliar no augmenta gairebé gens. Sembla com si la producció de fulles fos limitada. Fins i tot pot ser que tendeixi a disminuir al llarg del temps (vegeu la taula 20). Simultàniament, la vegetació va acumulant material llenyós que ha de mantenir sense augmentar la capacitat de captació de la llum ni tampoc sensiblement la d'absorció de l'aigua, i, per tant, sense disposar del suport energètic i hídric que el vegetal requereix per viure i continuar desenvolupant-se. La producció disminueix i l'efecte de la competència és inevitable. S'inicia la mort selectiva de les tiges menys vigoroses i, com a conseqüència, disminueix el nombre de rebrots. Hi ha, per tant, una progressiva mortalitat que s'inicia al tercer any (hem trobat algunes tiges sense fulles, encara que no podem afirmar que estiguessin completament mortes), és evident als 5 anys i es fa progressivament més i més important. Així, a la garriga d'uns 16 anys, el pes dels rebrots morts encara drets era d'un tres tones per hectàrea (taula 20), mentre que el seu nombre era gairebé la meitat del de rebrots vius. D'una manera semblant a Riggan *et al.* (1988), hem trobat que el pes o el nombre de tiges mortes depèn de la fitomassa o densitat del de les vives (fig. 27). A més a més, caldria tenir presents les nombroses tiges, encara vives, que presentaven la major part —i en alguns casos la quasi totalitat— de les branques o branquillons secs i sense fulles. Pel fet que al cap de 5 anys del foc la densitat de tiges mortes sigui similar als 16 anys, mentre que el seu pes és molt menor, deduïm que la major part de les tiges que van morint per efecte de la competència en períodes d'estrès (probablement hídric) es destrueixen aviat. Una prova indirecta de l'entrada en una fase d'interferència entre rebrots (o parts d'aquests) i d'una disminució important de la productivitat, ens la dona l'evolució de la relació fulles/fusta (fig. 24). Diversos treballs mostren que aquesta relació assoleix valors de 0,1 en formacions arbustives senescentes (Rundel i Parsons, 1979 segons Echel i Reid, 1984; Merino i Martín Vicente, 1981; Black, 1987; Riba, 1987). Però el procés no és unidireccional, i alhora que té lloc una mortalitat dels rebrots més dèbils es dona l'aparició de nous rebrots en episodis on les condicions (probablement hídriques) són particularment favorables. Aquest fenomen de mortalitat i aparició contínua de rebrots ha estat descrit per a d'altres espècies del *coastal sage scrub* del sud de Califòrnia (Malanson i Westman, 1985), i també per a *A. unedo* i *E. arborea* a les

màquies de Còrsega (Mésleard i Lepart, 1989), i s'interpreta com un mecanisme que tenen algunes plantes mediterrànies (certs arbusts i moltes gramínies) per tal de mantenir-se i aprofitar períodes hídrics favorables (Malanson i Westman, 1985). Sala *et al.* (1987) consideren que hi hauria una disminució del nombre de tiges del primer any per tornar a augmentar després per germinació entre els 3 i els 5 anys. El nostre estudi desmenteix els indicis que apuntaven cap a aquesta interpretació. Fins als 4-5 anys no hem detectat mortalitat de tiges. Considerem que les diferències de densitat que obtenen els autors abans esmentats són una manifestació de certa heterogeneïtat, d'altra banda difícilment evitable en un estudi sincrònic, i que, si es detecta la formació de noves tiges, aquesta rarament és el producte de la germinació de plàntules.

A partir dels 2 anys hi ha també un lent i progressiu creixement en alçària de la coberta arbustiva associat al procés d'acumulació de la fitomassa i de mortalitat i aparició de rebrots que hem explicat. Les fulles es disposen progressivament en els nivells superiors de la capçada. En una garriga madura, la major part de les fulles es disposen en els últims 20 cm de la capçada (Sala *et al.*, 1987). Hem parlat d'un procés de competència i selecció entre un nombre extraordinàriament alt de tiges que han rebrotat després del foc, però no hem detallat com es produeix. De fet, no en coneixem gaires detalls; sabem que el procés té lloc des dels primers anys, però és molt lent, almenys pel que fa als primers 15-20 períodes anuals. Efectivament, als 16 anys, el pes anual per rebrot viu és encara baix (només $14,2 \pm 2,1$ g), mentre que el nombre de rebrots és al voltant del centenar per m² (vegeu la taula 20). Aquest fet es confirma en trobar tant als 3 anys com als 16 un percentatge màxim de rebrots amb un diàmetre inferior als 0,5 cm (entre el 75 i el 80 %, fig. 29). En d'altres estudis efectuats a la garriga de *Q. coccifera* (Malanson i Trabaud, 1987a i 1988a; Sala *et al.*, 1987) s'han obtingut també densitats altes de rebrots (màxim, 120 per m²), si bé menors a les nostres (a igualtat d'edat; taula 20). Tant Malanson i Trabaud (1987b) com Sala *et al.* (1987) troben un nombre de rebrots també menor en les garrigues de més edat (60-70 per m²). La distribució de la densitat de tiges i de la fitomassa per classes de diàmetre basal que obtenen és molt semblant a la nostra per a garrigues d'una edat semblant. Contràriament, per a *Erica arborea*, el diàmetre de les tiges aviat és més gran que a *Q. coccifera* (als 3 anys ja s'observen diferències i als 5 anys són prou evidents, pel fet de tenir la major part de les tiges un diàmetre superior a 5 mm). En el bruguera, la selecció dels rebrots més gruixuts és molt més forta i ràpida, en passar-se d'unes cent tiges per soca a unes cinc, d'1 a 15 anys després de tallar els brucs (Riba, 1987). En canvi, l'acumulació de la fitomassa arbustiva resultà molt semblant almenys durant els primers 15 anys. Això s'explica perquè en

la garriga el creixement es troba més limitat en el desenvolupament vertical, mentre que el bruguerar té menys possibilitats d'expansió horitzontal. A pesar de l'ínfima variació en la distribució de la densitat de tiges per classes diametral, la biomassa d'aquestes es troba d'una manera creixent en els rebrots més gruixuts (fig. 26). Això vol dir que moltes de les tiges de diàmetre més prim gairebé no han crescut dels 3 als 16 anys, mentre que les que més es desenvolupen són les que ja eren més gruixudes. És previsible que l'esmentat procés de selecció i desenvolupament d'unes potents estructures sustentadores del material vegetal (troncs) s'acceleri amb el temps. De fet, el garric, protegit de perturbacions, pot esdevenir un arbret amb una alçària de tres a cinc metres (Le Houérou, 1981). És possible que la garriga estudiada per Specht l'any 1956 a Grabels es trobés en millors condicions que no les que podem trobar actualment, i per això quasi esdevé inidentificable, ja que presenta un ritme i una capacitat d'acumulació de la fitomassa que ara ens semblen excessius o inversemblants.

Pel que fa a les herbes, la producció fou especialment alta durant els 2 primers anys i menor després. A la garriga madura, la quantitat d'herbes és menor que a les garrigues de 2, 3 i 5 anys (taula 20, fig. 35). Això implica que, amb el desenvolupament de l'estrat arbustiu, es mor més biomassa herbàcia de la que es produeix, si bé una part d'aquesta persisteix barrejada entre el garric o en petites clapes sense coberta arbustiva. Aquesta disminució de la fitomassa herbàcia quan la comunitat madura ha estat obtinguda també per Trabaud (1982), que constata una superior presència d'herbes en focs de tardor respecte als de primavera, i per Arianoutsou-Faraggitaki (1984) a les *phryganes* gregues, on l'estrat herbaci és més important.

Fitomassa i alçària de l'estrat arbustiu

Amb *Q. coccifera* resulta impracticable fer ús de la relació al·lomètrica freqüent en les espècies llenyoses entre diàmetre de la soca o de la tija i biomassa, ateses la inexistència de soques, la impossibilitat d'identificació d'individus i l'altíssima densitat de tiges. En canvi, s'ha trobat una relació directa entre l'alçària de l'estrat arbustiu i la fitomassa arbustiva (Godron *et al.*, 1981; fig. 29 i 30), que pot ser útil i pràctica per obtenir una estimació fàcil, ràpida i bastant fiable de la fitomassa d'aquestes comunitats, atesa la seva variabilitat fisiognòmica o l'heterogeneïtat que poden presentar en una mateixa localitat (una comarca, per exemple). A Trabaud i Papió (1987) varem presentar una correlació entre alçària de l'estrat arbustiu i fitomassa que inclou les garrigues del Garraf i també d'altres

pròximes a Montpeller. L'ajust obtingut és molt semblant al de la fig. 29. D'acord amb les condicions ambientals d'aquestes garrigues, considerem que la predicció de la fitomassa arbustiva a partir de l'alçària de l'estrat arbustiu no podrà aplicar-se en àrees molt heterogènies, en garrigues molt poc denses o en garrigues sota un estrat arbori.

Risc d'incendi

Amb el desenvolupament de la fitomassa, augmenta la quantitat de virosta al sòl, la quantitat de materials morts drets i, en períodes d'eixut, el contingut hídric del material vegetal és menor (taules 20 i 15). Aquests tres factors, d'una manera independent i combinada, contribueixen a augmentar el risc d'incendi. D'altra banda, la menor quantitat d'herbes (sobretot *B. retusum*) a les garrigues de certa edat (14 o 16 anys) fa disminuir el risc. No obstant això, l'efecte d'aquest últim factor té menys pes que els tres factors anteriors; compareu, p. ex., les 3,0 t·ha⁻¹ de materials morts drets a la garriga no cremada i les 1,0-1,5 t·ha⁻¹ d'herbes de les garrigues de 2 a 5 anys (taula 20).

Creixement de les principals espècies arbustives

Totes les espècies menys *P. lentiscus* i *C. salvifolius* presenten una correlació logarítmica significativa entre el creixement i el temps després del foc. Aquesta manca de creixement efectiu a partir del segon any després del foc (a *P. lentiscus* ens referim només al creixement vertical) en aquestes dues espècies s'ha observat també en alguns casos al *chaparral* de Califòrnia (Hanes, 1971). La causa cal atribuir-la a motius diversos: a *P. lentiscus*, per l'efecte letal de factors ambientals (vent, sobretot) sobre els borrons més exposats, i a *C. salvifolius*, probablement, per la competència dels arbusts dominants a la garriga i el fet que l'edat dels individus a les zones més madures pot ser menor que l'edat de la comunitat. Quan el creixement és logarítmic, el desenvolupament durant el primer any després del foc (o, en alguns casos, en els dos primers anys) resulta decisiu per explicar les diferències posteriors. Cadascuna de les espècies té un creixement inicial d'acord amb les seves pròpies característiques biològiques. Així, per exemple, *A. unedo* creix durant aquest període més que no *Q. coccifera*, i aquest més que *E. multiflora* (fig. 32). Les espècies de germinació i les de rebrotada es diferencien sobretot pel creixement menor de les primeres durant el primer any, ja que han de germinar i formar la seva estructura (aèria i subterrània). *R. officinalis* és l'única

espècie que presenta un creixement de tipus lineal des de després del foc fins als 16 anys. Un creixement molt semblant i encara més intens ha estat obtingut per a aquesta espècie al Vallès (Fontanillas i Canadell, 1987).

CONCLUSIONS DE LA PART II

Totes les espècies del Garraf (excepte *J. phoenicea*) es restableixen bé i ràpidament (abans d'un any de l'incendi), sigui per rebrotada (la majoria de les espècies) i/o per germinació.

Unes espècies tenen tendència a desenvolupar ràpidament totes les seves tiges (de brotada immediata); d'altres allarguen més la rebrotada (de brotada prolongada). També n'hi ha que es restableixen opcionalment per rebrotada i germinació; d'altres només són capaces de persistir per la germinació de les seves llavors, i també hi ha un grup de presència limitada als 2 anys posteriors a l'incendi (principalment, geòfits i teròfits).

La rebrotada permet un desenvolupament, una floració i una fructificació més ràpids que no la germinació de plàntules, que requereix un lapse inicial en què el creixement és lent. Això es veu particularment a les espècies llenyoses: les espècies pioneres en la successió secundària en camps abandonats tenen tendència a restablir-se per germinació (preferentment o exclusivament), mentre que les que són pròpies de fases avançades de la successió es regeneren gairebé sempre exclusivament per rebrotada. El creixement, tant en diàmetre basal com en alçària (aquest més ràpid que aquell), presenta un augment logarítmic respecte a l'edat en la majoria dels arbusts. El desenvolupament durant els primers anys després del foc és el que millor caracteritza cadascuna de les espècies respecte a les altres.

Al cap de pocs mesos de l'incendi, els arbusts rebrotadors produeixen un nombre elevat de tiges. Durant el primer període anual després del foc, els rebrots dominants desenvolupen dos creixements, mentre que els suprimits, només un. La rebrotada inicial es caracteritza pels trets següents: altes taxes de creixement que es verifiquen fora del període ordinari i s'allarguen molt en el temps (*D. gnidium*, *P. lentiscus*, *Q. coccifera*), extraordinària formació de nusos (sobretot a *Q. coccifera* i *P. lentiscus*) i de ramificacions (*Q. coccifera* i *D. gnidium*) i allargament de les distàncies internodals (*Q. coccifera* i *P. lentiscus*).

D. gnidium, *P. lentiscus* i *Q. coccifera* «normalitzen» el seu creixement primari abans d'un any després del foc, mentre que *E. multiflora*, amb un desenvolupament inicial més reduït, que es concentra a la primavera, no

assoleix un creixement ordinari fins als 2 anys després de l'incendi.

L'alçada de l'estrat arbustiu i la fitomassa de la garriga augmenten logarítmicament amb l'edat, mentre el pes mitjà per rebrot de *Q. coccifera* s'incrementa linealment. Això s'explica perquè la fitomassa s'acumula de manera creixent en els rebrots de diàmetre més gruixut, alhora que una part de les tiges, preferentment primes, va morint. Però el procés és lent, i no és rar que *Q. coccifera* desenvolupi nous rebrots. Paral·lelament, la quantitat relativa d'herbes disminueix linealment amb l'edat.

El creixement vertical màxim de *Q. coccifera* es produeix durant el primer any, mentre que en el segon la producció es destina sobretot a la formació de múltiples ramificacions i nous rebrots. Així cap als 3-5 anys posteriors al foc, la garriga assoleix una biomassa arbustiva del 50 % de la que tenia abans (14-16 anys), mentre que l'estrat herbaci pot pesar més del doble. En garrigues de recobriment elevat (com les que hem estudiat), la fitomassa es pot predir bé a partir de l'alçada de l'estrat arbustiu.

Amb el desenvolupament de la fitomassa, el risc d'incendi augmenta per l'acumulació de materials morts (drets o com a virosta) que en períodes d'eixut presenten un baix contingut hídric. Una alta fitomassa indica una quantitat més gran de materials morts drets que estaran més fragmentats com més alta sigui la densitat de tiges. Aquest augment es troba parcialment contrapesat per la disminució de l'estrat herbaci.

PART III
RESTABLIMENT DEL PI BLANC
DESPRÉS DEL FOC

INTRODUCCIÓ

Els pins són, avui dia, els arbres forestals més importants de la vegetació mediterrània. Anomenem *pinedes* tots aquells boscos que presenten un estrat arbori format predominantment de pins, prescindint de les condicions i la composició del seu sotabosc i de l'espècie concreta de pi dominant.

Les pinedes per excel·lència de la terra baixa mediterrània a casa nostra són les poblacions de pi blanc (*Pinus halepensis*); són les més freqüents i les més característiques. A la Mediterrània oriental hi ha una espècie vicariant (*Pinus brutia*) que és molt abundant. Així mateix, també són molt conegudes a Catalunya les pinedes de pi pinyer (*Pinus pinea*), típiques dels sòls àcids de la terra baixa mediterrània. El pinastre (*P. pinaster*) ha estat afavorit per l'home mitjançant plantacions a diversos llocs de l'àrea mediterrània en sòls pobres i àcids.

Ens ocuparem ací exclusivament del pi blanc, que, actualment, és l'arbre més freqüent a les nostres masses forestals i ocupa més del 21 % de la superfície arbrada de Catalunya i les Illes Balears. Segons l'*Inventario forestal nacional* (ICONA, 1974), a l'àrea esmentada les pinedes de pi blanc tenen una mitjana d'uns 550 peus per hectàrea, amb un volum d'uns 25 m³ de fusta per hectàrea. Concretament, podem considerar que un pi típic presenta les característiques següents: un diàmetre normal de 25 cm, un volum de fusta de 44,3 dm³ i una producció anual de 2,6 dm³ de fusta. La fusta de pi blanc no és gaire interessant des d'un punt de vista econòmic, i només s'utilitza, avui dia, en la construcció (taulons) o per fer pasta de paper.

Fins fa uns quants anys, alguns botànics havien considerat el pi blanc com una espècie forana. L'estudi de les restes fòssils ha posat de manifest que el pi blanc és un arbre abundant en els nostres boscos des de fa molts segles, i avui ja ningú no discuteix el seu caràcter autòcton.

Segons Nahal (1962), el pi blanc no arriba a viure més enllà dels cent cinquanta anys. Malgrat l'elevada producció de pinyes i pinyons, l'observació de les poblacions de *P. halepensis* d'edat avançada mostra que es regenera sovint malament sota d'una coberta de la mateixa espècie (so-

bretot si no hi ha clarianes, ja que és una espècie necessitada de lluminositat), i és aleshores substituït progressivament per l'alzina. A més a més, llur capçada relativament clara, no crea unes condicions microambientals prou específiques per implicar una composició constant d'espècies al sotabosc. Tot això ha portat a considerar els pins mediterranis (i en concret el pi blanc) com a espècies forestals pioneres. Els fitosociòlegs tendeixen a considerar que aquestes pinedes, que s'han vist afavorides per l'acció de l'home, no formen veritables boscos sinó simples arbredes, i, a l'hora de caracteritzar les comunitats, sovint prescindeixen de l'estrat arbori. En d'altres regions allunyades (Japó, Himàlaia) els boscos de *Pinus* sp. pl. (Singh *et al.*, 1984; Nakagoshi *et al.*, 1987) són també molt freqüents en el paisatge, però a la llarga poden ser substituïts per d'altres comunitats considerades més madures (els boscos de *Quercus* sp. pl.).

Per tot aquest conjunt de caràcters biològics, el pi blanc s'ha vist afavorit per la crisi agrícola que va tenir lloc al final del segle passat i al principi de l'actual, amb la invasió de la fil·loxera a Europa, junt amb la disminució demogràfica que va tenir lloc després. Tot això va permetre al pi blanc colonitzar massivament vinyes i conreus abandonats. Les reforestacions amb *P. halepensis* han estat també una pràctica freqüent, sobretot des dels anys cinquanta.

El pi blanc ha estat considerat piròfit; és per això que la polèmica sobre les repoblacions amb aquesta espècie, per l'alt risc que determina la seva inflamabilitat, és de plena actualitat. Cal tenir en compte que quasi el 28 % de la superfície forestal cremada a Espanya en el període 1970-1979 era de pi blanc (Vélez, 1982). S'ha recomanat, a vegades insistentment, la conveniència d'afavorir les poblacions mixtes (d'alzina i pi blanc). Williamson i Black (1981) observen a Florida que en les poblacions mixtes de *Pinus palustris* i *Quercus laevis*, la supervivència d'aquesta última espècie després del foc és la meitat que quan es troba en poblacions pures. La biologia del pi blanc, i especialment la seva necessitat de lluminositat, també fa difícil, si no fos per l'explotació humana, el manteniment de formacions mixtes d'aquesta espècie amb l'alzina, que amb la capçada ombrívola tendirà a excloure el pi. És per això que, al meu criteri, si volem disminuir el risc i l'impacte dels incendis en les zones mediterrànies, la manera més factible d'aconseguir-ho, a l'hora de planificar les repoblacions forestals, serà la formació de mosaics d'àrees amb cadascuna d'aquestes espècies d'acord amb les condicions ecològiques dels terrenys (principalment, humitat i profunditat del sòl).

Normalment, l'incendi provoca la mort de la gran majoria dels pins de l'àrea cremada. És freqüent que els individus amb una alçària superior al conjunt del bosc hagin sofert més superficialment l'efecte del foc i

puguin sobreviure. Això ens fa pensar que les masses uniformes de pins són més vulnerables que els boscos més irregulars, on conviuen arbres de característiques estructurals diferents. La regeneració dels pins no sempre està assegurada i l'eficàcia amb què tornen a colonitzar l'espai resulta molt variable, segons constaten els diferents autors (Abbas, 1982; Canadell *et al.*, 1984; Papió, 1987).

L'única via que tenen les pinedes per reconstituir-se és la germinació de les llavors que resten viables després del foc. Són prou conegudes les propietats higroscòpiques de les pinyes, que amb l'eixut o la calor tendeixen a obrir-se. Les condicions tèrmiques produïdes pel foc fan obrir les pinyes, que, amb freqüència, esclaten i els pinyons es dispersen ràpidament (Le Houérou, 1974; Naveh, 1975; Trabaud, 1981). Així, gràcies al foc, les llavors estarien en condició de germinar. El foc provoca també l'obertura del recobriment vegetal. Tot això explica que, en molts casos, es troba un nombre molt superior de pinetons a les àrees que han sofert un incendi respecte a les zones no cremades pròximes.

L'activitat meristemàtica durant el període de creixement (maig-novembre) finalitza amb l'organització dels diversos elements, tant vegetatius (fulles, braquiblasts, brots) com sexuals. A la primavera de l'any següent, aquests teixits es desenvoluparan i es diferenciaran. Aquest és el cas més freqüent. No obstant això, el creixement pot desenvolupar-se a partir d'estructures elaborades durant el mateix any. Aquesta segona possibilitat es distingeix per un desfasament fenològic respecte de la primera brotada (Debazac, 1966).

OBJECTIUS

Ens proposem d'estudiar detalladament la biologia de la regeneració del pi blanc després de l'incendi, i també les principals fases del seu desenvolupament. Farem èmfasi, especialment, en els primers anys de vida dels pins, tot fixant-nos en l'efecte de diverses variables ambientals associades a la situació de l'indret, el substrat i la vegetació.

En el capítol 8 es fa un seguiment detallat del restabliment i desenvolupament dels pinetons en els seus primers anys de vida. El plantejament efectuat i el tractament de la informació recollida ha permès il·lustrar i comparar tres situacions diferents: plàntules de regeneració natural en zones d'alt recobriment, plàntules de regeneració natural en zones de baix recobriment i plançons introduïts en una repoblació (sempre plantats en zones prèviament aterassades i, en conseqüència, amb un recobriment vegetal baix). En el capítol 9 s'estudia el pi blanc en una cronosequència amb parcel·les d'edat diverses (des dels 3 fins als 51 anys

després de l'últim incendi) amb la finalitat de determinar quines pautes segueix el seu desenvolupament durant períodes llargs. En el capítol 10, es va decidir centrar el treball en una àrea més àmplia, una vall característica i representativa del massís i els vessants que la limiten, i aturar-se en les diferències paisatgístiques existents, amb la finalitat de caracteritzar-les respecte del restabliment i desenvolupament del pi blanc. Es tractava, per tant, d'avaluar el restabliment dels pinetons i relacionar-lo amb les diferències en el paisatge, però també de descobrir o, almenys, d'apropar-se a les causes d'aquestes diferències.

8. Regeneració i desenvolupament del pi blanc en els cinc primers anys de vida

8.1. Mètodes

Regeneració natural dels pinetons

Dintre de la finca de Vallgrassa, hem escollit una zona arbrada d'uns 400 m² amb pins que varen morir durant el foc de 1982 (parcel·la 4; taula 3) i l'àrea perifèrica, també cremada però sense pins. La densitat a la zona arbrada era de 2.120 peus per hectàrea i el diàmetre basal mitjà (a 5-10 cm del nivell del sòl) dels pins cremats de $17,5 \pm 0,9$ cm. L'àrea arbrada havia estat conreada antigament. Això es reconeix per la presència de restes de bancals. Per les dimensions dels pins cremats i per conversa amb un dels últims masovers de Vallgrassa, es dedueix que aquesta àrea va ésser abandonada fa més de cinquanta anys (molt probablement des del principi de segle, a conseqüència del desastre de la fil·loxera).

A l'interior d'aquesta àrea es van marcar en el terra trenta-sis quadrats d'un metre de costat, l'un a continuació de l'altre des del centre de la zona arbrada (18 m²) fins que la regeneració esdevingué pràcticament nul·la a la zona veïna (4 m² seguits sense pinetons). Un marc metàl·lic desmuntable ens ajudava a reconèixer els límits d'aquest transecte.

En aquest transecte de 36 m de llargada per 1 m d'amplada s'han censat les plàntules de pi en dates successives (màxima freqüència de mostreig durant el primer any, i després progressivament menor): 18 de març, 20 d'abril, 1 de juliol, 21 de setembre i 2 de desembre de 1983; 21 de juliol i 19 d'octubre de 1984; 27 de gener i 19 de juliol de 1985; 6 d'agost de 1986, i 29 d'octubre de 1987. Per tal d'obtenir un control exhaustiu, es va marcar cadascun dels pinetons en la segona de les dates esmentades, i també, posteriorment, els que apareixien de nou. En total, es van marcar noranta-tres plàntules. El sistema de marcatge ens ha permès de conèixer la germinació, mortalitat i supervivència de les plàntules. En el mostreig del mes d'octubre de 1984, s'avaluà la densitat d'una superfície superior, que comprenia almenys 24 metres a banda i banda de la pineda (fig. 37). Aquest cens es va realitzar amb l'objectiu de conèixer la distribució dels pinetons en allunyar-se de la pineda cremada.

El desenvolupament dels pinetons va ser avaluat o mesurat en diverses de les dates esmentades: l'alçària màxima (des del nivell del terra fins a l'àpex), la presència o no de ramificacions, de fulles adultes i de brot apical, l'1.7.1983 i el 2.12.1983, i, posteriorment en totes les dates; el diàmetre basal, el 19.7.1985 i el 29.10.1987. El nombre de pseudoverticils de ramificació per a cadascun dels pinetons també va ser determinat en l'última prospecció (29.10.1987), quan feia gairebé cinc anys (cinquant-sis mesos) que els pinetons havien començat a germinar. A partir del mostreig d'octubre de 1984, es va situar la posició de cadascun dels pinetons respecte de la vegetació més pròxima. Això va permetre comparar el creixement dels pinetons mitjançant un índex calculat de la manera següent:

$$I_c = (C_2 - C_1) / C_1,$$

on

I_c : índex de creixement;

C_2 : creixement (vertical o en Ø basal) de l'última prospecció (octubre de 1987), en cm;

C_1 : creixement (vertical o en Ø basal) de la prospecció inicial (vertical: octubre de 1984; Ø basal: juliol de 1985), en cm.

Sobre cadascuna d'aquestes dades (el desenvolupament vertical i en Ø basal) s'ha comparat l'índex de creixement dels pinetons mitjançant una anàlisi de la variància (*oneway*) en les situacions següents (on hi havia un nombre de pinetons igual o superior a nou en l'última prospecció):

- pinetons lliures (sense cap vegetal a 10 cm o menys de distància)
- pinetons prop d'*Ampelodesmos mauritanica* (< 10 cm d'aquesta gramínia);
- pinetons sota *A. mauritanica* (quan estan coberts completament, gairebé, incloent-hi l'àpex).

El recobriment de la vegetació (arbustiu, herbaci i total) i la superfície relativa ocupada pels rocs o les pedres (de més de 10 cm de diàmetre) varen ser determinats visualment en cadascun dels trenta-sis quadrats del transecte durant la penúltima prospecció (6.8.86). L'avaluació visual es va fer diferenciant els intervals de recobriment següents: 0 %, 0-10 %, 10-20 %, 20-40 %, 40-60 %, 60-80 % i 80-100 %. Es va considerar el recobriment de cadascun dels quadrats com el punt mitjà dels intervals esmentats (p. ex., 40-60 % ~ 50 %).

A partir dels recobriments obtinguts es varen observar i diferenciar dues classes més freqüents (taula 21): quadrats de baix recobriment (igual o inferior al 40 %), i quadrats de recobriment alt (igual o superior al 50 %). Aquestes classes de recobriment representen en total la major part dels quadrats (vint-i-set dels trenta-sis, és a dir, el 75 %). El nombre de quadrats i de pins que s'ha observat al llarg del període de seguiment no

TAULA 21. Caracterització dels dos tipus d'àrees de regeneració natural estudiats (recobriments en %, superfície relativa de rocs en %, nombre de quadrats i de pinetons). En els quadrats de baix recobriment la vegetació dominant era una pineda cremada amb un sotabosc d'*Ampelodesmos mauritanica*, mentre que en els de recobriment més elevat predominaven *Quercus coccifera* i *Brachypodium retusum* (vegeu la fig. 37).

	Arbusts	Herbes	Total	Rocs	Q.	Pins
Baix recobriment	17,0 (5-40)	26,9 (5-40)	41,0 (15-60)	9,0 (0-30)	15	45
Alt recobriment	67,5 (50-90)	68,3 (50-80)	83,3 (70-90)	20,8 (10-30)	12	41

és gaire diferent en els dos tipus d'àrees considerades (taula 21). Tots els quadrats de baix recobriment es troben situats sota la pineda cremada, mentre que els de recobriment alt se situen a la garriga veïna. Al llarg d'aquest capítol es compara el restabliment i desenvolupament dels pinetons en aquestes dues situacions de recobriment vegetal. Les dades preses sobre els pinetons situats als quadrats restants (amb un recobriment d'herbes i/o d'arbusts entre el 40 i el 50 %) s'han exclòs d'aquesta comparació. L'evolució del creixement vertical al llarg del temps es comparà en les dues situacions esmentades (alt i baix recobriment) mitjançant una anàlisi de la covariància (variable comparada: creixement vertical; covariable: temps; variable grup: situació de recobriment; $p < 0,05$).

Re població dels pinetons

Simultàniament al seguiment de la regeneració natural, s'ha estudiat i avaluat la supervivència i el desenvolupament dels pins d'una zona que va ser repoblada. La zona repoblada se situa a la finca anomenada Els Comuns, concretament en el pla de Querol (475 m d'altitud), prop de la bifurcació de la carretera a Plana Novella que porta als senyalitzadors dels avions de Campgràs. Dues àrees diferents bastant pròximes (a uns 300 m de distància en línia recta) han estat estudiades. Tant l'una com l'altra són planes i van ser aterassades abans d'efectuar la plantació dels pins. Tant a l'àrea 1 com a la 2, la plantació dels pins s'efectuà seguint fileres distanciades 4 m. Els pins se situaren a 2 m de distància, aproximadament, seguint la mateixa filera. En l'àrea 1 la densitat de pins plantats era superior (1.016 per ha enfront de 808 a l'àrea 2; taula 22), ja que en l'altra àrea es va deixar, cada tres fileres, una banda de 3 m d'amplada sense repoblar (que no va ser aterassada amb l'eruga). En les dues àrees,

TAULA 22. Caracterització de les dues zones on s'ha seguit el restabliment del pi blanc després d'haver estat repoblades (total de pins estudiats, superfície de mostreig en m², densitat de plançons plantats i densitat de plançons als 4 anys de la plantació, en peus per ha).

	Total pins	Superfície	Plantats	Als quatre anys
ÀREA 1	39	384	1.016	260
ÀREA 2	64	792	808	114

el nombre total de pinetons marcats a l'inici de l'estudi fou 103 (taula 22).

La repoblació va ser feta per la Secció Territorial del Medi Natural del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya. Colles de set treballadors efectuaren la plantació, que va ser supervisada en tot moment pel guarda del quarter de Vilanova (Sr. Sellers). La plantació va tenir lloc en aquesta zona durant els mesos de setembre i d'octubre de 1983. Tots els pins plantats tenien una saba (= un creixement), gairebé tots (85-90 %) eren *Pinus halepensis* i, la resta (10-15 %), *P. pinaster*. Des del juliol de 1984 fins a l'octubre de 1987 es va avaluar la densitat dels plançons vius, i també el desenvolupament de tots els de *P. halepensis* (alçària màxima, diàmetre basal, presència o no de ramificacions, fulles adultes i brot apical, i també nombre de pseudoverticils de ramificació) en les mateixes dates i seguint un procediment idèntic al que abans hem explicat per als pins de regeneració natural. De fet, l'edat total dels pins introduïts en la repoblació i la dels de regeneració natural era molt pròxima, i això ens ha permès de comparar la dinàmica en la supervivència i el creixement durant el període de seguiment. En calcular els resultats corresponents al desenvolupament, s'han ajuntat les mesures efectuades sobre els plançons de les dues àrees de repoblació estudiades, car el nombre de pins vius en les últimes prospeccions no era gaire elevat i els resultats eren molt semblants entre les dues zones (*t* de Student; diferències no significatives; $p < 0,05$).

8.2. Resultats

Germinació

Després de l'incendi de juliol de 1982, la germinació no es va produir fins als mesos de febrer i març de l'any següent en què varen germinar la major part de les granes (fig. 36). La germinació fou més escassa durant els mesos següents (abril i maig). Durant el febrer les precipitacions foren més abundants que en els mesos posteriors (fig. 36).

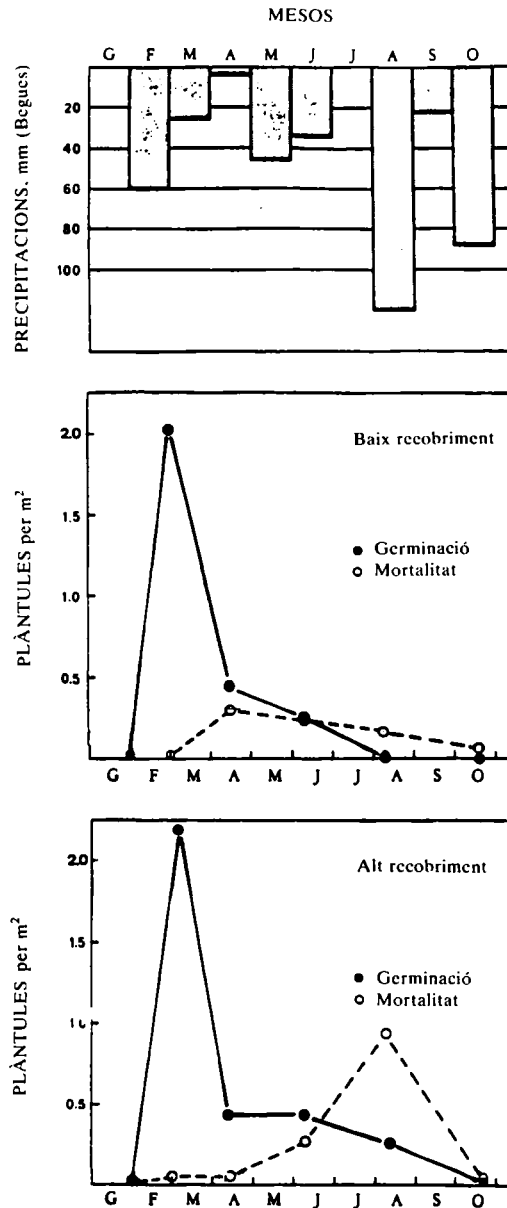


FIGURA 36. Evolució de la germinació i la mortalitat del pi blanc en les dues situacions estudiades (baix i alt recobriment), durant els primers mesos després del foc, l'any 1983. A la part superior hem representat les precipitacions mensuals a l'estació meteorològica més pròxima (Begues).

La germinació es desenvolupa d'una manera molt semblant en les zones de més gran o menor recobriment. En zones d'alta cobertura sembla detectar-se una lleugera germinació durant els mesos d'estiu (fig. 36). Això podria ser degut al fet que algunes plàntules no havien estat identificades abans a causa de les seves petites dimensions i perquè es trobaven barrejades en una vegetació densa.

Durant la primera part de l'any 1984, van germinar de nou algunes poques llavors (en els 36 m², només una) que no ho havien fet l'any anterior. L'any 1985 ja no es produí cap nova plàntula. Per tant, dos anys després del foc la regeneració del pi blanc s'esgotà, fora que no hi hagués en alguns indrets concrets noves aportacions dels arbres no cremats.

La germinació de llavors es produí dins un radi no superior als 18-22 metres de la font de llavor (vegeu la fig. 37), i fou superior en el centre de la pineda que en la perifèria d'aquesta o en les àrees veïnes.

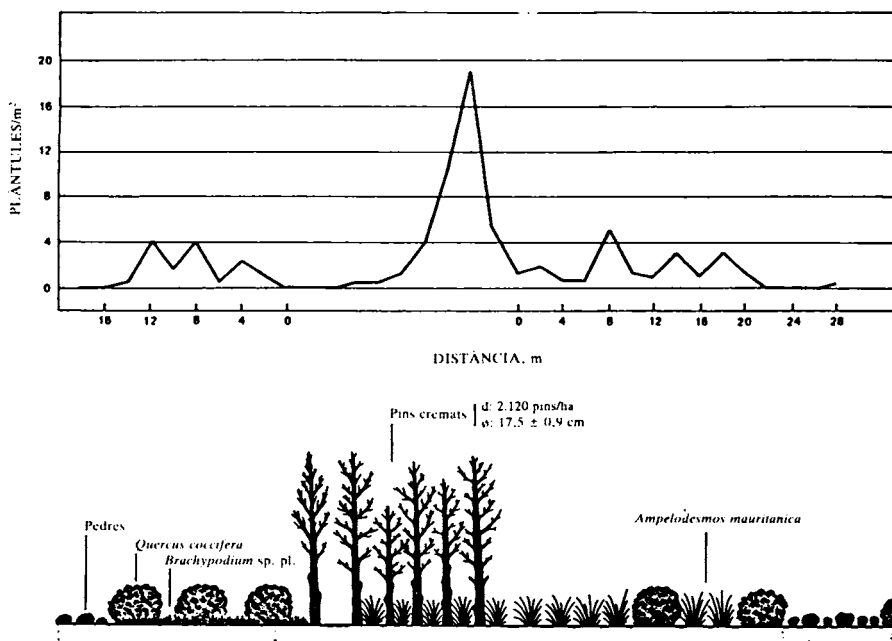


FIGURA 37. Distribució del pi blanc al llarg d'un transecte des de la pineda cap enfora. Hi podem observar una densitat superior al centre de la pineda, i també la distància a què arriba a trobar-se germinació significativa. Indiquem la densitat de pins cremats i el seu diàmetre basal mitjà.

Mortalitat

La més alta mortalitat es produí durant els primers 8 mesos després d'haver germinat els pinetons, període en què entre el 30 % i el 40 % dels pins moriren. A la zona de baix recobriment, la mortalitat es produí en els mesos secs següents després de la germinació, és a dir, el març i l'abril, en què gairebé no va ploure (fig. 36). En els pinetons més protegits per la vegetació, la mortalitat es retardà. En aquests llocs, el màxim de mortalitat va tenir lloc durant els mesos de juliol i d'agost, en què l'estrès hídric fou més accentuat (el mes de juliol no va ploure gens i l'evaporació fou màxima durant el juny, 93,5 mm, i el juliol, 117 mm (vegeu la fig. 36).

La mortalitat fou molt més dèbil després del primer any d'edat (fig. 38), quan les plàntules havien pogut arrelar i emmotllar-se a les condicions de vida del medi que les envolta.

Supervivència

La corba de supervivència dels pinetons, des de la seva germinació fins als 56 mesos d'edat, fou de tipus exponencial negatiu (fig. 38). En els llocs amb un recobriment vegetal elevat, la supervivència fou globalment menor (del 41 %) que en els llocs de baix recobriment (55 %; vegeu la fig. 38). De fet, les úniques diferències entre els llocs de més alt recobriment i els de menor recobriment van tenir lloc en els 6 primers mesos de germinar els pinetons, ja que, després, l'evolució de la supervivència fou gairebé paral·lela (fig. 38).

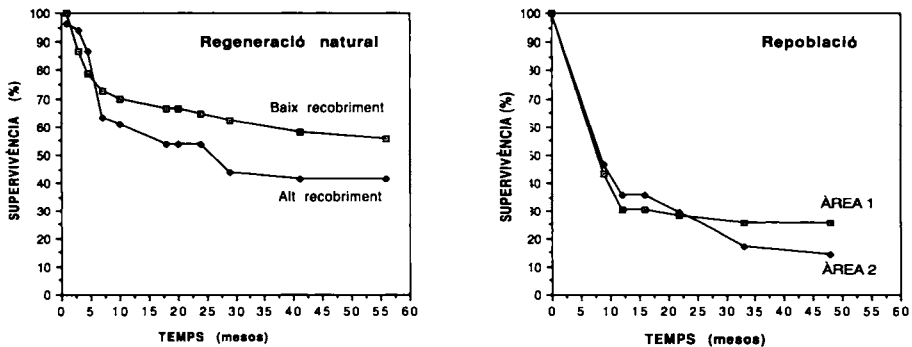


FIGURA 38. Supervivència dels pinetons al llarg del temps. A l'esquerra, regeneració natural en dues situacions diferents: alt i baix recobriment. A la dreta, repoblació artificial en les dues superfícies estudiades.

En els pins de repoblació, la supervivència fou molt menor en les dues àrees estudiades (fig. 38). En els 12 mesos posteriors a la plantació dels plançons, entre el 65 % i el 70 % d'aquests van morir. Posteriorment la mortalitat va disminuir, sobretot en una de les àrees (fig. 38). En finalitzar l'estudi continuaven vius entre el 15 % i el 25 % dels plançons, proporció molt menor que la dels pins de regeneració natural d'una edat similar.

Formació de les primeres ramificacions

Les primeres branquetes s'iniciaren a la primavera o durant la tardor en els pins de regeneració natural. El percentatge de pins amb alguna ramificació seguí una evolució sigmoïdal (fig. 39).

En les condicions més favorables, sempre en llocs amb poca vegetació, els pinetons van desenvolupar les primeres ramificacions als 5-6 mesos d'haver germinat (fig. 39). Un any després de néixer, prop del 50 % dels plançons havia format les primeres branquetes a les zones de baix recobriment, mentre que a les zones més denses encara no havien començat a ramificar-se. Als 2 anys, el percentatge de pins ramificats s'incrementà fins al 75 % a les zones amb baix recobriment, i només arribà al 25 % a les d'alta cobertura (fig. 39). Als 3 anys, tots els pins de les zones de baix recobriment s'havien ramificat i al voltant del 50-60 %, a les de recobriment més alt. Al final de l'estudi encara no tots els pinetons s'havien ramificat en aquestes últimes zones (65-70 %).

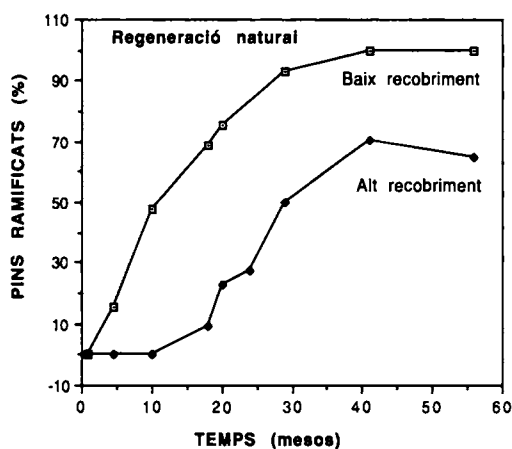


FIGURA 39. Freqüència relativa de plàntules amb alguna ramificació durant els mesos següents a la germinació, en condicions diverses: alt i baix recobriment.

Els pins introduïts en la repoblació, que tenien una saba en el moment de ser plantats, ja s'havien ramificat anteriorment al viver.

S'ha observat que, en ocasions, alguns pinetons treuen un brot lateral i comencen a formar les primeres fulletes d'aquest brot; però, després, aquest brot s'asseca o avorta i queda el pinetó només amb l'eix principal.

Formació de les primeres fulles adultes

Durant el primer any i mig de vida, totes les plàntules presentaven les seves característiques fulles joventvoles que surten directament de l'eix de la tija o de les branques. Durant la tardor del segon any, els pinetons més vigorosos, situats sempre en espais lliures de vegetació, formaren les seves primeres fulles adultes, les característiques acícules dels pins, que surten, en tots els pins autòctons europeus, en nombre de dos a partir de branques de creixement limitat (braquiblasts). Així, cap als 2 anys de néixer prop d'un 9 % dels pins havia desenvolupat les primeres fulles adultes (fig. 40). A les zones més denses de vegetació, les fulles adultes començaren a formar-se ja passats els 3 anys. A la fi de l'estudi, prop del 65 % dels pinetons havia format les primeres fulles adultes a les zones

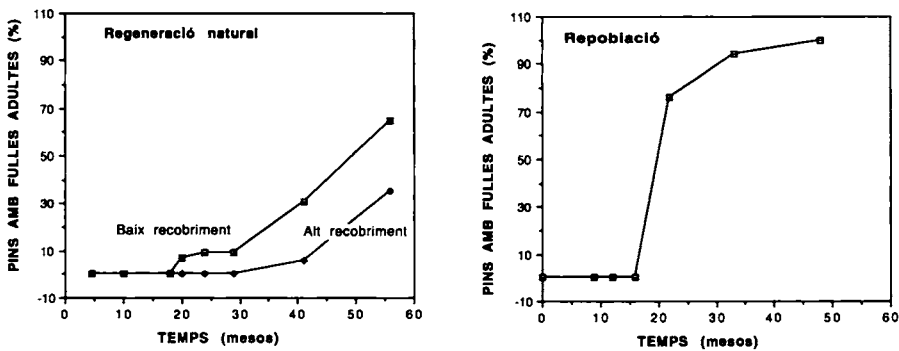


FIGURA 40. Aparició de les primeres fulles adultes en els pinetons en les dues situacions estudiades: regeneració natural i, a la dreta, repoblació.

relativament lliures, mentre que només el 35 % ho havia fet a les de més alt recobriment.

En els pins de repoblació, l'aparició de les fulles adultes es va iniciar un any i mig després de la seva plantació i va tenir lloc molt ràpidament (en menys d'un any i mig en tots els plançons vius; fig. 40). El procés fou més ràpid que en els pins de regeneració natural, incloent-hi els que es trobaven en llocs de baix recobriment.

Pèrdua del brot apical

L'acció dels herbívors (com ara conills) o la freqüentació del bosc poden produir la pèrdua (accidental o no) del brot tendre de l'àpex dels pinetons. Els pins jovenívols (per la seva mida reduïda) estan més exposats a aquest efecte. Hem observat que els pins que no arriben a l'any només sobreviuen a la pèrdua del brot apical si s'havien ramificat anteriorment. Quan tenen més edat poden sobreposar-se al seccionament de l'àpex sense haver-se ramificat prèviament. Aleshores, si resisteixen l'impacte, es ramifiquen al cap de poc temps (fot. 2).

En els pins de regeneració natural, la pèrdua del brot apical fou màxima durant els 2 primers anys de vida. A les zones poc protegides per la vegetació, és a dir, amb poca cobertura vegetal, la pèrdua de l'àpex fou més elevada (taula 23).

Els pins de repoblació varen perdre el brot apical tant o més que els de regeneració natural (taula 24). Això sembla degut a la freqüentació d'un ramat de cabres que pasturava en aquesta zona durant els últims anys (1985 a 1987). Durant els anys anteriors (1983 i 1984) aquest ramat



FOTOGRAFIA 2. Aquest pinetó d'un any i mig s'ha ramificat com a resposta al seccionament de l'eix de creixement.

TAULA 23. Pinetons de regeneració natural que han perdut el brot apical (en % sobre els pins vius) en diversos lapses de temps en zones de baix i d'alt recobriment.

Temps (mesos)	4,5	10	20	23	29	41	56
Baix recobriment	3,8	21,7	28,9	40,9	50,0	64,1	62,2
Alt recobriment	0,0	–	–	13,6	–	11,8	17,6

TAULA 24. Pinetons introduïts en la repoblació que han perdut el brot apical (en % sobre els pins vius) en diversos lapses de temps en les dues àrees estudiades.

Temps (mesos)	12	16	22	33	48
Àrea 1	16,7	16,7	18,2	40,0	60,0
Àrea 2	21,7	47,8	73,7	72,7	88,9

no existia, segons el pastor que en té cura. L'impacte dels herbívors fou bastant diferent entre les dues zones estudiades, la qual cosa sembla també associada a la freqüentació dels ramats de cabres entre les dues zones. Hem vist les cabres pasturar més sovint pels voltants de l'àrea 2.

Creixement vertical i radial i nombre de ramificacions

En els pinetons de regeneració natural, el creixement vertical seguí una funció logarítmica, però si prescindim del desenvolupament inicial, que depèn molt estretament de les reserves emmagatzemades als pinyons, el creixement vertical fou lineal tant a les zones de baix com a les d'alt recobriment (fig. 41). Tant les mitjanes com les desviacions típiques varen resultar sempre més elevades a la zona amb menys vegetació que a la més densa. De fet, l'augment de la desviació típica resultà més accentuat que la mitjana (fig. 42). Això s'explica perquè alguns pinetons van créixer considerablement durant els 5 anys de seguiment, mentre d'altres presentaren un creixement reduït. En comparar l'índex de creixement vertical entre els pins situats en zones d'alt recobriment i de baix recobriment, es detecten diferències significatives (en aplicar una transformació inversa a les dues variables, la forma en què s'aconsegueix la distribució dels residus més homogènia). Les diferències obtingudes són causades pel creixement inicial (entre 0 i 5 mesos); aquest creixement és el que més depèn de les reserves dels pinyons. La causa d'aquesta diferència no és prou clara. Una explicació versemblant pot ser que els pinyons que varen caure en els

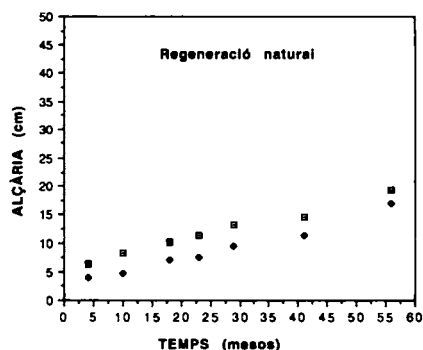


FIGURA 41. Evolució del creixement vertical (alçària màxima) en els pinetons durant els seus primers anys de vida en les dues situacions estudiades (quadrats, baix recobriment; rombe negre, alt recobriment).

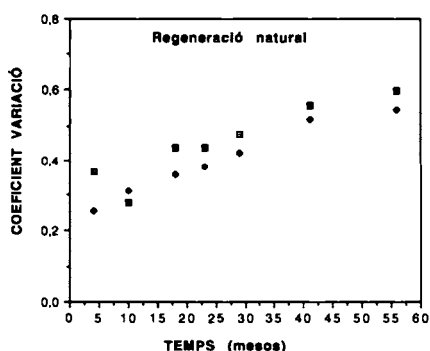


FIGURA 42. Evolució del coeficient de variació (desviació típica dividit per l'alçària mitjana) dels pinetons de regeneració natural en les dues situacions estudiades (quadrats, baix recobriment; rombe negre, alt recobriment).

quadrats de més alt recobriment (més allunyats de la font de llavor) s'haurien cremat un pèl més i haurien perdut així una part de les seves reserves. També pot interpretar-se que les llavors que cauen en els quadrats de més alt recobriment són més lleugeres i contenen menys reserves que les dels llocs més pròxims als pins cremats. La interpretació de les diferències en el creixement dels pinetons que es troben sota *Ampelodesmos mauritanica* respecte als que es troben a prop o a més de 10 cm de qualsevol vegetal resulta més evident (fig. 43). Fins als 2 anys, el creixement és molt semblant entre els pinetons situats prop o sota d'*A. mauritanica*, però posteriorment les diferències entre aquests dos grups

van augmentant progressivament; en canvi, no hi ha diferències ($p < 0,05$) en l'índex de creixement entre els pins situats prop d'*A. mauritanica* o allunyats de la vegetació, encara que les alçàries entre aquests dos últims grups de pinetons sigui diferent (taula 25, fig. 43). D'això es desprèn que la competència amb altres vegetals és més per la llum que per altres recursos obtinguts a través de les rels (aigua, nutrients).

Molt associat al creixement vertical tenim, relacionat al·lomètricament, el creixement en diàmetre (radial). Aquest augmenta amb el temps tant en mitjana com en dispersió, i resulta també més gran (i amb més dispersió de resultats) a la zona de baix recobriment (fig. 45).

TAULA 25. Índex de creixement (vertical i en diàmetre basal) dels pinetons entre els 20 (29 per al Ø basal) i els 56 mesos després de la seva germinació en tres condicions diferents de vegetació (mitjana, error estàndard i significació; $p < 0,05$).

	Alçària			Diàmetre basal		
	$\bar{X}$	Es	p	$\bar{X}$	Es	p
Descoberts	0,95	0,17	a	0,62	0,08	a
Prop <i>A. mauritanica</i>	1,49	0,28	a	0,65	0,15	a
Sota <i>A. mauritanica</i>	0,53	0,22	b	0,29	0,16	a*

* Diferències no significatives a causa d'una dispersió gran entorn de la mitjana.

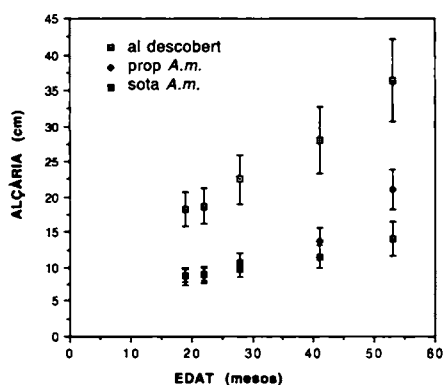


FIGURA 43. Evolució del creixement vertical (alçària màxima) en els pinetons de regeneració natural en tres condicions diferents: a més de 10 cm de distància de qualsevol vegetal, amb *Ampelodesmos mauritanica* a menys de 10 cm de distància però no cobert, i cobert per *A. mauritanica*.

Al final de l'estudi (56 mesos d'edat dels pins), el nombre de punts de ramificació fou sensiblement superior en els llocs de baixa densitat vegetal (fig. 46). En aquestes zones més del 60 % dels pinetons tenia d'1 a 6 pseudoverticils de ramificacions, mentre a les de més alt recobriment més del 80 % no en tenia cap (fig. 46).

En els pins repoblats, el creixement vertical fou pràcticament nul durant els primers 16 mesos després d'haver estat plantats. Posteriorment, un cop els pinetons restants havien arrelat, el creixement es tornà notablement superior al dels pins de regeneració natural (fig. 44). Cal tenir present que els plançons (plantats 8 mesos abans) tenien una alçària similar a la de les plàntules de regeneració natural d'uns 20 mesos (una

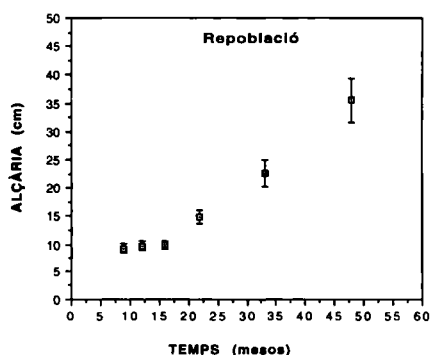


FIGURA 44. Evolució del creixement vertical (alçària màxima) en els pinetons introduïts en la repoblació. S'indiquen la mitjana i l'error estàndard.

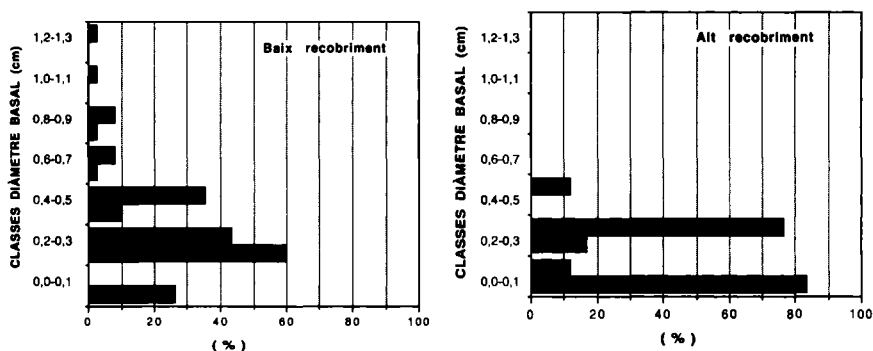


FIGURA 45. Distribució dels pinetons de regeneració natural en classes de diàmetre basal, als 29 mesos (negre) i als 56 (ratllat) de la germinació en les dues situacions estudiades.

edat total equivalent), mentre que al final de l'estudi els pins de repoblació feien, de mitjana, el doble que els de regeneració natural (fig. 41 i 44). Per tant, la repoblació amb pins (almenys amb plançons de determinades procedències) facilita un desenvolupament més ràpid d'aquests que la regeneració natural. En el cas de la repoblació estudiada, ens ha resultat del tot impossible de conèixer l'origen dels pins plantats.

Als 22 mesos d'haver estat plantats, tots els plançons tenien un diàmetre basal comprès entre 0,2 i 0,7 cm. Al final de l'estudi, el diàmetre basal havia augmentat enormement, tant en grandària com en dispersió (fig. 47). Tant el diàmetre basal com el nombre de nusos de ramificacions

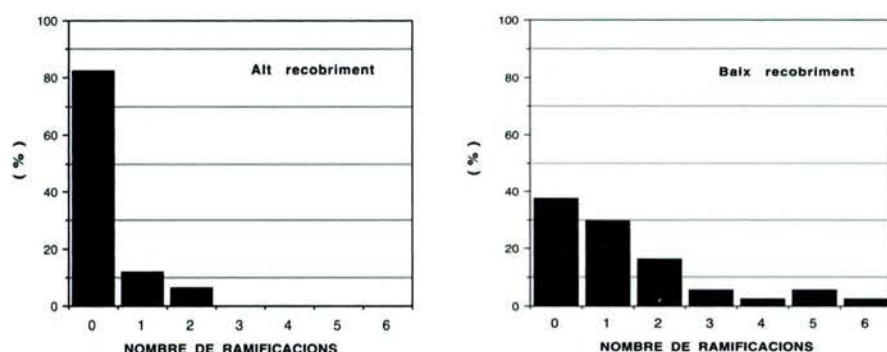


FIGURA 46. Distribució dels pinetons de regeneració natural pel nombre de pseudovercils de ramificació als 56 mesos de la germinació, en les dues situacions estudiades.

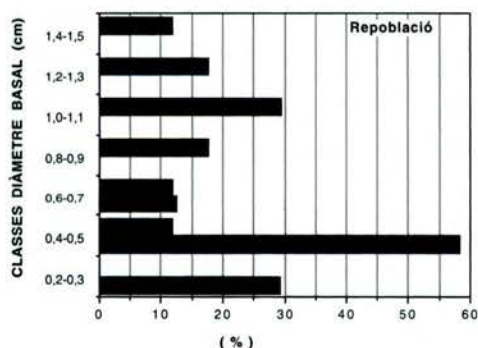


FIGURA 47. Distribució dels pinetons repoblats en classes de diàmetre basal als 22 mesos (negre) i als 48 (ratllat) de la plantació.

era sensiblement superior en finalitzar l'estudi en els pins de repoblació respecte als de regeneració natural (fig. 45 a 48). El nombre de nusos fou majoritàriament de quatre en els primers, que havien estat plantats 4 anys abans amb un pseudoverticil de ramificacions. Això confirma que durant l'any següent a la seva introducció, molts d'aquests pins no varen créixer gens.

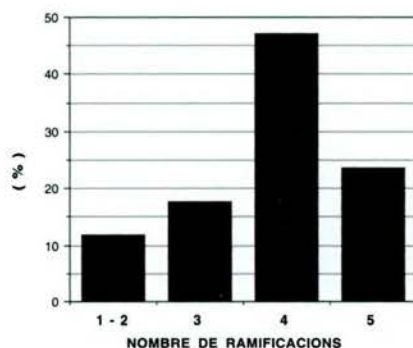


FIGURA 48. Distribució dels pinetons de repoblació pel nombre de pseudoverticils de ramificació als 56 mesos de la seva introducció a l'àrea estudiada.

9. Desenvolupament del pi blanc en un lapse ampli (3-51 anys)

9.1. Mètodes

Després de nombroses visites, s'han localitzat 5 zones cremades d'edats diferents que cobrien un ampli lapse de temps (taula 26) amb unes característiques ecològiques (substrat, vegetació, topografia) similars. Totes aquestes zones havien estat conreades i posteriorment abandonades (probablement a principi de segle com a conseqüència del desastre de la fil·loxera). Aquest fet es fa evident per la presència de bancals o de les seves restes.

S'han pogut datar les parcel·les de menor edat (3, 8 i 14 anys) a partir de converses contrastades amb les persones que habiten o treballen a les proximitats de l'indret (guardes forestals, pagesos, masovers). Per a les parcel·les més madures, s'han perforat amb una barrina de Pressler quatre o cinc dels pins més desenvolupats (a 25-30 cm del terra). Un cop obtingut el cilindre de fusta, s'ha comptat el nombre d'anells de creixement des del centre del tronc fins a la perifèria. L'edat obtinguda mitjançant el procediment descrit ha estat sempre molt semblant en els quatre o cinc pins perforats, la qual varia, com a màxim, en un o dos anys. A l'edat obtinguda mitjançant el comptatge dels anells s'hi han afegit tres anys més, que és el que s'ha estimat com a edat mínima d'un pinetó de 25-30 cm d'alçària.

En cadascuna de les parcel·les s'han delimitat quatre o cinc àrees de 25 m² (5 m de costat) a 10 m de distància les unes de les altres seguint la direcció del pendent o perpendicular a aquest. En cadascuna d'aquestes àrees s'han obtingut les següents dades o mesures sobre els pins:

- nombre (densitat);
- alçària màxima (en les parcel·les d'edat avançada, l'alçària s'ha mesurat mitjançant un utensili de 6 m de longitud construït amb una sèrie de llistons de fusta marcats de 5 en 5 cm i units entre si amb cargols);
- diàmetre basal (mesurat, a 5-10 cm del nivell del sòl, amb un peu de rei en les zones de 3 i 14 anys i amb una cinta forestal a les de 26 i 51 anys);

TAULA 26. Caracterització de les parcel·les on s'ha estudiat el desenvolupament de *Pinus halepensis* a diferents edats després del l'últim incendi. S'indica el nombre de pins mesurats en cadascuna de les subparcel·les de mostreig.

Localització	Pla dels Vinyals	Can Vinyes	L'Arboçar de Dalt	Pla dels Vinyals	Urb. Las Colinas
Terme municipal	Sitges	Gavà	Avinyonet del Penedès	Sitges	Olivella
Edat (anys)	3	8	14	~26 ^a	~51 ^a
Inclinació (°)	0	10-15	5-10	0	10-15
Altitud	320	230	290	320	160
Orientació	—	NE	E-SE	—	E-SE
Pins per ha	4.400	10.040	6.900	4.720	2.100
Pins mesurats	7, 12, 25, 5, 6	33, 4, 32, 35	10, 8, 15, 4	7, 6, 9, 6, 3	6, 3, 5, 7

^a Edat determinada a partir dels anells de creixement de *P. halepensis*, afegint-hi tres anys més, car els cilindres de fusta s'havien extret a 25-30 cm del sòl.

- nombre de pseudoverticils de ramificació (o de les seves restes en les zones de 26 i 51 anys);
- presència o no de fulles adultes;
- presència o no de pinyes i, en cas d'haver-n'hi, si eren immatures (tancades) o madures (obertes);
- posició respecte de si mateixos (dominants, codominants i suprimits) en les pinedes de 26 i 51 anys.

Les mesures de desenvolupament es van obtenir sobre cadascun dels pins (o en una de cada dues de les parcel·les amb una densitat elevada). Les diverses mesures de desenvolupament s'han representat en funció del temps després de l'últim incendi. L'àrea basal per cada pi s'ha calculat a partir del seu diàmetre basal. Els resultats corresponents al percentatge de pins amb fulles adultes i amb pinyes (taules 26 i 27) es refereixen a la mitjana i a l'error estàndard de les quatre o cinc subparcel·les de cadascuna de les edats.

TAULA 27. Percentatge de pinetons que han desenvolupat les fulles adultes en diverses edats (mitjana i error estàndard).

Temps (anys)	3 anys	8 anys	14 anys	26 anys	51 anys
	0,0	95,9 ± 2,5	100,0 ± 0,0	100,0 ± 0,0	100,0 ± 0,0

9.2. Resultats

Creixement vertical i en àrea basal

Tant l'alçària com l'àrea basal presentaren un augment lineal amb l'edat (fig. 49 i 50). Tant en un cas com en l'altre la dispersió entre les mesures obtingudes creix a mesura que els pins es fan més grans, la qual cosa expressa l'augment de la competència entre els arbres que ja és evident als 20-26 anys.

Per l'alçària, els allunyaments d'alguns resultats respecte dels predits (3, 14 i 26 anys sobretot) per la regressió lineal (fig. 49) són causats per l'heterogeneïtat entre les parcel·les (inevitable, en certa manera, en un estudi sincrònic en diverses àrees) i que pot atribuir-se a unes condicions diferents de fertilitat del sòl i/o de desenvolupament de la vegetació.

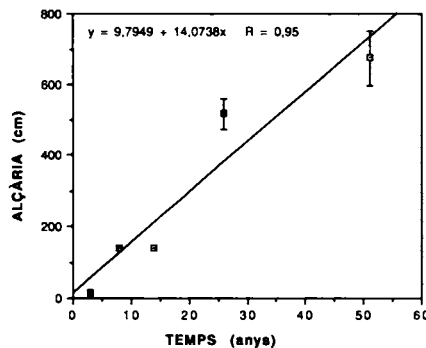


FIGURA 49. Creixement vertical (mitjana i error estàndard) dels pins en edats diverses.

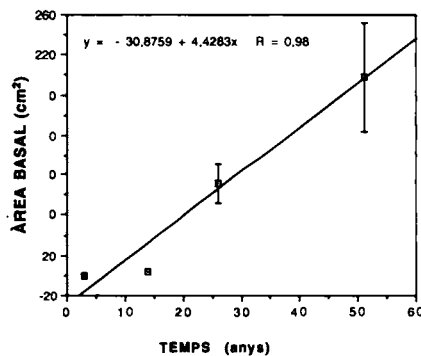


FIGURA 50. Àrea basal (mitjana i error estàndard) dels pins en edats diverses.

En edats inferiors als 10-15 anys, l'àrea basal presenta, en realitat, un increment molt més dèbil que el predit per la regressió lineal (fig. 50), malgrat que l'ajust sigui prou bo ($r^2 = 0,95$).

Nombre de pseudoverticils de ramificacions

Als 3 anys fou sempre entre 0 i 4; als 8 anys, més del 75 % dels pins tenien entre 5 i 12 punts de ramificació, i als 14, més del 60 % tenien entre 13 i 16 (fig. 51). A les dues pinedes més madures (26 i 51 anys) el nombre de punts de ramificació varià molt entre els pins (fig. 51). En aquestes zones, els pins amb un baix nombre de punts de ramificació són probablement fills dels més vigorosos. Això es manifesta d'una manera indiscutible en la parcel·la de 51 anys, on aproximadament el 20 % tenia menys de vint punts de ramificació (fig. 51). A partir dels resultats (fig. 51), es dedueix que els pins poden formar més d'un pseudoverticil de ramificacions en condicions favorables (26 anys) o menys en condicions de competència amb la vegetació arbustiva (als 3 anys i, en menor grau, als 8 anys) o entre els mateixos pins (51 anys).

Formació de les primeres fulles adultes

La majoria dels pins formen les seves fulles adultes entre els 3 i els 8 anys (taula 27). Això confirma els resultats obtinguts en el capítol 12.

Formació de les primeres pinyes i dispersió dels pinyons

A la parcel·la de 8 anys, els pins més vigorosos (5,2 % del total) tot just comencen a desenvolupar les primeres pinyes quan encara no ha transcorregut el mínim de dos anys necessaris per a la maduració dels pinyons i l'obertura de la pinya (taula 28). Als 14 anys, el 15 % dels pins

TAULA 28. Percentatge de pinetons sense pinyes, de pinetons que han desenvolupat les primeres pinyes verdes i immatures i de pinetons amb les pinyes obertes d'on s'han dispersat els pinyons. S'indica la mitjana i l'error estàndard.

Temps (anys)	3 anys	8 anys	14 anys	26 anys	51 anys*
Sense pinyes	100,0 ± 0,0	94,8 ± 2,2	74,0 ± 9,1	29,0 ± 8,1	< 20
Pinyes verdes	0,0 ± 0,0	5,2 ± 2,2	11,0 ± 9,0	3,3 ± 3,3	—
Pinyes obertes	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	15,0 ± 9,6	67,6 ± 9,2	> 80

* En aquesta zona, la proporció de pins amb pinyes no s'ha avaluat, però podem dir amb seguretat que era superior al 80 %.

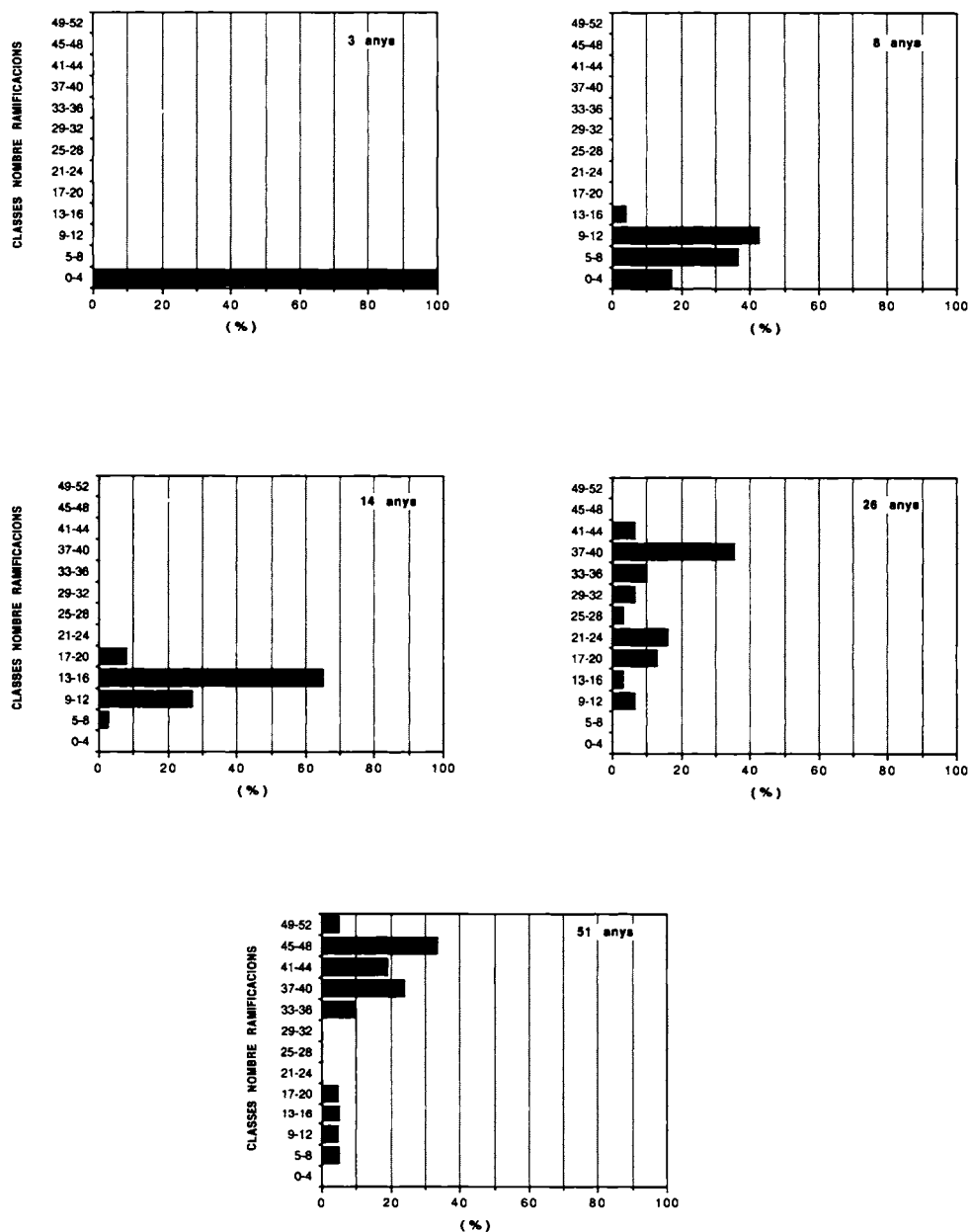


FIGURA 51. Intervals de classe en el nombre de ramificacions dels pins en diversos edats.

té una o més pinyes obertes, però encara el 74 % dels pins no ha desenvolupat cap pinya. En la zona de 26 anys, la major part dels pins (67,6 %) presenta les pinyes obertes, que en la majoria dels exemplars són nombroses (taula 28). En la pineda de 51 anys, més del 80 % dels pins està carregat de nombroses pinyes velles.

Competència entre els pins

Durant els primers anys de vida, els pinetons han d'afrontar la competència de la vegetació arbustiva i herbàcia que els envolta, que freqüentment té un desenvolupament vertical superior. Això es tracta amb més profunditat en els capítols 10 i 14 i explica el baix desenvolupament dels pins a la parcel·la de 3 anys (fig. 49).

Als 8 i als 14 anys, els pinetons presenten bones condicions per assolir un bon desenvolupament, en tenir un creixement superior (més d'1,5 m; fig. 49) al de la vegetació arbustiva dels voltants.

A l'àrea d'uns 26 anys, la majoria dels pins continua tenint aquestes condicions òptimes (taula 30) però una bona part (35 %) es troben en una situació de desenvolupament més difícil pel fet d'haver-hi una densitat massa alta. A la zona de 51 anys, la proporció de pins suprimits és una mica menor (probablement perquè alguns han mort abans), però també la d'individus dominants (38 %). Així, als 26 anys ja es manifesten els efectes de la competència en alguns arbres i, als 51 anys, es veuen afectats la majoria dels pins (taula 30).

TAULA 30. Situació dels pins (%) segons la seva dominància relativa en les pinedes de 26 i 51 anys.

Temps (anys)	26 anys	51 anys
Dominants	51,6	38,1
Codominants	12,9	33,3
Suprimits	35,5	28,6

10. Restabliment del pi blanc en diverses condicions ecològiques

10.1. *Prospecció i mostreig en el camp*

L'estudi ha consistit en inventaris sobre el terreny (seguint unes pautes diferents de les dels inventaris fitosociològics clàssics), i també en l'anàlisi de fotografies aèries. La zona estudiada és una finca anomenada Vallgrassa, que se situa a l'interior del massís (vegeu el plànol 1, p. 168) i és propietat de la Diputació de Barcelona. La finca comprèn una vall amb la planta en forma de T, i també els vessants que la limiten. La superfície de la finca abasta 166 ha.

S'han adquirit les fotografies aèries efectuades sobre la finca de Vallgrassa en la data més pròxima a l'incendi de 1982, però anteriors a aquest (abril de 1980). Aquestes fotos, d'escala 1:8.000, s'han analitzat mitjançant un estereoscopi. En l'estudi visual de les fotografies, s'ha mirat d'establir unes classes o tipologies dels terrenys de la finca. No obstant això, semblava pràcticament impossible discernir les classes esmentades sense grans dosis d'imaginació. Hem optat aleshores per recórrer la finca i fer un nombre determinat d'inventaris en punts concrets d'aquesta (inicialment uns dotze) i, un cop estudiats els seus resultats (referits als pins que hi havia i que es van cremar en el curs de l'incendi), mirar d'establir les tipologies característiques dels diversos ambients de la finca. Tots els inventaris s'efectuaren durant l'any 1986, és a dir, 4 anys després del foc de 1982. Cadascun dels inventaris se situà en una zona de característiques homogènies, tant pel que fa al substrat com respecte a la vegetació existent i al desenvolupament d'aquesta. Amb els resultats d'aquests inventaris s'han pogut establir les classes o tipologies principals d'acord amb les característiques ecològiques de l'indret (relleu, substrat, vegetació), i també els usos o aprofitaments anteriors (vegeu la taula 31). L'àrea inventariada fou generalment de 400 m² (20 m de costat) o molt pròxima (400-500 m²). Per a cadascun dels inventaris s'han recollit les informacions o mesures següents:

a) Localització geogràfica (al plànol cadastral 1:5.000 de la zona), altitud (amb un altímetre), inclinació i orientació del vessant.

b) Breu descripció de la zona, on s'explica la situació dels pins

cremats (extrets totalment o parcialment, o caiguts a terra) i les condicions de la parcel·la (presència de bancals i terrasses, o absència).

c) Densitat dels pins preexistents (sempre cremats i morts durant el foc de 1982, excepte uns pocs individus aïllats localitzats en punts molt concrets); diàmetre basal (mesurat amb cinta forestal) a 5-10 cm des del nivell del sòl de cadascun d'aquests pins. Els troncs o les soques amb un diàmetre basal inferior als 4 cm varen ser exclosos pel fet de ser pobres o nuls productors de llavor.

Dins d'aquestes superfícies es va traçar un transsecte perpendicular al pendent que travessava la parcel·la en línia recta des del centre. Aquest transsecte tenia sempre 20 m² (20 m de llargària per 1 d'amplària o 10 per 2). El transsecte es va dividir, amb l'ajuda de dues cintes mètriques, en vint superfícies petites d'1 m². Per a cadascun d'aquests trams, delimitats prèviament amb l'ajut d'un marc metàl·lic desmuntable (d'1 m de costat), es varen avaluar visualment els paràmetres següents:

- superfície relativa (en %) ocupada per rocs i pedres (amb un diàmetre mitjà superior a 10 cm) al nivell de la superfície del sòl;
- recobriment arbustiu (en %);
- recobriment de *Q. coccifera* (en %);
- recobriment herbaci (%);
- recobriment vegetal total (%);
- alçària del recobriment de *Q. coccifera* en aquelles parcel·les on n'hi havia (de cinc a setze mesures);
- nombre de pinetons (diferenciant aquells que es trobaven a menys de 20 cm de distància entre si).

Les mesures de superfície relativa o recobriment es van prendre diferenciant les classes següents: 0 %, 0-20 %, 20-40 %, 40-60 %, 60-80 %, 80-100 % i 100 %. Els pins que es trobaven barrejats amb la coberta vegetal també eren comptabilitzats quan es buscaven expressament entre la vegetació.

El nombre d'inventaris, inicialment dotze, fou ampliat a vint-i-set amb l'objectiu de tenir almenys quatre rèpliques de cadascuna de les classes o tipologies diferenciades. En les garrigues situades en els vessants, el nombre d'inventaris fou més alt (dotze) a causa de la superior heterogeneïtat, tant respecte al nombre dels pins cremats com respecte a la regeneració natural.

En el 50 % o més dels inventaris corresponents a cadascuna de les classes o tipologies diferenciades (en total disset) es varen prendre les següents informacions o mesures sobre cadascun dels pinetons trobats en el transsecte:

- presència o absència de la primera ramificació;
- presència o absència de fulles adultes;
- presència o absència del brot apical;
- alçària màxima (des de la base del sòl fins a l'àpex);
- diàmetre basal de l'eix principal;

– nombre de nusos de ramificació (d'on sortien tres branques o més).

A partir dels resultats dels inventaris, s'ha mirat de veure quines classes podien distingir-se amb l'estudi visual de les fotografies, de manera que les classes obtingudes mitjançant els inventaris es poguessin reconèixer en les imatges aèries. A partir d'aquesta ordenació, hem cartografiat sobre el fons cartogràfic escala 1:5.000 les diverses tipologies establertes (vegeu el plànol 2).

10.2. *Tractament de les dades*

El recobriment de cadascun dels inventaris ha estat estimat en calcular la mitjana dels recobriments avaluats visualment en cadascun dels vint trams d'1 m². En el càlcul de la mitjana, els intervals de recobriment eren considerats com el punt mitjà d'aquest (p. ex., 20-40 % equivalent a un 30 %).

La densitat de pinetons del transsecte (20 m²) ha estat convertida a peus per hectàrea.

Respecte de les dades corresponents al desenvolupament dels pins recollides en disset dels inventaris, aquestes han estat depurades. L'exclusió ha estat feta abans d'efectuar-ne l'anàlisi. Això ha permès descartar els casos poc freqüents i que podrien distorsionar els resultats pel fet de trobar-se en quantitats molt variables segons les parcel·les. S'ha procedit de la manera següent (s'indica, a la vegada, el motiu de l'exclusió):

a) Respecte de la presència del brot apical, no s'ha exclòs cap dada.

b) Respecte de les restants mesures, no han entrat en l'anàlisi els pinetons que no complien un seguit de condicions (el nombre de pins exclosos fou sempre reduït respecte del nombre total):

– pinetons situats a una distància menor de 20 cm entre ells (podrien interferir-se mútuament);

– pinetons situats a una distància menor a 10 cm d'una herba no graminoide o d'un arbust diferent del garric (el nombre d'aquestes plàntules és reduït i es poden trobar a la vora d'espècies molt diverses d'acord amb la vegetació específica de cada parcel·la);

– pinetons amb l'eix visiblement tort (generalment a causa del trepig de l'home o dels ramats).

Un cop depurades les dades, s'ha realitzat el càlcul estadístic de les variables següents per a cadascun dels inventaris:

– alçària, diàmetre basal, nombre de ramificacions (estadístics descriptius: mitjana, desviació típica, màxim i mínim);

– presència de ramificacions, de fulles adultes o del brot apical (freqüència en %).

S'ha calculat per a cadascun dels pinetons un índex anomenat *de vitalitat* que integra les mesures obtingudes corresponents al diàmetre basal, alçària i nombre de punts de ramificació. Aquest índex, equivalent a una mesura de volum, ha estat calculat aplicant l'equació següent:

$$I_v = (1/3) \pi r^2 h (R+1),$$

on

I_v : índex de vitalitat del pinetó

r : radi basal (= $\varnothing_{\text{basal}}/2$)

h : alçària màxima

R : nombre de pseudoverticils de ramificacions.

Els quatre estadístics descriptius, o la freqüència relativa de cadascuna d'aquestes variables, han estat comparats (d'una manera independent) per a cadascun dels quatre tipus de zones (zones de conreu abandonades fa més o menys cinquanta anys, garrigues planes i en pendent; taula 31) mitjançant una anàlisi de la variància (*oneway*). Per diferenciar les diverses classes d'àrees entre si, s'han utilitzat els tests de Scheffe i de Student-Newman-Keuls ($p < 0,05$). Aquest últim test és menys potent, però és més sensible per detectar diferències significatives. En els casos en què les variàncies eren desiguals, s'ha utilitzat la transformació més adient (logaritme decimal o arrel quadrada, segons el cas) per aconseguir-ne l'homogeneïtat.

Les mesures obtingudes s'han tractat separatament: d'una banda, la densitat de pinetons, la dels pins cremats i l'àrea basal d'aquests, juntament amb els resultats corresponents al substrat i a la vegetació (superfície relativa i recobriments) de cadascun dels inventaris; de l'altra, el desenvolupament dels pinetons, per a cadascun dels disset inventaris on s'han efectuat aquestes mesures, i també les mesures esmentades de superfície relativa o recobriments en aquests inventaris. En cadascuna de les anàlisis es van estudiar pas a pas (*stepwise*) les possibles interrelacions (correlacions) entre les variables preses sobre els pinetons (densitat, creixement) i les que fan referència a la vegetació (recobriment), la pedregositat i/o els pins cremats.

10.3. Resultats

Principals tipus d'àrees

Del conjunt de la informació recollida en els diversos inventaris podem diferenciar quatre tipus diferents d'àrees, d'acord amb els criteris que s'indiquen a la taula 31. Són els següents:

TAULA 31. Caracterització i diferenciació ecològica associats a usos o aprofitaments anteriors dels quatre tipus o classes d'àrees diferenciades.

Zones de conreu abandonades – Presència de terrasses i bancals o de les seves restes – Pendent: 0-10° – Rocs: 0-10 % – <i>Quercus coccifera</i> : 0-10 % (normalment inferior al 5 %) – <i>Ampelodesmos mauritanica</i> més abundant que <i>B. retusum</i>	Zones abandonades fa menys de cinquanta anys ^a – Feixes àmplies – A la vall o a la part baixa del vessant – Rocs: 0 % – <i>Quercus coccifera</i> : 0 % – Herbes: 65-95 % (Total: 65-96 %) Zones abandonades fa més de cinquanta anys ^b – Feixes allargades i estretes (esglaonades) – En el vessant (per sobre de les anteriors) – Rocs: 4-10 % – <i>Quercus coccifera</i> : 0-10 %; alçària: 70-85 cm – Herbes: 40-60 % (Total: 45-67 %)
Zones de garriga (destinades a la pastura, carboneig, etc.) – Absència de restes de bancals – Rocs: 10-60 % (normalment, 20-60 %) – <i>Q. coccifera</i> : 10-50 % (generalment 20-50 %) – <i>Brachypodium retusum</i> , més abundant que <i>A. mauritanica</i>	Garrigues planes – Normalment pròximes a les conreades i zones situades a la part baixa del vessant – Pendent: 0-10° – <i>Q. coccifera</i> : 30-50 %; alçària: 40-55 cm – Herbes: 40-60 % (Total: 58-80 %) Garrigues inclinades – Normalment més amunt en el pendent – Pendent: 10-30° – <i>Q. coccifera</i> : 10-50 %; alçària: 30-55 cm – Herbes: 25-60 % (Total: 50-70 %)

^a Aquestes zones foren abandonades entre 1950 i 1960 (comunicació personal d'un dels últims masovers de Vallgrassa).^b Aquestes àrees foren abandonades molt abans de 1950, probablement durant la crisi de la fil-loxera (final del segle passat i principi de l'actual).

1) Zones de conreu abandonades fa menys de cinquanta anys. Aquestes zones foren abandonades entre 1950 i 1960 (comunicació personal d'un dels últims masovers de Vallgrassa). Són les zones que presenten un sòl més desenvolupat i profund. Es troben a la vall o a la part baixa dels vessants. S'havien utilitzat principalment per al conreu de llegums, cereals, patates o arbres fruiters (de secà). Els bancals es conserven generalment en bon estat. Les parcel·les de conreu tenien extensions bastant grans.

2) Zones de conreu abandonades fa més de cinquanta anys. Aquestes zones foren abandonades molt abans de 1950, probablement després de la crisi de la fil-loxera (final del segle passat). Són més pedregoses que les anteriors, ja que tenen alguns grans rocs que no varen ser extrets. El sòl hi és visiblement menys desenvolupat i profund. Es troben generalment més amunt en el vessant que les anteriors (a vegades arriben fins a mig



PLÀNOL 1. Regeneració de pi blanc.*

* Vegeu les característiques de cadascuna de les àrees diferenciades a la taula 31.



- 

Pinedes situades sobre terrenys de conreu abandonats.
Densitat pins cremats: 100-3.200 peus x ha⁻¹
Regeneració: 10.000-40.000 peus x ha⁻¹
- 

Pinedes situades en zones no conreades abans però que presenten unes condicions topogràfiques equivalents.
Densitat pins cremats: 800-1.200 peus x ha⁻¹
Regeneració: 4.500-20.000 peus x ha⁻¹
- 

Vessants mai conreats però amb una densitat alta o mitjana de pins.
Densitat pins cremats: 650-2.500 peus x ha⁻¹
Regeneració: 1.000-5.500 peus x ha⁻¹
- 

Vessants mai conreats però amb una densitat de pins més baixa.
Densitat pins cremats: 200-650 peus x ha⁻¹
Regeneració: 200-1.000 peus x ha⁻¹
- 

Zones sense pins cremats o només algun d'aïllat.
Densitat pins cremats: 0-200 peus x ha⁻¹
Regeneració: 0-200 peus x ha⁻¹
- 

Zones on una part dels pins no van morir com a conseqüència del foc.

vessant o més amunt). El conreu majoritari (si no exclusiu) en aquestes àrees fou la vinya. Moltes d'aquestes zones probablement haurien estat conreades durant els anys d'expansió de la vinya anteriors a la crisi de la fil·loxera. Els bancals s'hi troben en mal estat si és que no han estat destruïts. La parcel·lació és en feixes allargades i estretes formant grans esglaons per contrarestar l'efecte del pendent.

3) Zones de garriga planes i pròximes a les conreades. Són garrigues bastant denses i ben desenvolupades situades generalment en les parts baixes de la vall o dels vessants (la qual cosa comporta un sòl més desenvolupat).

4) Zones de garriga amb pendent. Són garrigues situades en vessants més inclinats on tant el recobriment arbustiu i herbaci com el creixement vertical de *Q. coccifera* són generalment menors.

Densitat dels pinetons

La regeneració es relaciona clarament amb la densitat i amb l'àrea basal dels pins existents abans del foc, però depèn també de la posició topogràfica i de les característiques del substrat (vegeu la taula 31, la taula 32 i el plànol 2). La regeneració fou especialment alta en aquelles pinedes on el substrat és menys pedregós i on la vegetació arbustiva es troba menys desenvolupada (zones de conreu abandonades). També fou abundant en aquelles zones de baix pendent on la garriga presenta un bon desenvolupament i els pinetons es troben en replans o a les parts baixes del vessant. Això s'explica pel bon desenvolupament que generalment presentaven els pins abans del foc (més llavor disponible) i per les millors condicions edàfiques que presenten aquestes àrees (sòls més profunds, que retenen millor la humitat i afavoreixen el desenvolupament dels pinetons).

A les zones de conreu abandonades més recentment, la densitat de pins que es varen cremar el 1982 era generalment nul·la o, si no, baixa (taula 32). Quan hi havia pins, aquests eren bastant grossos (l'any 1982) i es trobaven a les proximitats o a la perifèria de les antigues parcel·les de conreu. Els pagesos els havien respectat a mesura que anaven reduint la zona conreada (comunicació personal de l'antic masover de Vallgrassa). També hi havia pins més petits, fills dels grossos, d'aparició posterior a l'abandonament i encara pobres productors de llavor. Com és d'esperar, en els indrets sense pins productors de llavor la regeneració fou nul·la. Si alguns pins cremats grossos es trobaven a una distància inferior als 15-20 m, la regeneració natural observada ja fou ben alta (10.500-37.330 pinetons per ha). Les zones abandonades fa més de cinquanta anys es

TAULA 32. Densitat (en peus x ha⁻¹), àrea basal (m² x ha⁻¹) dels pins cremats, regeneració natural (pinetons x ha⁻¹) i representació en el plànol 2 (llegenda) de cadascuna de les quatre classes de zones diferenciades. Els intervals de resultats obtinguts en els diversos inventaris de cadascuna de les classes han estat arrodonits.

Classe o tipus de zona	Pins cremats	Regeneració	Llegenda
	Densitat àrea basal	Densitat	
	0 100-600 4-16	0 10.000-40.000	blanc verd puntejat
Abandonades fa menys de cinquanta anys	800-3.200 9-55	10.000-30.000	verd puntejat
Abandonades fa més de cinquanta anys	800-1.200 5-25	4.500-20.000	verd
Garrigues planes	0-200 0-2	0-200	blanc
Garrigues en pendent puntejat	200-650 2-5	200-1.000	blanc
	650-1.000 5-11*	1.000-5.500	blanc ratllat
	1.000-2.500 9-15	4.000-5.500	blanc ratllat

* Generalment entre 5 i 9.

trobaven sempre poblades de pins abans del foc de 1982 (taula 32). En aquests indrets, la regeneració sempre hi fou elevada (entre 10.000 i 29.000 pinetons per ha).

Les zones de garriga planes i pròximes a les conreades també varen tenir una regeneració important (de 4.500 a 18.000 pinetons per ha). A les restants zones de garriga, la regeneració fou molt menys abundant (0-5.500 pinetons per ha), però sempre la densitat de pinetons fou igual o superior a la de pins cremats (taula 32). Les zones amb més baixa regeneració foren aquelles on la densitat de pins cremats era inferior als 650 peus per ha.

Relació entre la densitat dels pinetons i altres variables

Només s'ha trobat una correlació significativa ($p < 0,05$) entre la densitat dels pins cremats i la densitat de regeneració natural, i entre aquesta i l'àrea basal dels pins cremats (fig. 52 i 53). Altres variables, com

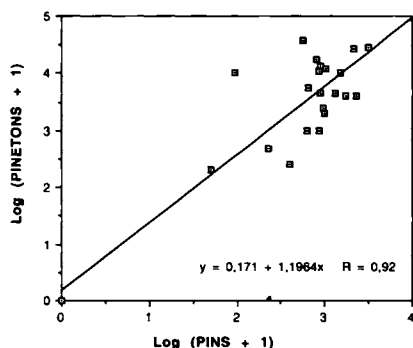


FIGURA 52. Relació entre la densitat de pins cremats (en peus per ha) i la de plàntules de regeneració natural (pinetons per ha). Les dades han estat transformades logarítmicament.

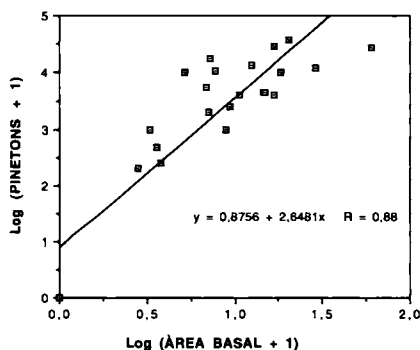


FIGURA 53. Relació entre l'àrea basal dels pins cremats (en m² per ha) i la de plàntules de regeneració natural (pinetons per ha). Les dades han estat transformades logarítmicament.

el recobriment arbustiu, l'herbaci o la quantitat relativa de rocs i pedres poden contribuir a millorar l'ajust de la regressió sempre que entrin juntament amb la densitat dels pins cremats com a segona variable independent (taula 33). Amb l'àrea basal dels pins cremats, que integra la densitat dels pins cremats i també el seu desenvolupament, la intervenció d'alguna de les restants variables en l'anàlisi no permet millorar l'ajust de la regressió potencial. En aquest cas, l'ajust ($r^2 = 0,78$) fou menor, i el quocient entre l'error estàndard del pendent i aquest fou més elevat (0,11) que quan intervenia com a variable predictora (independent) la densitat dels pins cremats (0,09, $r^2 = 0,84$; taula 33). Amb la densitat dels pins cremats com a variable predictora, la correlació millora sensiblement en afegir en l'anàlisi el recobriment arbustiu ($p < 0,01$), el d'herbes ($p < 0,05$) o la

proporció de rocs i pedres ($p < 0,05$). Per tant, el recobriment arbustiu (millor que la pedregositat o el recobriment herbaci), associat a la densitat de pins cremats, contribueix a explicar o predir amb més precisió la densitat de pinetons després del foc. L'entrada conjunta de tres variables independents (com ara densitat de pins cremats, recobriment arbustiu i el tant per cent de rocs) no millora la predicció. Això és degut al fet que hi ha certa col·linealitat (dependència) entre la pedregositat, el recobriment arbustiu i l'herbaci.

Les equacions de regressió no varien gaire si separem les zones de conreu abandonats de les garrigues (taula 34).

TAULA 33. Variables predictives de la densitat de la regeneració natural dels pinetons. Els resultats s'han obtingut mitjançant equacions de regressió múltiple pas a pas (*stepwise*). Cada línia horitzontal separa regressions diferents (univariants o bivariants). Es dona l'ajust (r^2), el pendent (b), l'error estàndard d'aquest (Se b), l'ordenada en l'origen (a) i també la transformació (Tr) efectuada a la variable o les variables independents (lg: logarítmica; n: sense transformar). La variable predita (densitat dels pinetons) ha estat transformada logarítmicament.

Variables predictives	r^2	p	b	Se b	a	Tr
Àrea basal pins cremats ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	0,78	< 0,0001	2,65	0,30	0,88	lg
Densitat pins cremats ($peus \cdot ha^{-1}$) ^a	0,84	< 0,0001	1,29	0,09	—	lg
Recobriment arbustiu (%)	0,90	0,002	-0,66	0,19	0,79	lg
Densitat pins cremats ($peus \cdot ha^{-1}$) ^a	0,84	< 0,0001	1,21	0,10	—	lg
Superfície relativa de rocs (%)	0,88	0,02	-0,01	0,01	0,44	n
Densitat pins cremats ($peus \cdot ha^{-1}$) ^a	0,84	< 0,0001	1,29	0,11	—	lg
Recobriment herbaci (%)	0,87	0,03	1,88	0,81	-3,22	lg

^a Els coeficients de la regressió corresponen als de l'equació bivariant.

TAULA 34. Funcions de regressió predictives de la densitat de la regeneració natural dels pinetons obtingudes per dos ecosistemes diferents: zones de conreu abandonades i garrigues. Es dona l'ajust (r^2), el pendent (b), l'error estàndard d'aquest (Se b) i l'ordenada en l'origen (a). Tant la variable dependent com la independent han estat transformades logarítmicament.

Variables predictives	r^2	p	b	Se b	a
Tipus de zona					
Àrea basal pins cremats ($m^2 \cdot ha^{-1}$)					
Conreus abandonats	0,92	0,0002	1,32	0,16	0,28
Garrigues	0,83	0,0000	1,16	0,14	0,08
Densitat pins cremats ($peus \cdot ha^{-1}$) [*]					
Conreus abandonats	0,84	0,0014	2,85	0,51	0,57
Garrigues	0,70	0,0001	2,39	0,42	1,16

* La intervenció d'altres variables independents no millora la predicció ($p < 0,05$).

Si en lloc de la totalitat dels pins, s'estima com a variable predita el nombre de pins anomenats *útils* o *regenerables* (que inclou aquells que estan situats a més de 20 cm de distància entre si), o el nombre d'unitats d'1 m² amb pins, els resultats finals (variables predictores i ajusts de les regressions) són pràcticament els mateixos (taula 35).

Desenvolupament dels pinetons

Els resultats detallats per a cadascuna de les variables analitzades en les quatre classes de zones, i també els resultats dels tests estadístics efectuats, estan indicats a les taules 36 a 40. No els comentarem aquí cas per cas, ja que el que ens interessa és posar de manifest els principals trets biològics diferenciadors.

Respecte a les mitjanes de desenvolupament o el percentatge de pins que ha format les primeres ramificacions o fulles adultes, observem sempre uns valors superiors en els pins que es trobaven en zones de conreu abandonades que a les garrigues. En alguns casos també s'observen diferències entre els dos tipus de zones de conreu; contrària-

TAULA 35. Regressions predictives de la regeneració natural dels pinetons avaluada de tres maneres diferents: nombre total de pinetons, nombre de pinetons anomenats *útils* (situats a més de 20 cm del pinetó més pròxim) i de quadrats d'1 m² de superfície amb plàntules. La variable dependent és l'àrea basal dels pins cremats en tots tres casos. Es dona l'ajust (r^2), el pendent (b), l'error estàndard d'aquest (Se b) i l'ordenada en l'origen (a). Tant la variable dependent com la independent han estat transformades logarítmicament.

Variables predites	r^2	p	b	Se b	a
Densitat total pinetons (peus·ha ⁻¹)	0,77	< 0,0001	2,65	0,27	0,88
Densitat pins útils (peus·ha ⁻¹)	0,79	< 0,0001	2,73	0,30	0,82
Quadrats amb plàntules (per·ha)	0,73	< 0,0001	2,35	0,31	0,93

TAULA 36. Mitjana ($\bar{X}$), desviació típica (D), màxim (M) i mínim (m) de l'alçària dels pinetons. Per a cadascun d'aquests paràmetres s'indica la significació ($p < 0,05$) d'acord amb els resultats de dos tests diferents: Student-Newman-Keuls (K) i Scheffe (S).

Tipus de zona	$\bar{X}$	K	S	D	K	S	M	K	S	m	K	S
Abandonades fa menys de cinquanta anys	28,5	a	a	12,1	a	a	51,0	a	a	10,5	a	a
Abandonades fa més de cinquanta anys	16,7	b	b	8,6	ab	ab	42,5	ab	a	6,7	a	a
Garrigues planes	12,0	c	b	4,7	b	b	21,7	b	a	6,2	a	a
Garrigues en pendent	11,9	c	b	5,5	b	ab	23,9	c	a	6,6	a	a

TAULA 37. Mitjana ($\bar{X}$), desviació típica (D), màxim (M) i mínim (m) del diàmetre basal dels pinetons. Per a cadascun d'aquests paràmetres s'indica la significació ($p < 0,05$) d'acord amb els resultats de dos tests diferents: Student-Newman-Keuls (K) i Scheffe (S).

Tipus de zona	$\bar{X}$	K	S	D	K	S	M	K	S	m	K	S
Abandonades fa menys de cinquanta anys	0,46	a	a	0,2	a	a	0,8	a	a	0,2	a	a
Abandonades fa més de cinquanta anys	0,27	b	a	0,1	a	a	0,7	a	a	0,1	a	a
Garrigues planes	0,16	c	b	0,1	a	a	0,3	b	a	0,1	a	a
Garrigues en pendent	0,15	c	b	0,1	a	a	0,3	b	a	0,1	a	a

TAULA 38. Mitjana ($\bar{X}$), desviació típica (D), màxim (M) i mínim (m) del nombre de ramificacions dels pinetons. Per a cadascun d'aquests paràmetres s'indica la significació ($p < 0,05$) d'acord amb els resultats de dos tests diferents: Student-Newman-Keuls (K) i Scheffe (S).

Tipus de zona	$\bar{X}$	K	S	D	K	S	M	K	S	m	K	S
Abandonades fa menys de cinquanta anys	2,0	a	a	1,4	ab	a	4,5	a	a	0,5	a	a
Abandonades fa més de cinquanta anys	0,9	b	ab	1,2	a	a	4,0	a	a	0,0	a	a
Garrigues planes	0,3	c	b	0,6	b	a	2,0	a	a	0,0	a	a
Garrigues en pendent	0,2	c	b	0,5	c	a	1,3	a	a	0,0	a	a

TAULA 39. Percentatge de pinetons ramificats (R), amb fulles adultes (F) i sense àpex (a). Per a cadascun d'aquests paràmetres s'indica la significació ($p < 0,05$) d'acord amb els resultats de dos tests diferents: Student-Newman-Keuls (K) i Scheffe (S).

Tipus de zona	R	K	S	F	K	S	a	K	S
Abandonades fa menys de cinquanta anys	97,9	a	a	71,4	a	a	27,9	a	a
Abandonades fa més de cinquanta anys	85,6	a	a	25,0	b	b	31,5	a	a
Garrigues planes	44,1	b	b	1,6	c	c	8,9	a	a
Garrigues en pendent	42,5	b	b	0,0	c	c	17,8	a	a

TAULA 40. Índex de desenvolupament mitjà (DV) dels pinetons. S'indica la significació ($p < 0,05$) d'acord amb els resultats de dos tests diferents: Student-Newman-Keuls (K) i Scheffe (S).

Tipus de zona	DV	K	S
Abandonades fa menys de cinquanta anys	5,89	a	a
Abandonades fa més de cinquanta anys	0,59	b	b
Garrigues planes	0,12	c	bc
Garrigues en pendent	0,10	c	c

ment, mai no trobem diferències entre les dues classes de garrigues.

Les desviacions típiques i els màxims són gairebé sempre més elevats a les zones de conreu abandonades respecte de les garrigues, si bé no sempre les diferències foren significatives (especialment amb el test de Scheffe). Els valors mínims, en canvi, presenten diferències molt petites que mai no resultaren significatives.

Respecte del percentatge de pins sense àpex, les diferències no resultaren significatives perquè hi havia una notable variabilitat entre els diversos inventaris de cada tipus de zona.

Les divergències entre zones es fan més evidents en comparar els valors mitjans, màxim i mínim, per inventari i tipus d'àrea (taula 41). Amb aquest plantejament, es diferencien tres grans tipus de desenvolupament en els pinetons, que, de més gran a menor, són els que es troben en les zones de conreu amb menys de cinquanta anys d'abandonament, els de zones de conreu abandonades fa més de cinquanta anys, i els de les garrigues (sense diferències entre àrees planes o amb pendent). L'absència del brot apical fou l'única variable sense grans diferències entre les diverses zones, si bé en algunes de les garrigues inventariades quasi tots els pins encara presentaven el seu àpex íntegre (taula 41).

Relació entre el creixement dels pinetons i altres variables

El creixement dels pinetons (alçària màxima i diàmetre basal) està correlat amb tres variables ($p < 0,01$): la pedregositat, el recobriment arbustiu i el desenvolupament vertical de *Q. coccifera*.

TAULA 41. Intervals de les mitjanes corresponents a diversos paràmetres de desenvolupament dels pinetons pels inventaris realitzats en les diverses classes de zones (alçària i Ø basal en cm, nombre de ramificacions, pinetons amb una o més ramificacions, amb fulles adultes i sense àpex i índex de vitalitat en cm³).

Tipus de zona	Alçària	Nombre de ramificacions	Fulles adultes (%)	Vitalitat (cm ³)
	Ø basal	Pins ramificats (%)	Absència d'àpex (%)	
Abandonades fa menys de cinquanta anys	25,9-31,8 0,37-0,56	1,3-2,7 95,7-100,0	58,3-84,6 19,0-36,0	2,2-9,6
Abandonades fa més de cinquanta anys	15,3-17,6 0,24-0,30	0,8-0,9 83,3-88,9	22,2-29,6 23,0-40,0	0,4-0,8
Garrigues planes	10,7-14,0 0,14-0,19	0,1-0,5 28,6-61,9	0,0-4,8 0,0-22,0	0,07-0,2
Garrigues en pendent	10,5-14,0 0,13-0,19	0,0-0,6 30,0-62,5	0,0-0,0 9,1-30,0	0,05-0,2

TAULA 42. Variables predictives del creixement dels pinetons (alçària o diàmetre basal). La línia horitzontal separa les equacions de regressió respecte a l'alçària màxima (part superior) i el diàmetre basal (part inferior). Totes les regressions són univariants. Es dona l'ajust (r^2), el pendent (b), l'error estàndard d'aquest (Se b), l'ordenada en l'origen (a) i també la transformació (Tr) efectuada a la variable independent (lg: logarítmica).

Variables predictives	r^2	p	b	Se b	a	Tr
Recobriment arbustiu (%)	0,80	0,0001	-11,9	1,9	30,9	lg
Superfície relativa de rocs (%)	0,81	0,0001	-10,1	1,6	26,4	lg
Recobriment arbustiu (%)	0,70	0,0007	-0,22	0,04	0,50	lg
Superfície relativa de rocs (%)	0,79	0,0001	-0,19	0,03	0,43	lg

El creixement del pi blanc disminueix exponencialment amb una creixent pedregositat i/o un augment del recobriment arbustiu. La correlació és molt estreta ($p < 0,001$) en ambdós casos. A partir de 10-20 % de pedregositat i/o de recobriment arbustiu, el creixement vertical del pi blanc als 4 anys d'edat era molt baix (10-15 cm en mitjana) (fig. 54). Si fem una regressió múltiple entrant aquestes dues variables (pedregositat i recobriment arbustiu), n'hi ha prou amb una d'aquestes per establir correlació, i la intervenció de l'altra variable no millora gens l'ajust. Per tant, es troba una coincidència d'aquests dos factors: pot ser que només n'influeixi un (i que hi hagi col·linealitat entre si) o els dos alhora. Això, no ho podem afirmar amb la informació de què disposem.

Respecte de la relació lineal entre el desenvolupament vertical de *Q. coccifera* i el de *P. halepensis* (fig. 56), es tracta d'una relació lògica però

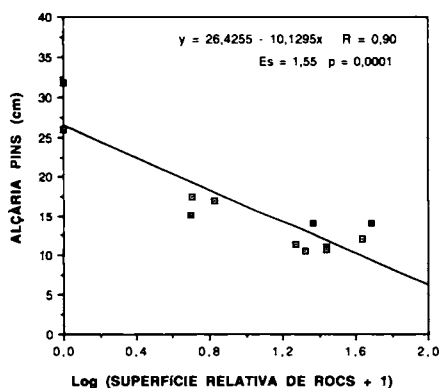


FIGURA 54. Relació de tipus exponencial entre el creixement vertical dels pinetons als 4 anys de la germinació i la pedregositat (%).

no causal: si unes condicions ambientals afavoreixen el desenvolupament de *Q. coccifera*, també caldrà esperar que així sigui per a una altra espècie llenyosa, com *P. halepensis*.

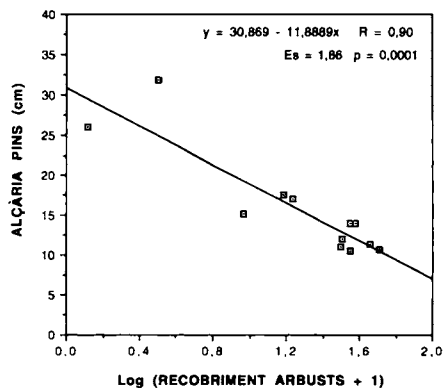


FIGURA 55. Relació de tipus exponencial entre el creixement vertical dels pinetons als 4 anys de la germinació i el recobriment arbustiu (%).

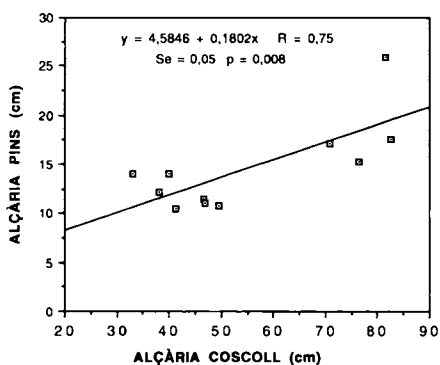


FIGURA 56. Relació lineal entre el creixement vertical de *Quercus coccifera* i el dels pinetons.

DISCUSSIÓ DE LA PART III

Evolució temporal en el restabliment i desenvolupament del pi blanc

Les llavors del pi blanc no tenen gaires impediments per germinar. Com en el cas de *Pinus banksiana* (Beaufait, 1960), les altes temperatures a què estan exposades durant l'incendi no afavoreixen, però tampoc no perjudiquen, la viabilitat dels pinyons (Oustric, 1984). Tampoc no s'ha observat cap efecte al·lelopàtic de la pinassa sobre la seva capacitat germinativa (Acherar, 1981), si bé aquesta podria impedir les llavors d'arribar al sòl quan forma una capa espessa. Les llavors germinen al cap de poc temps d'haver-se produït unes precipitacions suficients (Magini, 1955; Díaz Antúñez-Barradas i Figueroa, 1983; fig. 36). Unes temperatures relativament fredes després d'uns dies més o menys humits semblen actuar com a detonants de la germinació (Magini, 1955). El nombre de dies de pluja necessaris per a la germinació de *P. halepensis* és, però, menor que per a *P. pinaster* i *P. pinea* (Bastide, 1988). El nostre estudi permet demostrar que si el foc acaba amb la vida de tots els arbres adults en una àrea extensa, tots els pinetons apareixen en un lapse de temps curt: la gran majoria durant l'any posterior al foc, i en quantitats ínfimes l'any següent. Nahal (1962) considera que la capacitat germinativa dels pinyons no dura més de dos anys fora de la pinya. Això coincideix amb els resultats obtinguts que indiquen que als 2 anys del foc s'ha esgotat la capacitat germinativa del banc de llavors del sòl. En altres estudis (Trabaud *et al.*, 1985; Richardson, 1988) es varen trobar pinetons de germinació posterior als 2 anys del foc, però en aquests llocs un nombre més gran (Trabaud *et al.*, 1985) o menor (Richardson, 1988) de pins havia sobreviscut al foc en àrees properes.

L'arribada de granes és el factor més important en la distribució de les plàntules a mesura que l'observador s'allunya de la pineda (Acherar *et al.*, 1984). Aquesta distribució es pot explicar com una funció exponencial negativa de la distància (fig. 37): els nostres resultats s'assemblen molt als d'Acherar *et al.* (1984), que troben que només el 3 % de les llavors cauen a més de 24 m dels pins. Per a *P. sylvestris*, la dispersió de llavors o la distribució de plàntules assoleix distàncies més curtes

(Guittet i Laberche, 1974). Altres coníferes amb granes més lleugeres es disseminen a distàncies superiors (Yocom, 1968; Gashwiler, 1969).

Només una part dels pinetons que germinen o són repoblats i comencen a créixer arribaran a arbres. De fet, constatem una mortalitat prematura considerable, en particular durant el primer any. Un factor que resulta determinant durant el primer any és l'eixut (Acherar, 1981; Díaz Antúñez-Barradas i Figueroa, 1983; Bastide, 1988). Al Garraf hem observat una mortalitat en els pins de regeneració natural entre el 30 % i el 40 % durant el primer any; aquesta taxa és màxima durant els mesos de més baixes precipitacions (fig. 61). Guittet i Laberche (1974) també constaten en *P. sylvestris* una màxima mortalitat durant els mesos més secs. Acherar (1981) troba, en estudiar, prop de Montpeller, zones d'abandonament bastant recent a la perifèria de pinedes ben constituïdes, una mortalitat de plàntules durant el primer any compresa entre el 10 % i el 30 %, que té lloc principalment a l'estiu. També poden influir en la mortalitat les disponibilitats nutritives de la llavor. A vegades observem que les plàntules moren a les poques setmanes d'haver germinat, quan encara no sembla haver transcorregut prou temps perquè puguin haver arrelat i passar a dependre més estretament de les condicions del medi. La mortalitat és molt dèbil després del primer any d'edat, en què les plàntules han pogut arrelar i emmotllar-se a les condicions de vida del medi que les envolta (fig. 38). En aquesta fase, el perill més greu és degut a accidents de caràcter mecànic (caiguda de troncs cremats, pastura, trepig, etc.).

Aquesta disminució de la mortalitat en el decurs del temps comporta que, si la font de llavor és contínua en el temps, la distribució dels pinetons per edats s'ajusti millor a una funció potencial que a una d'exponencial (que comportaria una taxa de mortalitat sempre constant), fet amb el qual estaria d'acord Acherar *et al.* (1984) però no Trabaud *et al.* (1985). Això pot explicar-se perquè aquests últims autors varen estimar l'edat pel compte del nombre de nusos de ramificació, i, com hem vist, aquest sistema està mancat de precisió.

En els plançons repoblats, la mortalitat fou molt superior (65-70 %) durant l'any següent a la seva plantació. Segons Cucó (1985), la mortalitat s'iniciaria als 6 mesos i seria superior plantant els pins sota *Erica arborea* o *Cistus* sp. pl. que en llocs descoberts.

La formació de les primeres branquetes obre noves possibilitats de desenvolupament als pinetons. De fet, hem observat que les plàntules que viuen més bé són les que abans es ramifiquen, i que les que més aviat es ramifiquen són les que més creixen. Podem dir que el percentatge de plançons amb branquetes constitueix un índex de la vitalitat de regeneració. Hem vist que en les zones de baix recobriment (més lluminositat) els pinetons desenvolupen abans les seves primeres ramificacions i des-

prés formen més branques que en les zones de recobriment més elevat, on l'arribada de la llum és molt menor per l'abundància de *Q. coccifera* i *B. retusum* (vegeu les fig. 39 i 46).

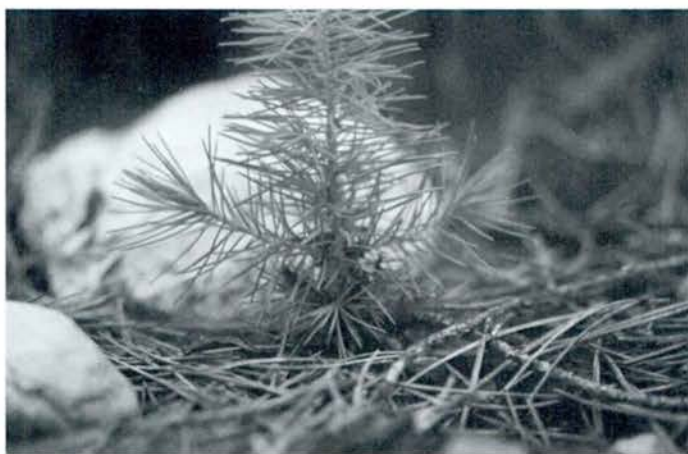
Amb la formació de les primeres fulles aciculars, podem considerar que s'inicia un nou estadi, més complex, de desenvolupament. Segons Panetsos (1981) les fulles secundàries no es produeixen fins al segon any a *P. halepensis*, mentre que a *P. brutia* ja es formen durant el primer any. Això permetria una millor resistència a les glaçades en aquesta espècie en els estadis inicials de desenvolupament. Cal matisar, d'acord amb els nostres resultats, que la formació de les fulles adultes només s'inicia durant el segon any en els pinetons amb més vitalitat, ja que la majoria dels pins de regeneració natural no desenvolupen les seves fulles secundàries fins als 4-5 anys (fig. 40), mentre que els de repoblació ho fan d'una manera més ràpida i en un espai més curt de temps, als 16-22 mesos d'haver estat plantats (2-3 anys d'edat).

Els pinetons perden el brot apical més fàcilment com més tendre és i com més exposat es troba a l'acció dels herbívors (sigui per la freqüentació d'aquests o per la protecció de la vegetació dels voltants). Els pins juvenils estan més exposats a aquest efecte, i les conseqüències seran més dràstiques com més joves siguin. Efectivament, hem observat que els pins que no arriben a l'any han d'haver-se ramificat per sobreviure a la pèrdua del brot més tendre. Quan tenen més edat poden sobreviure al seccionament del brot apical sense haver-se ramificat prèviament. De fet, els que resisteixen l'impacte es ramifiquen al cap de poc temps (fot. 2).

La primera floració, i també la producció de pinyes, depèn estretament de la procedència genètica (Panetsos, 1981). Aquest autor troba una producció de dues a trenta pinyes per arbre en plançons de 6 anys procedents de dues localitats de la Mediterrània oriental. La capacitat germinativa de les llavors també és molt variable, ja que en pinyons recollits en plançons de 5 anys de la mateixa procedència s'observava una germinació del 7 al 54 % de les granes (Panetsos, 1981). Segons Naveh (1975), només una petita fracció dels pinyons són alliberats en assolir la maduresa, ja que les pinyes són seròtines i es van obrint gradualment al llarg de diversos anys (Panetsos, 1981). Segons aquest últim autor, les pinyes poden durar fins a deu anys a l'arbre, sia tancades o sia obertes. Quan hi ha un incendi, totes cauen de l'arbre; les que restaven tancades s'obren ràpidament i asseguren la regeneració. Aquest romanent de pinyons dels darrers anys potencialment fèrtils pot explicar-se com una adaptació a les condicions fluctuants d'un medi on, transcorregut l'incendi, escassegen els possibles depredadors (Gill, 1981; Countinho, 1977, tret de Trabaud, 1987b). Però la presència de pinyes d'anys enrere amb pinyons fèrtils no ha estat formalment demostrada en el pi blanc (Trabaud,

1987b), com ho ha estat en altres pins americans (*Pinus contorta*, *P. banksiana*, *P. attenuata*, *P. muricata*). *P. contorta* i *P. muricata* varien en el grau de serotinitat de les seves poblacions. Per a *P. contorta*, s'ha relacionat la proporció de pinyes tancades amb la freqüència dels focs (Lotan, 1976). *P. attenuata* (Vogl, 1973) i algunes poblacions de *P. muricata* tenen les pinyes tancades en la capçada durant vint anys o més. D'altres espècies, com *P. torreyana*, obren les pinyes en madurar, però les llavors van caient durant tretze anys (McMaster i Zedler, 1981). És possible que hi hagi sensibles diferències entre races (com passa en el cas de *P. brutia*; Panetsos, 1981), i que en els països de la Mediterrània occidental les pinyes del pi blanc rarament siguin seròtines o, que en les pinyes que no s'obren, les llavors no siguin viables. Diferències genotípiques podrien ser també la causa del fet que el pi blanc tregui les primeres pinyes entre els 9 i 10 anys de mitjana (Acherar, 1981) o entre 10 i 12 anys (Boudy, 1950) en localitats de la Mediterrània occidental. Al Garraf hem trobat que l'aparició de les pinyes és encara més tardana: els pins més joves que hem vist amb pinyes tenien 8 anys, però aquestes encara no s'havien obert. Com que les pinyes maduren en dos anys i no deixen caure els pinyons fins al tercer any (Nahal, 1962), no serà fins als 10-11 anys que les primeres llavors arribaran al sòl. Als 14 anys encara no el 20 % dels pins tenia les pinyes obertes. Aquesta proporció s'incrementava al 60 % als 26 anys. Acherar (1981) troba que el nombre de fructificacions és baix fins als 12 anys, però a partir d'aquesta edat creix bruscament, i es pot dir que el nombre de pinyes a l'arbre augmenta de manera exponencial amb l'edat. Segons sembla (Boudy, 1950; comunicació personal dels guardes forestals), aquestes infructescències no donen pinyons viables fins als 15-20 anys d'edat. Si un foc intens acaba amb tots els pins i aquests tenen una edat inferior a la necessària per assolir un nombre suficient de llavors viables (probablement uns 15-20 anys a la majoria de localitats de la Mediterrània occidental), l'extinció del pi blanc de l'indret depèn: 1) de l'extensió del foc; 2) de la distància d'una font alternativa de llavors, i 3) de la incidència de factors biòtics. Aquest últim factor resulta poc important després d'un foc intens en una àrea extensa com és el nostre cas. Els esquirols (sobre l'arbre), els rosegadors i les formigues (en el sòl) són els animals que més influeixen en la predació dels pinyons (Acherar, 1981). Tot això ens fa veure que les pinedes (almenys les de la Mediterrània occidental), per poder persistir, volen cicles d'incendis més llargs que les comunitats arbustives, on dominen les espècies que rebroten o que presenten una ràpida i gran producció de llavors. La successió de dos incendis en uns pocs anys al mateix lloc pot eliminar la pràctica totalitat de la llavor disponible *in situ* i retardar molt una nova colonització.

Els pins de regeneració natural prosperen d'acord amb tres fases característiques. En una primera etapa, els pins es troben envoltats d'una vegetació (arbustiva i herbàcia) més alta que s'ha desenvolupat ràpidament per rebrotada, accedint més de pressa a les reserves nutritives del medi. L'efecte de la vegetació de les proximitats es manifesta d'una manera particularment evident quan aquesta cobreix la major part de l'estructura aèria del pinetó (fig. 43). Aleshores, els pinetons agafen un color verd glauc (etiolament), mentre que els pinetons descoberts tenen un color més viu i una quantitat de fulles molt superior (fot. 3 i 4), la qual cosa expressa que les condicions ambientals poden interferir sobre els processos morfogenètics i fisiològics. Als 8 anys del foc, gairebé tots els pins ja sobresortien de la vegetació arbustiva (com ara *Q. coccifera*) i herbàcia veïna, la qual cosa els permet mantenir un creixement longitudinal i radial de tipus lineal (fig. 49 i 50) i prosseguir el desenvolupament per un nombre creixent de ramificacions (fig. 51). En el cas d'una vegetació amb capacitat de rebrotada alta (com ara l'alzinar), aquesta segona fase difícilment tindrà lloc si el bosc és prou atapeït, a causa del creixement molt inferior dels pinetons enfront de les alzines. Per això les pinedes no poden desenvolupar-se sota els alzinars, car aquests disminueixen dràsticament l'arribada de llum al sotabosc. En canvi, els pins poden crear l'ombra necessària perquè les alzines prosperin. Més tard (probablement vers els 20 anys i, en qualsevol cas, abans dels 26), quan la densitat és elevada, el creixement tendeix a disminuir en uns arbres (suprimits i codominants) per la competència enfront d'uns altres (dominants).



FOTOGRAFIA 3. Els pinetons d'un any d'edat oferien sovint aquest magnífic aspecte en les zones descobertes que havien estat conreades antigament (abandonades abans de 1950).



FOTOGRAFIA 4. Les plàntules de pi blanc d'un any d'edat presentaven generalment aquesta imatge en les àrees de garriga. Fixeu-vos en el color i la densitat foliar i compareu la vitalitat d'aquest pinetó amb la del pinetó de l'altra fotografia.

El creixement vertical anual del pi blanc, obtingut a partir de la fig. 49 (14,5 cm per any), és semblant al trobat per Acherar (1981) als voltants de Montpeller. Aquest autor troba d'11,3 a 14,3 cm per any en set parcel·les diferents. Trabaud *et al.* (1985) trobaren un creixement de 13,4 cm per any, valor que hauria de ser inferior, car aquests autors només mesuren els tres pins més alts de cadascuna de les parcel·les.

Un cop efectuada la repoblació, el creixement fou pràcticament nul en els 12-15 mesos següents a la plantació dels pins. Posteriorment, un cop els pins havien arrelat bé, el creixement s'accelerà i resultà superior a la dels pins de regeneració natural.

El creixement del pi blanc es desenvolupa d'acord amb el següent esquema (Debazac, 1966): els punts vegetatius de la base resten inerts; per sobre, poden formar-se branquillons de creixement limitat (curts); més amunt, un nombre baix de punts vegetatius donen branques llargues reunides en un pseudoverticil. Aquest model es troba un cop o es sobreposa diverses vegades en un mateix creixement anual o en creixe-

ments successius (Debazac, 1966). Pel que hem vist durant el treball de camp corresponent als capítols 8 i 9, no és rar en els pins joves que alguns anys no hi hagi creixement, o, en tot cas, que aquest sigui incomplet, i no es produeixi la formació al final d'aquest període del característic pseudoverticil de ramificacions. Per tant, el model proposat per Debazac (1966) és vàlid sobretot quan els pins presenten unes bones condicions de desenvolupament.

Restabliment del pi blanc en condicions ecològiques diverses

Hem trobat una densitat de regeneració natural semblant en les pinedes cremades situades en zones antigament conreades, si bé el nombre de pins cremats era superior en les zones de més de cinquanta anys d'abandonament que en les de menys de cinquanta anys (taula 32). En les garrigues, la regeneració fou molt superior quan eren quasi planes i es trobaven a les parts baixes dels vessants, mentre que en les zones més inclinades la densitat de pinetons no era tan gran. Això demostra que el restabliment dels pinetons és superior en les pinedes situades en llocs plans ($< 10^\circ$), generalment en la vall o en les parts baixes dels vessants, on els sòls més profunds retenen millor la humitat i on l'arribada de granes és superior, ja que la densitat de pinetons anà des de 4.500 a 20.000 peus per ha (o més, en les zones de conreu abandonades), mentre en les restants zones no va superar mai els 5.500 peus per ha (taules 31 i 32 i plànol 2 –p. 162-163–).

La densitat i el desenvolupament (fig. 52 i 53) de la pineda abans del foc (àrea basal) és el que determina, en primer lloc, l'abundància de la regeneració natural. El recobriment arbustiu, herbaci i/o la superfície relativa que cobreixen els rocs i les pedres podrien incidir sobre la densitat dels pinetons (taula 33). El sòl i el substrat que l'origina també podrien influir-hi i, si bé no disposem de dades que ho demostrin ja que els sòls de Vallgrassa són sempre fersialfítics, diverses observacions efectuades en altres indrets del massís semblen indicar-ho (sempre s'ha dit que el pi blanc creix amb més dificultats en substrats sense calç). En les condicions estudiades (substrat calcari, sòls fersialfítics), i després del foc de 1982, aquelles zones que abans eren pinedes tornaran a ser-ho (si no es cremen de nou abans que els pinetons hagin assolit plenament la fertilitat). Per tant, no cal repoblar els pins en les zones on n'hi havia, car la regeneració és suficient.

Prop de Montpeller, Trabaud *et al.* (1985) trobaren una regeneració menor de *P. halepensis*. Aquests autors varen establir una regressió lineal entre els arbres adults de les zones no cremades pròximes i el nombre de plàntules (dels llocs cremats). En els llocs no cremats no hi havia cap

relació. Abbas *et al.* (1984) també observen que la regeneració del pi blanc després del foc és influïda pel nombre d'arbres que s'havien salvat del foc, si bé no aconsegueixen establir cap relació directa, ja que estudien zones cremades en èpoques diferents. Richardson (1988) observa, en canvi, que quan la densitat d'arbres cremats és elevada (≥ 10.000 peus per ha) la fertilitat (producció de pinyes) i la densitat de plàntules disminueixen. Cal remarcar que aquestes densitats d'arbres cremats són molt superiors a les que hem trobat. Les densitats de plàntules trobades per Richardson (1988) són altíssimes (6.600 a 13.400 per ha) i han estat descobertes en una zona de Sud-àfrica on el pi blanc és al·lòcton, si bé les poblacions s'hi regeneren espontàniament.

El paper del recobriment vegetal (arbusti i herbaci) sobre la densitat de plàntules i la seva supervivència no està prou aclarit. Loisel (1966) troba, després de plantar pinyons en diverses associacions vegetals, que la germinació i prosperitat de les plàntules són baixes en agrupacions on *Brachypodium retusum* era abundant (garrigues, prats de llistó), i també en els alzinars, mentre que en sòls margosos (amb argiles), on dominen els prats de fenàs (*Brachypodium phoenicoides*) o les brolles del *Rosmarino-Ericion*, l'èxit dels pinetons fou molt més gran. Contràriament, Trabaud *et al.* (1985) trobaren una correlació positiva entre el recobriment de *B. retusum* i el nombre de plàntules de pi en garrigues de *Q. coccifera*, i adduïren que és en les clarianes de la garriga on *B. retusum* resulta més abundant i on alhora el pi blanc es pot restablir millor. En brolles més esclarissades (on domina *Rosmarinus officinalis*), la presència de *B. retusum* no influeix en l'accessibilitat del pi blanc (Trabaud *et al.*, 1985). La major part de les parcel·les estudiades per Trabaud *et al.* (1985) es troben sobre sòls margosos. Acherar *et al.* (1984), en terrenys de conreu abandonats, troben una correlació negativa ($p < 0,05$) entre la freqüència d'espècies herbàcies (principalment *B. phoenicoides*) i la densitat de pinetons. Aquests autors expliquen els resultats contradictoris respecte a Loisel (1966) en el fet que la dificultat del pi blanc en una vegetació herbàcia densa es troba en l'arribada de les granes al sòl i el seu enterrament, més que no pas en la germinació i supervivència un cop són al sòl. Això pot explicar el fet que, després d'un foc, el recobriment herbaci no sembla dificultar l'establiment del pi blanc, tal com hem trobat en aquest estudi (taula 33), o havien vist Trabaud *et al.* (1985) en garrigues de *Q. coccifera* dels voltants de Montpeller. Això es produeix perquè, en els llocs on el recobriment herbaci és més important, és on *Q. coccifera* resulta més escàs, i, com hem vist, el recobriment d'aquest arbust contribueix a limitar la densitat dels pinetons (taula 33).

El desenvolupament dels pinetons depèn molt estretament de les condicions del sòl (profunditat i pedregositat d'aquest). El desenvolupa-

ment fou màxim en les zones abandonades fa menys de cinquanta anys, alt però menor en les àrees amb més de cinquanta anys d'abandonament i més baix en els dos tipus de garrigues, pràcticament sense diferències entre les garrigues planes i les garrigues amb inclinació (taula 41). Aquesta mínima diferència entre els dos tipus de garrigues (on la pedregositat era semblant) pot explicar-se perquè l'efecte favorable d'un sòl previsiblement més profund en les garrigues planes (normalment en les parts baixes dels vessants) es contrapesa amb un desenvolupament més gran (més recobriment) de la vegetació arbustiva i herbàcia en aquestes zones (taula 41). Aquesta vegetació més esponerosa ha d'absorbir més recursos i dificulta l'arribada de la llum als pinetons.

La profunditat d'un sòl argilós de tipus fersialític, com el del sector del massís estudiat, afavoreix paral·lelament el desenvolupament de *P. halepensis* i el de *Q. coccifera* (fig. 56), si bé en els llocs pedregosos on *Q. coccifera* era més abundant, *P. halepensis* va créixer menys i resultà menys freqüent (fig. 54, taula 32). Per tant, en les zones abandonades fa més de cinquanta anys *Q. coccifera* és més alt i més escàs (taula 31).

L'absència del brot apical no resultà molt diferent en els diversos tipus de zones. Això és lògic, ja que l'alçària dels pins als 4 anys encara era inferior a la de la vegetació herbàcia o arbustiva dels voltants i el recobriment de l'una i/o l'altra no era gaire diferent en els quatre tipus d'àrees. La pèrdua del brot apical, com hem vist anteriorment, deu estar més estretament relacionada amb el trànsit i la freqüentació dels ramats.

CONCLUSIONS DE LA PART III

Després de l'incendi, la germinació del pi blanc es realitza durant l'any següent a l'incendi i, en un grau molt menor, fins al segon any.

Una part dels pinetons moren al cap de pocs mesos d'haver germinat. La seva mortalitat coincideix amb els primers episodis d'eixut després de la germinació. L'efecte d'aquests episodis és més marcat com més petits són els pinetons. La vegetació dels voltants pot disminuir els efectes d'aquests episodis secs, sempre que no siguin molt extremats. La mortalitat de plàntules és debil després del primer any de la seva germinació o de la seva introducció en una repoblació. Els pins plantats moren més que els de regeneració natural.

En una zona cremada, la regeneració natural depèn sobretot de la densitat i el desenvolupament dels pins cremats. El recobriment arbustiu i la pedregositat semblen dificultar la regeneració. En zones on no hi ha gaires espais lliures (garrigues), els pinetons semblen trobar-se amb més abundància en els llocs amb més recobriment herbaci. Igualment, la

regeneració natural resulta més abundant a les parts més baixes i planes que a les zones més inclinades de més altitud.

La formació de pseudoverticils de ramificació i de les primeres fulles adultes es produeix més aviat com més gran és la vitalitat dels pinetons, i depèn més d'aquesta que de l'edat.

El creixement dels pinetons augmenta en el temps tant o més en mitjana com en dispersió (desviació típica). Un cop han arrelat (més d'un any després de la seva introducció), els pins de repoblació creixen més que els de regeneració natural, atès que només sobreviuen els més ben dotats i els que es troben en llocs prèviament condicionats (aterassats) i lliures de vegetació. Els pinetons coberts per la vegetació dels voltants veuen dificultat el seu creixement per la manca de llum.

Els pinetons es troben generalment més desenvolupats a les zones de conreu abandonades que a les garrigues; en aquestes, els pins presenten menor variabilitat en el seu desenvolupament, si bé hi ha pins de dimensions reduïdes tant en unes zones com en les altres. Dintre de les zones de conreu abandonades, els pinetons creixen més en aquelles de millors condicions que varen ser abandonades més recentment (fa menys de cinquanta anys). El desenvolupament dels pins no varia d'acord amb la posició topogràfica i la inclinació de la garriga, però, en canvi, es veu limitat pel recobriment arbustiu i/o la pedregositat del substrat. Els pinetons assoleixen una alçària superior en aquelles zones on *Q. coccifera* presenta un creixement vertical més alt.

L'arribada dels pinyons al sòl s'inicia cap als 10-12 anys d'edat; als 14 és encara dèbil, mentre que als 26 ja resulta considerable. Com a conseqüència, un interval entre focs (en una àrea extensa i sense quedar gaires arbres vius) inferior als 15-20 anys pot portar a la regressió de la vegetació per la pèrdua de l'estrat arbori de la pineda.

Podem diferenciar tres fases en el desenvolupament dels pins: en la primera (de la germinació fins als 6 o 7 anys), el desenvolupament és lent, en part, a causa de la vegetació arbustiva i herbàcia dels voltants; en la segona (dels 6-7 anys fins als 20 aproximadament), el creixement s'accelera, en assolir els pins una alçària superior a la vegetació veïna; en la tercera fase, el desenvolupament vertical es torna més lent en uns pins en benefici d'uns altres per la competència entre si.

PART IV

**FACTORS ESTRUCTURALS
I RISC D'INCENDI**

INTRODUCCIÓ

Els principals factors que determinen l'evolució i el comportament del foc poden classificar-se en *variables*, és a dir, que poden canviar ràpidament, i *fixos* o *constants*, que tenen un component d'inèrcia que els caracteritza i fa que només canviïn a llarg termini (Deeming i Brown, 1975; Green, 1981). Entre els factors variables tenim els components climàtics i meteorològics, és a dir, el vent, la humitat i la temperatura. Els factors fixos o constants són els topogràfics i els associats al combustible.

La majoria dels incendis forestals, i sobretot aquells que cremen més grans superfícies, es produeixen quan períodes prolongats d'eixut coincideixen amb fortes ventades. El problema és encara més greu quan les temperatures són elevades. Per això, als ecosistemes mediterranis, la majoria dels focs tenen lloc principalment a l'estiu o bé en hiverns secs. Per contra, rarament hi ha incendis als períodes humits de primavera i tardor. Com més humitat (sia com a conseqüència d'unes precipitacions recents o per raó del vapor d'aigua atmosfèric), menys perill que la vegetació es cremi. Les precipitacions constitueixen la principal font d'humitat del combustible. Més important que la quantitat de precipitacions ho és la seva repartició i la seva duració (Hough, 1973). Unes precipitacions poc intenses de llarga duració i repartides equitativament al llarg d'un període determinat (un any, una estació), determinen com a conseqüència un risc d'incendi molt menor que la mateixa quantitat total de pluges caiguda en pocs dies. El vent condiciona sobretot la propagació del foc, tant en la velocitat com en la direcció del front de flames (Trabaud, 1979; Chandler *et al.*, 1983; Pyne, 1984). El vent i la temperatura tendeixen a disminuir la humitat ambiental perquè augmenten l'evaporació. Aquesta influeix en els nivells d'humitat, tant des d'un punt de vista atmosfèric, com microambiental (per exemple, al nivell del sòl), com pel que fa al combustible, és a dir, la vegetació. Com més calorós és el temps, menor serà el gradient de temperatura entre el front de flames i les zones veïnes i, per tant, més ràpida serà la combustió. Els factors topogràfics com pendent, orientació i direcció del front d'incendi són molt importants en l'evolució i propagació del foc. És prou conegut

que els fronts que avancen més ràpidament són aquells que pugen per pendents més accentuats (Chandler *et al.*, 1983). D'altres factors que fan augmentar el risc d'incendi –i que freqüentment s'obliden o no sempre es valoren de la manera adequada– són els inherents a la coberta vegetal, és a dir, al combustible, que és el que en definitiva es crema. Aquests són els que es tracten en els següents capítols d'aquest treball. La quantitat de combustible, la seva disposició i també les característiques físiques i la composició química dels materials vegetals són factors que determinen la seva inflamabilitat i la seva combustibilitat. Aquests dos últims termes, que caracteritzen les propietats d'un material respecte del foc, poden referir-se a conceptes diferents (Anderson, 1970; Delabreze i Valette, 1974; Trabaud, 1976). En aquest treball considerarem *inflamabilitat* la capacitat d'un material de desprendre flama en entrar en contacte amb una font de calor i, *combustibilitat* la facilitat d'un material per cremar desprenent energia i consumint-se. D'aquestes definicions es dedueix que la combustió sempre desprèn fum, però no produeix necessàriament flama. La nostra accepció pràcticament coincideix amb la dels dos darrers autors francesos, que només difereixen en qüestions d'èmfasi o de matís.

Abans de caracteritzar un complex combustible cal conèixer i descriure les característiques físiques, estructurals i químiques dels principals constituents (Trabaud, 1989). Les propietats físiques i estructurals del combustible (al nivell de la partícula o del conjunt del combustible) influeixen en gran manera tant en el risc d'inflamació com, arribat el cas, en el comportament i la propagació del foc. Al nivell de les partícules constituents del combustible, hi ha dues característiques molt importants: la relació superfície/volum i la densitat (o pes específic). En la capa combustible tenen interès: la fitomassa aèria (estretament relacionada amb el contingut calorífic total), la quantitat relativa de material mort (relació mort/viu), la distribució del material per classes o fraccions de gruixària, i la porositat, i també la continuïtat horitzontal i vertical del combustible (Countryman i Philpot, 1970; Green, 1981; Rundel, 1981; Chandler *et al.*, 1983; Pyne, 1984). Algunes d'aquestes característiques són poc variables per a una mateixa classe de partícules (com ara les fulles d'una determinada espècie), i, per tant, depenen, almenys en part, del genotip de l'espècie. En aquest apartat cal incloure la relació superfície/volum, la densitat, el poder calorífic, i, a igualtat de grandària, la distribució per classes de gruixària. Les restants característiques depenen més de les condicions ambientals on creixen les plantes, i no poden generalitzar-se a tota l'espècie. No obstant això, si les condicions ambientals no varien gaire, aquestes propietats poden mantenir certa constància (per exemple, la fitomassa aèria, la relació mort/viu, la porositat) i ser un element comparatiu vàlid entre les diverses espècies.

La humitat del combustible o contingut hídric té una gran influència sobre la seva inflamabilitat i la seva combustibilitat (Wagner, 1961; Pompe i Vines, 1966; Trabaud, 1976), ja que la quantitat de calor necessària per evaporar l'aigua està relacionada amb el contingut hídric del combustible. L'aigua, a diferència dels materials orgànics, no produeix mai gasos inflamables; per contra, afavoreix la dissolució d'aquests. El contingut hídric màxim que pot tenir un combustible, i que li permet la inflamació, s'anomena *humitat d'extinció*. Aquesta és molt variable segons el tipus de combustible, però és generalment menor en vegetals morts o en gramínies que en combustibles llenyosos vius (Chandler *et al.*, 1983). El contingut hídric del combustible és potser el factor més important sobre el qual es basen els principals models interpretatius i/o predictius del comportament del foc i la seva propagació (Rothermel, 1972; Wagner, 1974; Trabaud, 1979; Cheney, 1981). La humitat d'extinció també intervé en el primer dels models esmentats. El contingut d'aigua varia segons el tipus de combustible (viu o mort) i el grau d'eixut.

Els materials vius presenten sempre una quantitat més elevada i constant d'aigua, gràcies als seus mecanismes de regulació hídrica. El contingut hídric varia amb l'espècie i depèn en aquesta de factors climàtics, de l'estació i de l'estat fenològic de la planta (Olivier, 1975; Trabaud, 1983c). A la primavera, en produir-se la pujada de la saba i el creixement, és quan la planta té més aigua. Segons Green (1981), durant la primera part de la primavera, el contingut hídric pot ser el doble en branquillons de diàmetre menor de 0,3 cm respecte de branques d'1,3 cm o més. A partir de juny, amb la lignificació dels brots, disminueix molt, i assoleix valors mínims a l'estiu (eixut). Després, en algunes espècies i segons els anys, el contingut hídric pot continuar baix fins a l'inici de la primavera (Olsen, 1960; Pirsko i Green, 1967; Countryman, 1974), o augmentar sensiblement abans, com a conseqüència de les pluges tardorals (Dell i Philpot, 1965; Terradas, 1972; Olivier, 1975; Trabaud, 1983c). També s'observen fluctuacions en una mateixa estació (estiu) quan l'estrès hídric és prou intens (Papió, 1988b).

Als materials morts el contingut hídric és generalment menor, especialment en els períodes secs, ja que perden fàcilment l'aigua. Els materials morts intercanvien l'aigua d'una manera passiva i com a conseqüència de diferències respecte a l'atmosfera que els envolta. La taxa d'intercanvi és més alta com més gran és el gradient respecte al medi circumdant i a la superfície d'intercanvi (per exemple, una capa de virosta té un intercanvi més dinàmic que una capa igual de troncs). Byran (1963) va observar que el contingut hídric dels materials morts disminueix exponencialment quan són assecats en condicions de laboratori. Com a conseqüència, va definir el terme anglès (de difícil traducció) *timelag*

com el temps necessari perquè els combustibles perdin els 2/3 de la diferència entre la seva humitat inicial i el seu contingut hídric d'equilibri. Aquest concepte s'ha revelat molt útil en la predicció de la humitat dels combustibles morts. Els autors americans freqüentment han classificat els materials pel seu *timelag* en comptes de fer-ho pel diàmetre. Hi ha, de fet, una relació directa entre *timelag* i diàmetre: combustibles prims ($< 0,64$ cm) tenen un baix *timelag* (1 hora), mentre que combustibles de 1.000 hores-*timelag* tenen un diàmetre molt gruixut (7,6-20,3 cm). Estudis posteriors més acurats (Fosberg, 1970) han demostrat que, de fet, el contingut hídric no disminueix exactament d'acord amb una funció exponencial. No obstant això, la divergència és petita —especialment durant els primers estadis de dessecació— i es considera la funció exponencial una aproximació pràctica i àmpliament acceptada (Chandler *et al.*, 1983). Altres estudis (Nelson, 1969) han mostrat que la teoria física de la difusió permet d'explicar el paper de la gruixària i la temperatura en la pèrdua d'aigua dels materials morts, però no el de la humitat atmosfèrica.

S'han proposat diversos models predictius del contingut hídric dels combustibles en el camp: el de Brackebush (1975) s'aplica a troncs tallats en períodes d'alt risc d'incendi (de maig a novembre), el de Fosberg (1972) relaciona les precipitacions amb el contingut hídric de combustibles morts, finalment, el de Burgan (1979) s'aplica a vegetals vius (independentment per a herbes i arbusts). Aquest últim es basa en funcions més o menys complexes i variables segons la fase del cicle fenològic.

Altres substàncies químiques també poden influir o alterar la combustió i el comportament del foc (Rundel, 1981). Aquestes són: els compostos orgànics solubles en èter i alcohol benzílic, i també d'altres components minerals diferents de l'aigua (cendres, fosfats). Les substàncies solubles en èter o en alcohol benzílic tenen pràcticament sempre un poder calorífic molt més alt (Philpot, 1969*a* i 1969*b*; Philpot i Mutch, 1971) que els components orgànics vegetals més freqüents (cel·lulosa, lignina...). Es caracteritzen perquè s'inflamen a temperatures relativament baixes i desprenen gasos amb un alt contingut energètic (Rundel, 1981). La seva concentració és més alta en els combustibles vius que en els morts, cosa que fa augmentar la humitat d'extinció en els primers (Rothermel, 1976, citat per Trabaud, 1989), i és variable segons les espècies o fins i tot en aquestes pot variar segons l'època de l'any. S'ha vist que *Cistus ladanifer* és molt més inflamable que les altres espècies del mateix gènere, i això sembla degut als monoterpens que conté (Jurhren, 1966). En algunes espècies del *chaparral* californià s'ha comprovat un augment d'aquestes substàncies paral·lel al del contingut calorífic de juny a setembre (Richards, 1940; Philpot, 1969*b*). Aquest fenomen sembla reproduir-

se en algunes espècies del nostre país (*Erica arborea*, *Quercus coccifera*), però no en altres, com *Pinus halepensis* o *Ulex parviflorus* (Doat i Valette, 1981). Els compostos minerals inorgànics (sals minerals), i més concretament el contingut de cendres sense silici (Mutch i Philpot, 1970), actuen com a retardadors de la inflamació en fer disminuir la taxa de volatilització i augmentar els residus de la combustió (Philpot, 1970). Això explica per què les espècies pròpies de sòls salins (*Atriplex*, *Tamarix*...) cremen malament (Waisel i Friedman, 1965). Sembla que determinats compostos minerals com el fòsfor o el calci podrien tenir un paper ignífug més actiu que d'altres (Philpot, 1970).

La quantificació de les propietats esmentades referents al combustible és necessària per a l'elaboració i aplicació de models matemàtics que permetin avaluar el risc d'incendi, el comportament probable del foc i el seu impacte. Rothermel (1972) va idear un model matemàtic predictiu del comportament i evolució del foc en els incendis forestals. La novetat d'aquest model és que integra els components fixos o constants (que enumeràvem a l'inici d'aquesta introducció) amb els variables. Constitueix el primer intent seriós i reeixit d'incloure informació referent al combustible en un índex de perill d'incendi. El model considera separatament el paper de cadascuna de les propietats físiques, químiques o estructurals enumerades referents a la coberta vegetal o a les partícules combustibles, a més dels components climàtics tradicionalment considerats en tots els índexs de perill. El model de Rothermel disposa d'una àmplia adaptabilitat a situacions molt diverses. Això permet d'estimar o predir els principals paràmetres descriptius del comportament del foc en condicions diferents de clima, orografia i vegetació. Aquest model s'ha adaptat per ser utilitzat en forma de sèries de gràfics o de programa informàtic (Albini, 1976a i 1976b). El model de Rothermel s'ha aplicat per predir la variació del comportament del foc respecte de l'edat en el *chaparral* californià (Rothermel i Philpot, 1973), i també puntualment en ecosistemes mediterranis d'altres continents (Wilgen *et al.*, 1985; Malanson i Trabaud, 1988b).

El National Fire-Danger Rating System dels EUA (Deeming *et al.*, 1972), es basa en el model esmentat de Rothermel. Tots els paràmetres fixos esmentats referents al combustible (físics, químics i estructurals) combinats permeten diferenciar múltiples possibilitats. D'acord amb les seves propietats combustibles, s'han agrupat les formacions vegetals dels EUA en nou combinacions tipus anomenades *fuel models* (Deeming *et al.*, 1972; Deeming i Brown, 1975). Cada *fuel model* específic reflecteix una combinació típica de les propietats esmentades pròxima a la realitat. Els principals paràmetres dels combustibles que permeten diferenciar aquests nou models són (Deeming i Brown, 1975): distribució de la

fitomassa per classes diametral, relació superfície/volum dels combustibles primis i alçària del recobriment.

L'avaluació de les propietats combustibles de les espècies més freqüents és de gran utilitat per a la confecció de mapes de combustibles vegetals. Aquests plànols són una eina de gran utilitat per a la prevenció del foc i per extingir-lo (Trabaud, 1974 i 1980a).

OBJECTIUS

En aquesta part, ens proposem avaluar i donar a conèixer les principals característiques i índexs de tipus morfològic i estructural (vegeu-ne la relació detallada al § 11.3), i també el contingut hídric i la seva dinàmica estival en un conjunt d'espècies mediterrànies.

En el capítol 11 es fa una anàlisi completa de l'estructura aèria i una comparació detallada de les unitats combustibles (*fuel particles*) que la constitueixen. L'estudi es porta a terme en una garriga madura pròxima a Montpeller. Se centra en cinc espècies arbustives freqüents tant al sud-est de França com a Catalunya i també en altres regions de la conca mediterrània. Tots els materials que conformen la capçada arbustiva han estat considerats (excepte òrgans transitoris com flors o les fulles de *G. scorpius*). En el capítol 12 es fa una anàlisi detallada del contingut hídric estival de les principals espècies vegetals de les garrigues i pinedes del Garraf i de les seves variacions al llarg de l'estiu. Interessava veure l'efecte de les pluges i de l'eixut (entès com el nombre de dies transcorreguts des de les darreres precipitacions), i també la presència (pineda) o absència (garriga) d'una coberta arbòria de pins. Finalment, en el capítol 13 s'efectua un estudi de la major part dels paràmetres analitzats en els capítols anteriors mitjançant un plantejament més senzill i àgil que permet incloure i comparar un nombre molt més elevat d'espècies llenyoses (14-16), entre les quals n'hi ha de considerades pioneres i d'altres característiques de fases més avançades de la successió. Finalment, es discuteixen el paper dels índexs i paràmetres avaluats en la inflamabilitat i combustibilitat del material vegetal, i també en el comportament i propagació del foc.

El coneixement de les propietats combustibles de les principals espècies llenyoses de la conca mediterrània és encara mínim al nostre país, malgrat el paper decisiu que tenen en el comportament del foc. Sovint es prescindeix de les diferències de combustibilitat de les diverses formacions vegetals, la qual cosa comporta una determinació deficient del risc d'incendi. La predicció del risc d'incendi ens donarà les bases precises per emprendre les mesures de prevenció i planificació adequades, i també per

plantejar les accions tècniques correctores més convenients en cada cas. Cal tenir en compte que el combustible és l'únic factor amb incidència sobre el foc (comportament, risc) sobre el qual l'home pot intervenir o pot modificar (foc prescrit, estassades, pastura, podes). Freqüentment, el sotabosc s'ha «netejat» d'una manera pràcticament indiscriminada. D'altra banda, estudis com el present aporten la informació tècnica necessària per plantejar mesures més racionals que poden comportar, en els casos que sigui necessari, afavorir unes espècies i evitar la proliferació d'unes altres.

11. Característiques estructurals de cinc espècies arbustives de la garriga mediterrània

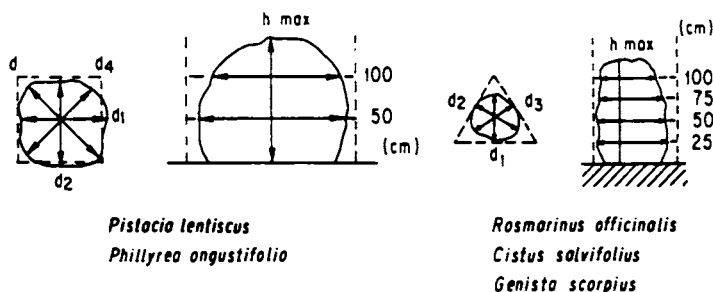
11.1. Àrea d'estudi

L'estudi corresponent a aquest capítol es va portar a terme al sud de França. L'àrea de mostreig se situa al turó anomenat Puech-du-Mas-du-Juge (municipi de Sant Gèli) a uns 10 km al nord de Montpeller i a uns 20 km del mar. Les condicions generals de l'àrea han estat ja descrites, ja que aquesta zona ha estat el marc de diversos estudis sobre l'impacte ecològic del foc des de 1969 (Trabaud, 1979; 1980*b* i 1984). El clima de l'àrea és mediterrani humit, d'acord amb la classificació d'Emberger (1942 i 1971): les precipitacions són de 919 mm anuals i la temperatura mitjana anual, de 13,2 °C (període entre 1969 i 1987). Hi ha dues estacions extremes: l'hivern, generalment plujós i amb temperatures baixes, i l'estiu, calorós i generalment sec. La temperatura mitjana mínima del mes més fred (gener) és de 2,4 °C i la mitjana de les màximes del mes més càlid (juliol), de 28 °C. La zona d'estudi es troba al vessant sud-oest del puig; el pendent és bastant regular i té uns 10° d'inclinació. L'altitud és d'uns 130 m. El substrat és calcari i els sòls rogencs, de tipus fersialític; hi ha menys roques, i les pedres es troben més fragmentades que al Garraf.

L'estudi de camp s'ha realitzat en una garriga de *Quercus coccifera* de més de trenta anys d'edat des de l'últim incendi. La garriga estudiada era bastant densa i homogènia. En aquestes condicions, la probabilitat d'incendi és molt alta. Les característiques estructurals de l'espècie dominant (*Q. coccifera*), ja han estat estudiades (Malansón i Trabaud, 1988*a*). El present estudi s'ha centrat en cinc espècies arbustives molt abundants en comunitats arbustives de la conca mediterrània (garrigues, brolles). Aquestes són (de menors a majors dimensions): *Cistus salvifolius* (una cistàcia amb fulles malacofil·les), *Rosmarinus officinalis* (una labiada amb fulles estretes i revolutes), *Genista scorpius* (una lleguminosa espinosa amb fulles incipients presents solament durant un temps curt, uns dos mesos a la primavera), *Phillyrea angustifolia* (una oleàcia amb fulles planes i esclerofil·les) i *Pistacia lentiscus* (una anacardiàcia amb fulles més grans i compostes).

11.2. Mètodes

L'estudi de camp i de laboratori es va portar a terme des de desembre de 1985 fins a febrer de 1986. De cadascuna de les espècies estudiades es varen escollir cinc (*P. lentiscus*) o sis (les altres espècies) individus representatius de les classes de volum existents a la població. Els individus de volum reduït varen ser exclosos del mostreig perquè eren poc freqüents, es trobaven generalment en clarianes i tenien previsiblement una edat més jove que la major part de la formació arbustiva. Per tal d'establir-ne la forma i les dimensions, cadascun dels individus triats va ser mesurat. Les mesures són l'alçària màxima (des de la base de l'arbust al nivell del sòl fins al punt més alt de la capçada) i l'amplària de la capçada per estrats. L'alçària màxima es prengué des de la base de les tiges al nivell del sòl fins al punt més alt de la capçada (fig. 57). L'amplària es mesurà cada 25 cm (a *C. salvifolius*, *R. officinalis* i *Genista scorpius*) o cada



$$\begin{array}{l}
 P \\
 PT \\
 PT
 \end{array}
 \begin{array}{c}
 \text{Diagram of a paraboloid (P) and a truncated paraboloid (PT) with a semi-elliptical base. The diagram shows a cross-section of the plant structure with horizontal lines indicating measurement points.}
 \end{array}
 \begin{array}{l}
 v = \frac{h}{2} A_b \\
 A_b \text{ (or } A_s) = \pi R r \\
 v = \frac{h}{2} (A_b + A_s)
 \end{array}$$

FIGURA 57. Vista en secció de l'estructura metàl·lica utilitzada per mesurar les dimensions de cadascun dels individus estudiats. El contorn i les mesures realitzades s'han representat en línies contínues, mentre que l'estructura metàl·lica s'ha dibuixat en línies discontinúes. A l'esquerra de cada dibuix s'han indicat els diàmetres utilitzats per mesurar l'amplària de la capçada. Al dreta, s'ha representat la secció d'un paraboloid (P) i d'un paraboloid truncat (PT) de base el·líptica corresponent a la forma dels diferents trams de la capçada. Així mateix, donem les expressions matemàtiques corresponents al volum d'aquestes figures (V: volum; A_b : àrea de la base; A_s : àrea superior; h : alçària; R : radi màxim de l'el·lipse; r : radi mínim de l'el·lipse). Si $d_4 < d_3 < d_2 < d_1$, $R = d_4 + d_3/2$ i $r = d_2 + d_1/2$ quan varen ser mesurats quatre diàmetres. Quan es mesuraren tres diàmetres, aleshores $R = d_3 + d_2/2$ i $r = d_1 + d_2/2$, on $d_3 < d_2 < d_1$.

50 cm (a *P. angustifolia* i *P. lentiscus*). A cada nivell es varen obtenir tres o quatre diàmetres segons la forma de l'espècie. Per diferenciar els estrats, disposàvem d'una estructura metàl·lica desmuntable amb base quadrada o triangular constituïda per peces d'1 o 2 m de costat que adaptàvem d'acord amb la forma i les dimensions de la capçada. Les mesures efectuades ens proporcionen una estimació del volum dels diversos trams de la capçada de cadascun dels individus estudiats.

Un cop mesurat cadascun dels individus, es van tallar les branques superiors de l'arbust corresponents a l'estrat més alt. De la mateixa manera es va procedir successivament amb els restants nivells. El material de cadascun dels estrats es guardà separatament en bosses de plàstic i després es transportà al laboratori, on s'emmagatzemà en una cambra freda (4 °C).

Més endavant, al laboratori es va classificar el material en diverses fraccions. La fusta morta (més seca i sense fulles) se separà de la resta de material viu (tendre i amb més o menys fulles). D'aquest últim, es van separar les fulles de la fusta. Posteriorment, les tiges, les branques o els branquillons (vius i morts) es varen ordenar per classes diametral de gruixària ($\emptyset < 2,5$ mm, $2,5 \leq \emptyset < 5$ mm, $5 \leq \emptyset < 10$ mm, $10 \leq \emptyset < 20$ mm i $\emptyset \geq 20$ mm). Finalment, els materials diferenciats es varen introduir a l'estufa (tres dies a 80 °C) per obtenir-ne posteriorment el pes sec.

Els individus estudiats poden agrupar-se en dues classes, d'acord amb el seu pes i les seves dimensions (taula 43). Podem diferenciar una classe d'individus més grossos (classe A) i una altra de més petits (classe B). Per a *R. officinalis*, *G. scorpius*, *C. salvifolius* i *P. angustifolia*, els individus de la classe A són els més alts, mentre que per a *P. lentiscus*, els individus de la classe A són els que tenen la capçada més ampla.

Dels cinc o sis individus tallats per espècie, se'n varen escollir dos: un de la classe A i un altre de la classe B. En aquests individus, per a cadascuna de les fraccions diferenciades es va obtenir la superfície i volum (en fresc).

La superfície de les fulles es va mesurar en una mostra per estrat de cadascun dels individus prèviament triats. El còmput total d'aquestes fulles corresponia, com a mínim, al 20 % de les fulles de l'estrat corresponent. Cadascuna de les mostres de fulles (encara verdes) fou fotocopiada i, posteriorment, les còpies foren introduïdes en un aparell integrador de l'àrea foliar. El pes sec de cada mostra va ser obtingut separatament.

El volum de tiges (per a cada classe diametral), fulles o espines (a *Genista scorpius*) va ser obtingut per diferències de nivell en submergir-les en una proveta amb aigua. Un mínim de dues mostres per espècie i fracció varen ser analitzades per obtenir el seu pes específic (densitat).

Les tiges classificades es varen seccionar fins a aconseguir formes regulars cilíndriques. El diàmetre d'una mostra de quaranta a setanta

TAULA 43. Descripció de les característiques estructurals de cadascun dels individus estudiats. H: alçària màxima; R: radi màxim de capçada; P: pes total de l'arbust; V: volum total de la capçada; B: fitomassa (en kg· m⁻² de sòl recobert); classes d'individus: A (més alt o més gros), B (més baix o més petit).

	Cl	H (cm)	R (cm)	P (g)	V (dm ³)	B
<i>C. salvifolius</i> ^a	A	93	26,0	144,8	55,4	1,1
	A	74	26,5	209,2	25,3	1,1
	A	95	21,2	271,2	28,5	2,4
	B	72	27,0	152,6	63,4	0,7
	B	48	13,7	47,0	12,2	1,0
	B	61	19,7	108,0	41,4	1,0
<i>R. officinalis</i>	A	97	33,7	737,7	162,4	2,6
	A	117	34,5	1.050,3	106,4	5,0
	A	112	6,0	2.107,3	416,4	3,0
	B	84	38,2	773,0	117,7	2,2
	B	63	19,2	177,3	30,8	1,5
	B	66	19,7	205,1	40,5	1,9
<i>G. scorpius</i>	A	138	18,2	841,0	33,6	11,5
	A	158	25,0	1.289,2	64,8	10,0
	B	73	14,0	110,7	10,0	2,7
	B	88	13,7	111,2	16,5	2,6
	B	114	19,0	248,5	34,8	2,7
	B	81	22,0	236,7	38,0	2,0
<i>P. angustifolia</i>	A	143	32,0	1.813,1	149,3	9,6
	A	165	51,2	2.965,6	549,0	5,0
	A	140	58,7	2.765,0	350,1	5,9
	B	85	54,5	837,2	320,9	1,2
	B	98	48,0	963,6	297,5	1,8
	B	86	34,5	546,5	62,7	4,0
<i>P. lentiscus</i>	A	106	146,5	15.820,4	3.447,6	2,9
	A	121	65,2	5.559,1	907,8	4,5
	A	118	49,7	1.609,6	286,0	2,9
	B	112	47,5	1.419,0	313,8	3,6
	B	107	50,0	1.532,8	237,8	3,6

^a *Cistus salvifolius* presentava dues morfologies molt diferents: individus creixent barrejats entre la vegetació arbustiva (més petits i generalment més alts: classe A), i individus creixent en espais buits lliures de vegetació (més grossos, amb forma regular i generalment més baixos: classe B).

tiges es va mesurar per a les dues classes diametral inferior a 5 mm. Per a les classes superiors, el nombre absolut de tiges mesurades fou menor, però sempre més gran del 50 % del total existent en els dos individus prèviament escollits.

A les espines de *G. scorpius* es va mesurar el diàmetre de la base i la llargària de la forma cònica a què s'aproximen. Les mesures varen ser preses a una mostra mínima de cent espines (vives i mortes).

11.3. Paràmetres avaluats

El procediment descrit a l'apartat anterior ens permet obtenir diversos paràmetres estructurals directament relacionats amb la inflamabilitat i/o la combustibilitat. Aquests són els següents (indiquem en lletra cursiva la seva accepció originària anglesa):

a) Càrrega combustible (*canopy fuel loading*) que correspon al pes sec per unitat de superfície de projecció de la capçada sobre el sòl. Aquesta s'ha obtingut a partir del valor superior de secció de capçada de cadascun dels individus mesurats.

b) Relació mort/viu (*live to dead fuel ratio*): és el quocient del pes total de material mort respecte al de material viu.

c) Distribució del material per classes de grandària (*size distribution*): ens interessa sobretot per comparar i diferenciar la proporció relativa de les fraccions més combustibles (fulles, tiges de menor gruixària).

d) Càrrega combustible dels materials més primers (*fuel loading by size class*): es refereix a la càrrega disponible d'aquests materials, que són els que realment es cremen en la majoria dels incendis (*available canopy fuel loading*). En aquest apartat hem inclòs les fulles, i també les tiges (vives i mortes) d'un diàmetre menor de 5 mm.

e) Porositat (*fuel bed porosity*) s'ha calculat a partir del volum total de la capçada (V_t) i del que realment ocupa el material vegetal (volum del combustible, V_c), estimat a partir del seu pes sec i de la seva densitat (d).

$$Po = V_t/V_c,$$

on $V_c = P/d$.

f) Distribució vertical de la càrrega (*vertical distribution of fuel loading*). Ens interessa especialment la localització dels materials primers (fulles, tiges de diàmetre inferior a 5 mm) i l'estat en què es troben (viu o mort).

g) Densitat del material vegetal (*particle density*), obtinguda a partir del volum (en fresc) i del pes sec.

b) Relació superfície/volum (*surface-to-volume ratio*). Es simbolitza amb la lletra grega σ (sigma). Per a una tija cilíndrica, la relació superfície/volum és igual a:

$$\sigma = S/V = (2\pi rl)/(\pi r^2 l) = 2/r = 4/d,$$

on

r: radi de la tija

d: diàmetre (o gruixària) de la tija

l: llargària de la tija

S: superfície externa de la tija

V: volum de la tija.

Per a les espines (a *G. scorpius* i *U. parviflorus*), la relació superfície/volum es va obtenir a partir del seu diàmetre a la base (2r) i de la seva llargària (l). Les expressions aritmètiques aplicades a la forma cònica a què s'aproximen són les següents:

$$S = \pi rl$$

$$V = \pi (1/3)r^2 \sqrt{l^2 - r^2},$$

on S i V tenen idèntic significat que en el cas anterior.

i) Contingut hídric (*fuel moisture*) corresponent al pes de l'aigua (diferència entre pes fresc i pes sec) respecte al pes fresc. Aquest paràmetre s'estudiarà amb detall als capítols 12 i 13.

Els resultats obtinguts per a les diverses espècies s'han comparat estadísticament mitjançant una anàlisi de la variància ($p < 0,05$). Per comparar les diferències entre tots els possibles parells d'espècies, s'ha aplicat el test de Scheffe ($p < 0,05$).

11.4. Resultats

Càrrega combustible

Els resultats obtinguts són generalment més elevats per als individus més desenvolupats (classe A) respecte als de dimensions més reduïdes (taules 43 i 44). No s'han observat diferències significatives entre els individus de les classes A i B a *C. salvifolius* ni a *P. lentiscus*. *C. salvifolius* és un arbust baix i poc dens, amb individus que no es diferencien gaire; mentre que *P. lentiscus* presenta un desenvolupament vertical limitat (no es trobaren individus amb alçàries gaire diferents, i les variacions entre els individus es manifesten sobretot en la superfície recoberta per la capçada).

TAULA 44. Fitomassa (en $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) i relació mort/viu (D/L) per a les cinc espècies estudiades (mitjana $\pm$ error estàndard).

	classe A*	classe B*	D/L**
<i>C. salvifolius</i>	$1,54 \pm 0,41a$	$0,88 \pm 0,08a$	$0,19 \pm 0,04ab$
<i>R. officinalis</i>	$3,53 \pm 0,79ac$	$1,87 \pm 0,19b$	$0,11 \pm 0,04b$
<i>G. scorpius</i>	$10,74 \pm 0,80b$	$2,51 \pm 0,17b$	$0,34 \pm 0,06a$
<i>P. angustifolia</i>	$6,84 \pm 1,41bc$	$2,33 \pm 0,83b$	$0,19 \pm 0,03ab$
<i>P. lentiscus</i>	$3,71 \pm 0,77ac$	$3,34 \pm 0,22b$	$0,19 \pm 0,04ab$

* Els nombres en una mateixa columna no seguits per una mateixa lletra són estadísticament diferents ($p < 0,05$).

** Els nombres en una mateixa columna no seguits per una mateixa lletra són estadísticament diferents ($p < 0,05$); però *G. scorpius* és significativament diferent de totes les altres espècies quan $p < 0,10$.

Si comparem les espècies entre si, *G. scorpius* i *P. angustifolia* presenten els valors màxims, amb notables diferències entre les dues classes d'individus (taula 44); *P. lentiscus* té una posició intermèdia (excepte en els individus de la classe B); *R. officinalis* presenta valors sempre intermedis, i *C. salvifolius* sempre té els valors inferiors.

Relació mort-viu

G. scorpius és l'espècie que més es diferencia de totes les altres i la que presenta els valors màxims (taula 44). *R. officinalis* és l'espècie amb valors més baixos. Les restants espècies presenten resultats similars.

Distribució del material per classes o fraccions

En aquest apartat hem diferenciat les fulles i les tiges (vives i mortes) amb un diàmetre fins a 5 mm (taula 45), ja que són els materials més inflamables i els que cremen en la majoria dels incendis que es produeixen a la conca mediterrània. Tret de *G. scorpius*, que no tenia fulles durant el període de mostreig, la proporció de fulles varià poc entre les diverses espècies (de 15,8 % a 22,8 %). Respecte de les tiges més primes ($\varnothing < 2,5$ mm), *G. scorpius* té el valor màxim, que arribà gairebé al 50 % entre els materials vius (29,8 %) i els morts (20,2 %); el segueix *C. salvifolius*, amb un 35 % (un 15 % del total era mort). En contraposició, *P. lentiscus* no arribà al 8 % (3,4 % mort), ja que les branques més gruixudes hi tenen més importància.

La proporció de tiges amb un diàmetre entre 2,5 mm i 5 mm fou sempre inferior. No arribà mai al 15 % del total per a les tiges vives

TAULA 45. Distribució (en % sobre el pes total mitjana $\pm$ error estàndard)* de les fraccions més inflamables.

	Fulles	Classes diametral de les tiges					
		$\varnothing < 2,5$ mm		$2,5 < \varnothing < 5$ mm		Total	
		Viu	Mort	Viu	Mort	Viu	Mort
<i>C. salvifolius</i>	20,4 $\pm$ 2,7a	21,1 $\pm$ 2,5ab	14,5 $\pm$ 2,5ab	25,6 $\pm$ 1,6a	1,0 $\pm$ 0,6a	67,1 $\pm$ 5,7a	15,5 $\pm$ 2,7ab
<i>R. officinalis</i>	22,8 $\pm$ 4,3a	18,9 $\pm$ 3,5a	7,3 $\pm$ 1,8bc	14,9 $\pm$ 2,0b	1,6 $\pm$ 0,8a	56,6 $\pm$ 9,2ab	8,9 $\pm$ 2,6b
<i>G. scorpius</i>	0,0 $\pm$ 0,0	29,8 $\pm$ 2,7a	20,2 $\pm$ 3,7a	14,1 $\pm$ 3,0b	3,3 $\pm$ 0,7ab	43,8 $\pm$ 4,4ab	23,6 $\pm$ 3,4a
<i>P. angustifolia</i>	15,8 $\pm$ 2,1a	16,2 $\pm$ 2,3a	9,7 $\pm$ 0,9ab	11,1 $\pm$ 0,7b	4,0 $\pm$ 1,0ab	43,1 $\pm$ 3,9ab	13,7 $\pm$ 1,8ab
<i>P. lentiscus</i>	18,7 $\pm$ 2,0a	4,5 $\pm$ 0,4b	3,4 $\pm$ 0,6c	10,3 $\pm$ 1,2b	6,6 $\pm$ 1,2b	33,5 $\pm$ 3,1b	10,0 $\pm$ 1,7b

* Els resultats varen ser comparats mitjançant una anàlisi de la variància, i posteriorment es varen comparar totes les espècies entre si per mitjà d'un test de Scheffe ($p < 0,05$). Els nombres seguits per una lletra diferent són estadísticament diferents.

excepte per a *C. salvifolius*, en el qual les tiges més gruixudes no superaven els 10 mm de diàmetre (taula 45). La proporció de tiges mortes fou encara més baixa i varià poc.

Càrrega combustible dels materials més prim

G. scorpius fou l'espècie amb més quantitat de material més prim ($\varnothing < 5$ mm): 5,3 kg·m⁻² els individus de la classe A i 1,9 kg·m⁻² els de la classe B. D'aquests, més de la tercera part eren morts (fig. 44). En segon lloc, tenim *P. angustifolia*, en la qual es van obtenir 3,5 kg·m⁻² per als peus de la classe A, mentre que els de la classe B no variaren gaire de la resta de resultats (1,5 kg·m⁻²). En ambdós casos prop del 25 % del total fou material mort. En tercera posició situem *R. officinalis* i *P. lentiscus*, sense marcades diferències; *R. officinalis* presentà un total d'1,8 kg·m⁻² de fulles i branquillons menors de 5 mm en la classe A (dels quals el 25 % fou mort) i 1,4 kg·m⁻² en la classe B (on les parts mortes no arribaren al 5 %). Aquesta diferència en la proporció de materials morts s'explica per la petita grandària dels individus de la classe B, que presentaven un desenvolupament reduït (probablement eren molt més joves), i perquè creixien en llocs sense vegetació arbustiva pròxima, la qual cosa explica també la quantitat elevada de fulles en aquesta classe d'individus en comparació amb tots els resultats restants (fig. 44). Per a *P. lentiscus* es van obtenir 1,5 kg·m⁻² en ambdues classes (A i B), però pràcticament el 35 % d'aquesta quantitat fou material mort en la classe A i només el 20 % en la classe B. Aquesta diferència s'explica si tenim en compte que els individus més grossos tenen una capçada més gran i complexa, amb una

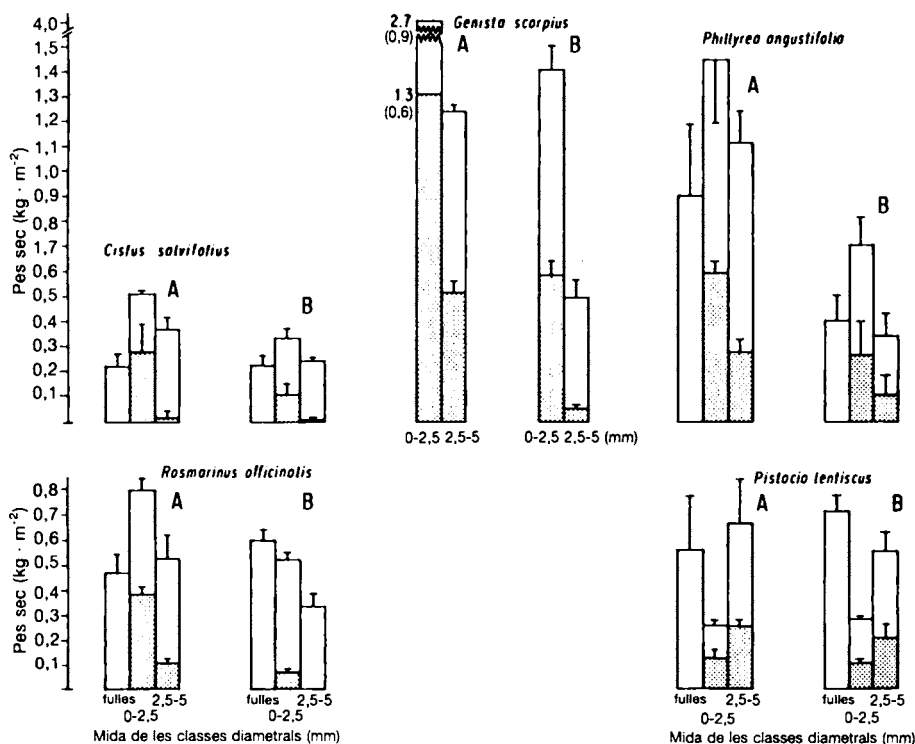


FIGURA 58. Pes de les fraccions més primes per a cadascuna de les classes d'individus de les espècies estudiades. Els materials morts es representen en puntejat; els vius, en blanc. Per als valors extrems de la classe A (*G. scorpius*), la mitjana i l'error estàndard (entre parèntesis) dels materials vius i dels morts s'indiquen a l'esquerra de l'histograma.

probabilitat més gran de competència entre les diverses parts d'un mateix individu. Un tret remarcable de *P. lentiscus* és que sempre presentà quantitats mínimes dels branquillons més primers (< 2,5 mm), menys de 0,3 kg·m⁻², mentre que en totes les espècies restants aquesta fracció fou més important (fig. 44). Finalment, *C. salvifolius* tingué els valors més reduïts (1,1 kg·m⁻² la classe A i 0,8 kg·m⁻² la classe B). Cal dir que aquesta espècie es troba sovint barrejada amb l'arbust dominant (*Q. coccifera*). La competència entre les dues espècies es manifestà en la superior quantitat de material mort en els individus de la classe A (27 %, enfront del 15 % de la classe B).

TAULA 46. Porositat de la capçada: màxim (M) i mínim (m) per espècie (mitjana $\pm$ error estàndard)^a.

	M	m	$\bar{X} \pm Se$
<i>C. salvifolius</i>	195,8	54,8	131,5 $\pm$ 25,9
<i>R. officinalis</i>	126,9	61,0	98,0 $\pm$ 9,8
<i>G. scorpius</i>	122,0	31,0	80,2 $\pm$ 16,2
<i>P. angustifolia</i>	290,7	62,4	151,7 $\pm$ 37,2
<i>P. lentiscus</i>	150,6	103,9	125,7 $\pm$ 9,6

^a No hi ha diferències significatives ($p < 0,05$). Les dues espècies amb més grans diferències són *G. scorpius* i *P. lentiscus* ($p = 0,08$).

Porositat

No hi ha diferències significatives ($p < 0,05$) entre les cinc espècies estudiades (taula 46). *P. angustifolia* (151,7) fou l'espècie amb el valor mitjà més alt, mentre que *G. scorpius* tingué el més baix (80,2). Per a *C. salvifolius* i *P. lentiscus*, amb valors intermedis, els resultats foren molt similars (131,5 i 125,7 respectivament), mentre que *R. officinalis* presentà una mitjana inferior (98,0). Es troba, generalment, una correspondència inversa entre la fitomassa aèria (taula 44) i la porositat: *G. scorpius* té els valors màxims en un cas i mínims en l'altre; *C. salvifolius* presenta una fitomassa reduïda i una alta porositat; *P. lentiscus* i *R. officinalis*, valors intermedis en els dos casos. Contràriament, *P. angustifolia* té una porositat alta i una fitomassa elevada. Això pot explicar-se per la densitat relativament elevada dels materials que constitueixen l'arbust (Papió i Trabaud, 1990).

La diferència existent entre el valor més alt i el valor més baix de porositat és deguda a les variacions entre els diversos individus d'una mateixa espècie. *P. lentiscus* i *R. officinalis* foren les espècies amb menors variacions.

Distribució vertical de la càrrega

Ens interessa especialment la localització dels materials primis (fulles i branquillons amb un diàmetre menor de 5 mm) i si aquests són vius o morts (fig. 59). Aquesta distribució és important per avaluar la propagació del foc i la transferència de calor al sòl.

G. scorpius (fig. 59). Els individus més alts (classe A) tenen grans quantitats de materials primis entre els 50 cm i els 125 cm; aquests es

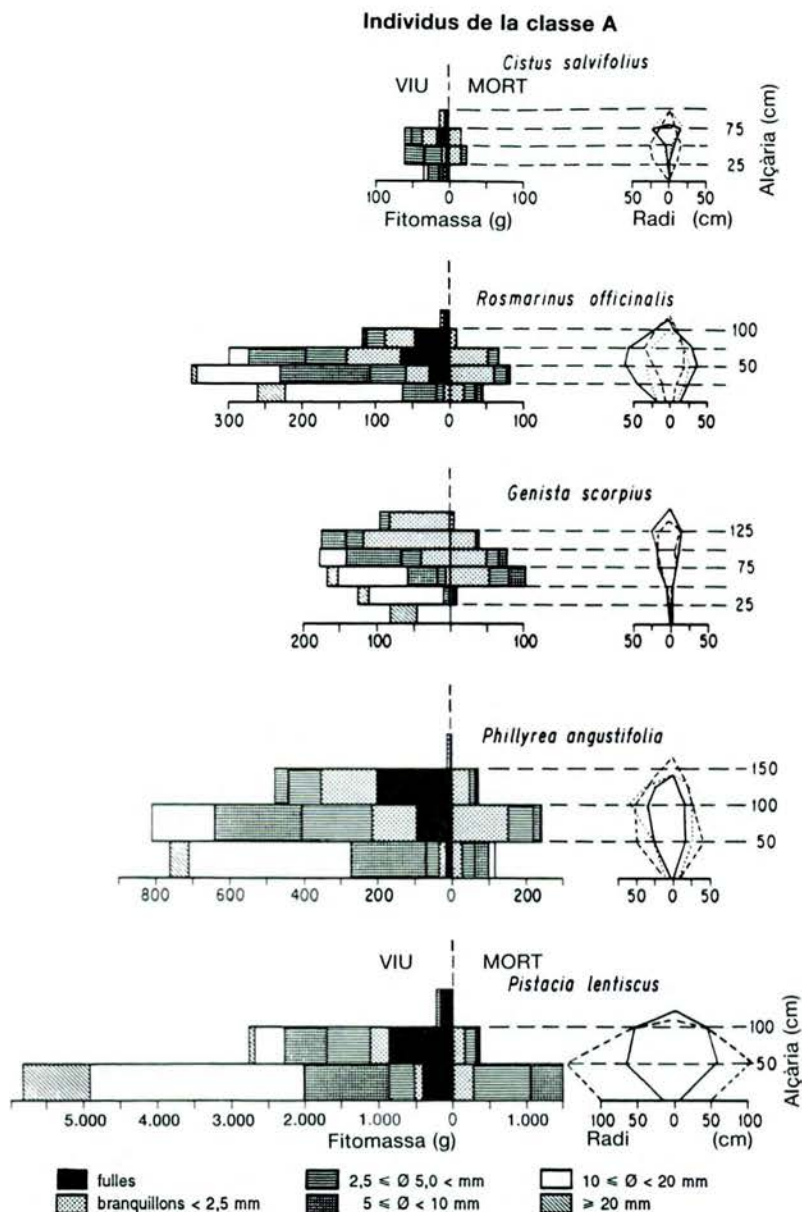


FIGURA 59a. Distribució vertical de la fitomassa (pes sec en g) i contorn de la capçada per als arbusts més alts o més grossos (classe A). A l'esquerra s'ha representat el pes mitjà de cadascuna de les fraccions corresponents al material viu o al mort; a la dreta veiem la forma de cadascun dels individus estudiats d'acord amb les mesures efectuades en el camp.

Individus de la classe B

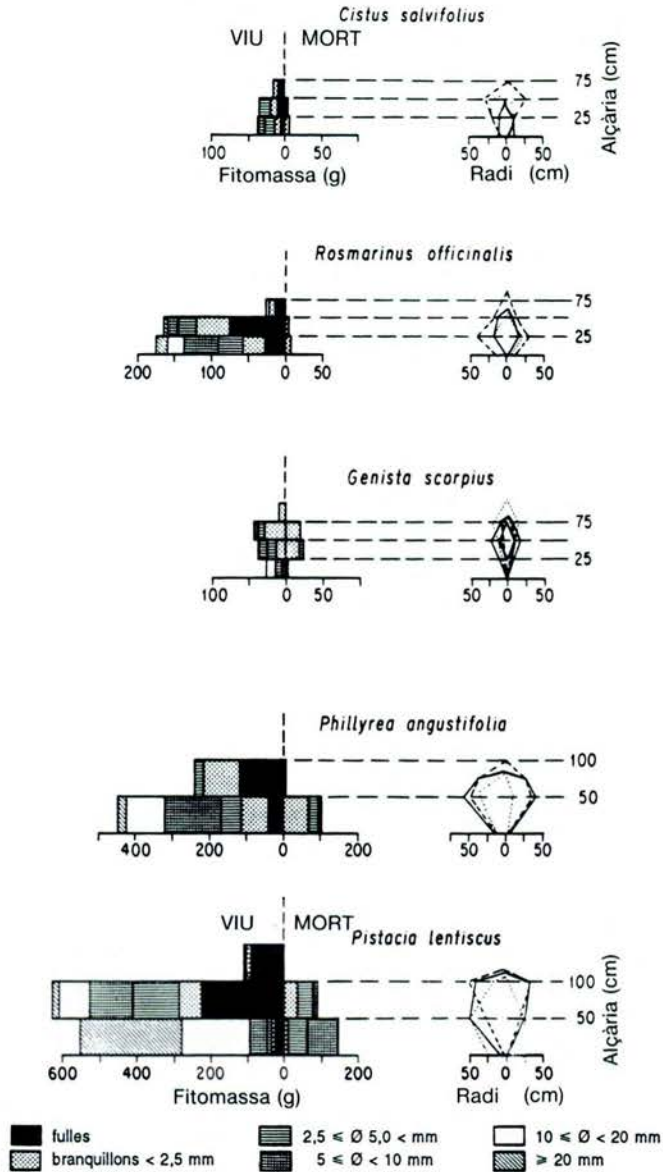


FIGURA 59b. Distribució vertical de la fitomassa (pes sec en g) i contorn de la capçada per als arbusts més baixos o més petits (classe B). A l'esquerra s'ha representat el pes mitjà de cadascuna de les fraccions corresponents al material viu o al mort; a la dreta veiem la forma de cadascun dels individus estudiats d'acord amb les mesures efectuades en el camp.

troben principalment morts en els 50-100 cm. En els individus de la classe B observem això mateix entre els 25 cm i els 75 cm, amb la major part del material mort entre 25-50 cm.

C. salvifolius (fig. 59). Els individus que creixen barrejats amb el recobriment arbustiu (classe A) tenen una quantitat més gran de combustible per unitat de volum. En aquesta situació hi ha notable quantitat de materials primis entre els 25 cm i els 75 cm, mentre que en els individus de la classe B aquests es troben en els 0-50 cm.

R. officinalis (fig. 59). Els individus de la classe A presenten quantitats considerables de materials morts entre els 25-75 cm. Contràriament, els de la classe B tenen pocs materials morts, i els materials primis estan situats en els primers 50 cm.

P. angustifolia (fig. 59). Els individus més alts tenen la major part dels materials primis entre els 50-150 cm; els materials morts es troben als 50-100 cm. Els individus rabassuts (classe B) tenen els materials primis essencialment als 0-100 cm i són principalment morts en els primers 50 cm.

P. lentiscus (fig. 59). Els individus de capçada més ampla (classe A) tenen els materials primis sobretot en els 0-100 cm; en els primers 50 cm predominen els materials morts, i en els 50-100 cm, els vius. A la classe B, el màxim de parts primes (vives i mortes) se situa entre els 50-100 cm.

Relació superfície/volum

Els màxims valors obtinguts són els de les fulles (o espines, en el cas de *G. scorpius*). Com més gran és el diàmetre mitjà de les tiges, la relació superfície/volum resulta menor i és menys variable entre les diferents espècies (fig. 60, taula 47). Els valors obtinguts per a les fulles i les tiges més primes ($\varnothing < 2,5$ mm) poden variar fins al doble entre les espècies estudiades. A les tiges de diàmetre entre 2,5 mm i 5,0 mm, només *P. lentiscus* es diferencia significativament de les altres espècies (taula 47, fig. 60). Això s'explica perquè a les tiges més primes és on van inserides les fulles i la seva gruixària mitjana pot variar segons l'espècie. No obstant això, a *P. lentiscus* les fulles van inserides sobre tiges més gruixudes, a vegades amb un diàmetre de 2,5 mm a 5,0 mm. En tiges encara més gruixudes ($\varnothing > 5,0$ mm) no hi hagué mai diferències. Aquestes tiges més gruixudes tenen una funció més estructural que fisiològica i, per tant, el seu diàmetre mitjà no pot variar gaire entre les diverses espècies per una mateixa classe diametral. La forma i les dimensions de les fulles, com és obvi, també depèn del genotip de l'espècie, encara que les condicions ambientals poden influir (com ara fulles de sol o d'ombra), i això explicaria la variabilitat obtinguda en les diverses mostres.

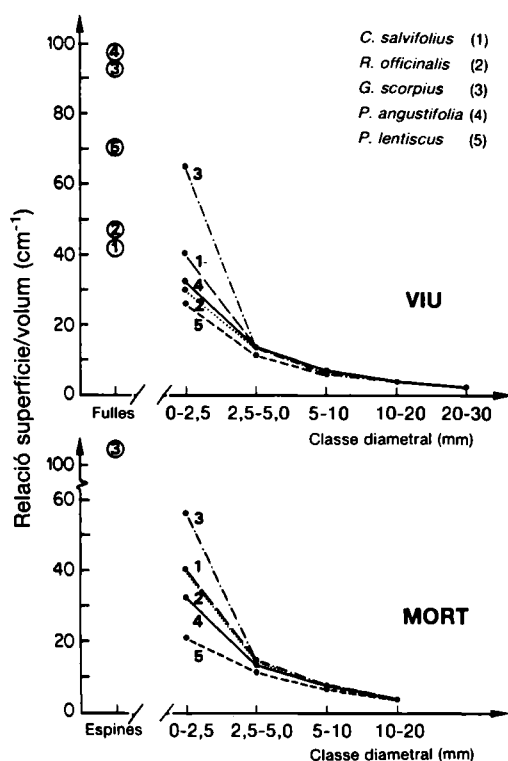


FIGURA 60. Relació superfície/volum per a diferents fraccions de les espècies estudiades. Dalt, materials vius; sota, materials morts.

TAULA 47. Relació superfície/volum de les diverses espècies estudiades (mitjana en cm^{-1} , error estàndard i significació). Els valors en una mateixa columna seguits per una lletra diferent són significativament diferents ($p < 0,05$).

	Fulles o espines	Tiges i branques			
		$\varnothing < 2,5 \text{ mm}$		$2,5 < \varnothing < 5 \text{ mm}$	
		Viu	Mort	Viu	Mort
<i>C. salvifolius</i>	$42,6 \pm 3,9a$	$39,1 \pm 1,5a$	$40,3 \pm 1,4a$	$12,7 \pm 0,3a$	$15,0 \pm 0,4a$
<i>R. officinalis</i>	$46,8 \pm 2,3a$	$30,2 \pm 0,9b$	$39,5 \pm 1,5a$	$12,3 \pm 0,3a$	$14,1 \pm 0,5ab$
<i>G. scorpius</i>	$93,4 \pm 2,2b$	$64,9 \pm 6,5c$	$56,2 \pm 2,7b$	$13,4 \pm 0,3a$	$14,6 \pm 0,6ab$
<i>P. angustifolia</i>	$96,3 \pm 2,8b$	$33,1 \pm 1,1b$	$32,6 \pm 0,9c$	$13,1 \pm 0,3a$	$13,2 \pm 0,3b$
<i>P. lentiscus</i>	$70,3 \pm 7,7c$	$25,7 \pm 1,2d$	$21,1 \pm 0,6d$	$11,0 \pm 0,3b$	$11,3 \pm 0,2c$

Els resultats obtinguts per a les fulles permeten classificar les espècies per ordre decreixent de relació superfície/volum de la manera següent: *P. angustifolia*, *G. scorpius*, *P. lentiscus*, *R. officinalis* i *C. salvifolius* (taula 47, fig. 60). *R. officinalis* pot tenir realment una més gran relació superfície/volum, ja que en el càlcul de l'àrea foliar no es va tenir en compte la gruixària, que és ben superior a la de les altres espècies). Pel que fa a les tiges més primes (< 2,5 mm), l'ordenació per valors decreixents és: *G. scorpius*, *C. salvifolius*, *P. angustifolia*, *R. officinalis* i *P. lentiscus* (taula 47, fig. 60).

Les tiges mortes presenten gairebé sempre una relació superfície/volum similar a la de les tiges vives del mateix ordre de diàmetre (taula 47, fig. 60). *R. officinalis* és l'única on les diferències foren notables.

Densitat (o pes específic)

A excepció de *P. angustifolia*, la densitat de les fulles resultà més baixa que la densitat de les tiges vives (taula 48). El motiu d'aquesta diferència per a *P. angustifolia* pot ser l'esclerofil·lia més accentuada de les seves fulles. Per a tiges i branques, en dos casos (*G. scorpius* i *P. lentiscus*) el pes específic fou més alt als materials morts que als vius. Aquest fet és només aparent, ja que el pes fresc dels arbusts conté una part important d'aigua i el pes de l'aigua no s'ha considerat en calcular la densitat. És ben conegut que el material mort conté molta menys aigua que el viu, especialment en períodes d'intens eixut (vegeu el capítol 11). Per tant, el material mort té sempre una densitat (en el camp) inferior a

TAULA 48. Densitat del material vegetal (mitjana, error estàndard i significació) en g de pes sec per ml de volum en fresc (fulles, tiges i branques). En una mateixa columna, els valors seguits per les mateixes lletres no són significativament diferents ($p < 0,05$).

	Fulles	Tiges i branques	
		Viu	Mort**
<i>C. salvifolius</i>	0,24 ± 0,01a	0,65 ± 0,01a	0,62 ± 0,02a
<i>R. officinalis</i>	0,41 ± 0,01c	0,64 ± 0,01a	0,57 ± 0,02a
<i>G. scorpius*</i>	0,72 ± 0,01d	0,81 ± 0,01c	0,83 ± 0,01b
<i>P. angustifolia</i>	0,76 ± 0,01d	0,76 ± 0,01bc	0,75 ± 0,01b
<i>P. lentiscus</i>	0,53 ± 0,01b	0,72 ± 0,02b	0,73 ± 0,03b

* Per a *G. scorpius*, es refereix a les espines en lloc de les fulles.

** Per als materials morts, només s'han inclòs les tiges fins a 10 mm de diàmetre, car les més gruixudes presentaren estadis de descomposició variables.

la del viu i aquesta és una raó –a més del menor contingut hídric en si– per la qual resulta més inflamable.

La densitat varià poc amb la gruixària de la fusta (vegeu l'error estàndard, taula 48), almenys durant el període d'estudi (hivern), en què totes les tiges ja estan lignificades, i en l'interval de diàmetres considerats (0-30 mm). Al contrari, es detectà una certa diferència entre la densitat de les espines i de les tiges de *G. scorpius* (taula 48).

Les fulles foren el combustible amb diferències més acusades entre les espècies. *P. angustifolia* (i les espines de *G. scorpius*) tingueren les densitats màximes (més de 0,70), seguides per *P. lentiscus*, *R. officinalis* i, finalment, *C. salvifolius* (taula 48). La densitat de les tiges vives no varia tant entre les espècies estudiades: des de 0,81 (*G. scorpius*) a 0,64 (*R. officinalis*). Excepte per al cas de *G. scorpius*, podem diferenciar dos grups d'arbusts: arbusts alts (*P. angustifolia* i *P. lentiscus*), amb una densitat aproximadament de 0,72, i petits arbusts (*C. salvifolius*, *R. officinalis*), amb valors de 0,64 (taula 48).

12. Dinàmica estival del contingut hídric vegetal en una garriga i en una pineda

12.1. *Material i mètodes*

Les espècies i fraccions (branquetes, fullaraca, etc.) estudiats en aquest capítol han estat escollits segons la seva abundància en la coberta vegetal, i també per la seva importància en l'inici i la propagació dels incendis forestals. Es varen diferenciar quatre tipus de combustibles: branquetes (des de 3-4 mm de gruixària fins al seu àpex) en faneròfits, tant en estat viu (onze espècies) com mort (dues espècies), motes d'una gramínia (*Brachypodium retusum*) i fullaraca de dos faneròfits. Les espècies estudiades, corresponents als quatre tipus de combustible esmentats, estan ressenyades a la taula 49. Les branquetes vives sempre foren extretes de la meitat superior de la capçada, excepte en *Pinus halepensis*, en el qual es tallaren de la part inferior, és a dir, la zona més pròxima a l'estrat arbustiu. Totes les branquetes mortes s'obtingueren de la meitat inferior de la capçada.

Les mostres sempre varen ser recollides al Garraf, entre les 7 i les 10 del matí (hora solar), primer en una garriga de *Quercus coccifera* (parcel·les no cremades 2 i 5; vegeu taula 3) i després en una pineda de *Pinus halepensis* situada a uns 2 km de distància, o menys, de les anteriors (parcel·la 6, taula 3). Aquesta pineda es va cremar uns 26 anys enrere (d'acord amb el nombre d'anells de creixement dels pins), era de regeneració natural, presentava una densitat elevada (4.720 ± 85 pins per ha) i tenia una àrea basal de $10,9 \text{ m}^2$ per ha. Altres característiques ambientals de les diferents zones d'estudi poden trobar-se a l'apartat 4.5.

Un cop recol·lectada, cada mostra fou introduïda i tancada en una bossa de plàstic i col·locada en una nevera de gel portàtil. S'ha comprovat que, conservades a uns 4°C de temperatura, les mostres vegetals mantenen la totalitat de la seva aigua durant un temps mínim de 5-7 hores (Caramelle i Clement, 1978). El nombre de mostres per fracció fou sempre de tres en el cas de les branquetes, de cinc en la gramínia i de cinc (*Q. coccifera*) o de set (*P. halepensis*) en la fullaraca.

Un cop transportades al laboratori, cadascuna de les mostres fou pesada (pes fresc) –per l'ordre aproximat en què s'havien recollit– i després introduïda a l'estufa (tres dies a 80°C) fins a obtenir un pes constant (pes sec). El contingut hídric va ser obtingut en percentatge sobre el pes fresc, és a dir, aplicant l'equació següent:

$$Ch = ((PF-PS)/PF) * 100,$$

on

Ch: contingut hídric

PF: pes fresc

PS: pes sec.

La pesada de les mostres finalitzà, a tot estirar, a les 5 hores d'haver estat recollides les últimes mostres, és a dir, a les 3 (hora solar).

L'objectiu de l'estudi fou, a més d'avaluar el contingut hídric, seguir la pèrdua d'aigua en funció del temps transcorregut des de les darreres pluges estivals. L'estudi es va iniciar l'endemà d'unes precipitacions i va continuar després en diferents períodes diaris des del darrer episodi plujós. En produir-se unes noves pluges, es va fer una prospecció de nou l'endemà, i es féu mostreig següent passat un lapse de temps més llarg que el dels casos anteriors. Concretament, les prospeccions es varen realitzar durant les dates següents (any 1985):

- 12-7 (1 dia després d'unes pluges d'1,5 mm a Begues, l'estació meteorològica més pròxima)
- 17-7 (6 dies després de les darreres precipitacions)
- 24-7 (13 dies després de les últimes pluges)
- 31-7 (1 dia després d'unes pluges de 15 mm a Begues)
- 20-8 (21 dies després de les últimes precipitacions)
- 10-9 (16 dies després d'unes pluges de 8 mm a Begues).

En aquesta última data s'estudiaren les branques mortes, la gramínia i la fullaraca, però no la resta de materials vius. Atesa la imprevisibilitat de les precipitacions estivals, es van aprofitar, segons la forma exposada, les possibilitats que la meteorologia brindà per a la realització de l'estudi plantejat.

La relació entre el contingut hídric i els dies sense ploure es comprovà mitjançant l'anàlisi de regressió i la significació del seu pendent ($B \neq 0$). Cadascuna de les mostres fou considerada com un punt en aquesta anàlisi. Les correlacions entre les diverses espècies llenyoses vives són també estudiades mitjançant una anàlisi de la covariància que permet comparar el ritme de pèrdua d'aigua (pendent de la correlació) entre les diverses espècies que viuen en el mateix ambient o en una mateixa espècie que es troba alhora a la garriga i a la pineda ($B_1 \neq B_2 \neq \dots \neq B_i$).

12.2. Resultats

Continguts hídrics

L'estudi realitzat ens permet diferenciar sis grups de components vegetals d'acord amb el seu contingut hídric (taula 49):

TAULA 49. Màxim (M) i mínim (m) contingut hídric en % del pes fresc per a cadascun dels components i espècies analitzats al llarg de l'estudi (estiu 1985).

	Pineda		Garriga	
	M	m	M	m
1. <i>Pinus halepensis</i>	49,0	46,9	—	—
<i>Quercus ilex</i>	40,6	38,3	—	—
<i>Juniperus oxycedrus</i>	42,8	40,6	—	—
<i>Pistacia lentiscus</i>	50,8	47,0	—	—
<i>Quercus coccifera</i>	40,0	38,7	—	—
2. <i>Arbutus unedo</i>	—	—	54,3	42,8
<i>Rhamnus alaternus</i>	51,1	44,0	—	—
<i>Pistacia lentiscus</i>	—	—	53,0	46,0
<i>Quercus coccifera</i>	—	—	41,5	33,2
3. <i>Cistus salvifolius</i>	—	—	42,0	32,0
<i>Rosmarinus officinalis</i>	39,1	32,7	47,6	32,3
<i>Phillyrea latifolia</i>	—	—	45,3	34,8
<i>Erica multiflora</i>	36,2	33,0	38,3	31,4
4. <i>Brachypodium retusum</i>	—	—	27,6	15,5
5. <i>Q. coccifera</i> , branques seques	15,9	10,8	16,1	9,3
<i>P. halepensis</i> , branques seques	15,2	10,6	—	—
6. <i>Q. coccifera</i> , fullaraca	—	—	31,3	9,5
<i>P. halepensis</i> , fullaraca	30,1	10,9	—	—

1) Inclou espècies amb un contingut hídric estable i relativament alt (superior al 40 % o pròxim). En aquestes espècies, la concentració d'aigua no va disminuir amb l'eixut. Totes són macrofaneròfits que assoleixen més de 2 m d'alçària, planifolis o aciculifolis (*Q. ilex*, *P. halepensis* i *J. oxycedrus*).

2) Són espècies amb un contingut d'aigua sempre superior al 40 %, però que disminuí en períodes prolongats d'eixut. Són macrofaneròfits i planifolis (*A. unedo* i *R. alaternus*).

3) Es tracta d'espècies amb un contingut hídric inferior (que només ocasionalment arribà al 40 %) i que disminuí en situacions d'eixut. Uns són arbusts baixos que rarament sobrepassen 1,5 m d'alçària (*R. officinalis* i *C. salvifolius*), mentre que d'altres assoleixen freqüentment alçàries més grans (*P. media* i *E. multiflora*).

4) Gramínies com *B. retusum*, en què el contingut hídric no arribà mai al 30 % i que disminuí gairebé fins a la meitat després de períodes prolongats d'eixut.

5) Inclou els materials llenyosos morts que formen part de la coberta vegetal. Els seus continguts d'aigua varien entre el 10 i el 16 %, i les

dues espècies estudiades (taula 49) presenten molt escasses diferències.

6) En aquest grup tenim la fullaraca, en la qual la concentració d'aigua pot presentar variacions més marcades (10-30 %) perquè la seva gran superfície d'absorció permet un grau d'hidratació superior.

Algunes espècies mostraren un comportament diferent a la pineda i a la garriga, i podríem incloure-les en grups diferents segons que es trobin en un lloc o en l'altre. Són *P. lentiscus* i *Q. coccifera*, de les quals es parlarà amb detall més endavant.

Variacions en el contingut hídic

En totes les fraccions estudiades s'observà pràcticament sempre un augment més o menys accentuat l'endemà de ploure.

A les branques mortes, a la virosta i a les herbes es verificà un descens molt acusat durant els primers dies després de ploure (dels 2 als 6 dies); als materials vius, aquesta disminució fou sempre molt menys marcada.

En els materials que constitueixen la necromassa (fullaraca, branques seques) no es va produir una pèrdua d'aigua apreciable més enllà dels 5 o 6 dies després de ploure (fig. 61 i 62). En casos determinats, s'observaren lleugeres variacions relacionades amb l'evaporació dels dies anteriors. L'absorció i pèrdua d'aigua resultà molt més marcada a la fullaraca que a les branques seques (fig. 62), la qual cosa s'explica per la seva molt més gran superfície d'intercanvi i la seva compacitat. Això fa que quan plou s'amari més, i arribi a continguts superiors al 30 % d'aigua. La pèrdua d'aigua fou, però, ràpida, i als 5-6 dies, presentà continguts pròxims al 10 % semblants als de les branques mortes. Als materials morts, la pèrdua d'aigua

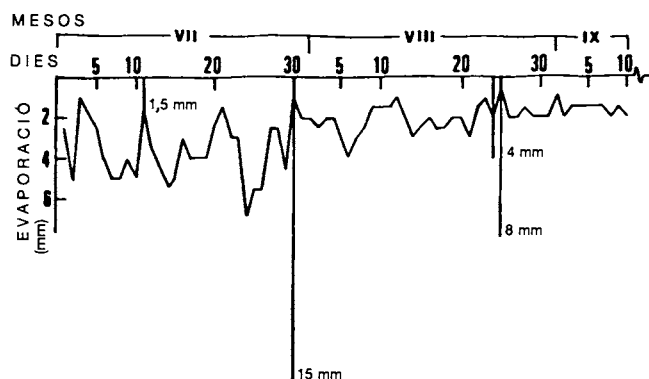


FIGURA 61. Evaporació potencial i precipitacions a Begues (l'estació meteorològica més pròxima) durant l'estiu de 1985 (des de l'1 de juliol fins al 10 de setembre).

segons els dies transcorreguts sense ploure pot aproximar-se més o menys bé, segons els casos, a una funció exponencial, potencial o logarítmica negativa (taula 50). A la garriga, la correlació fou significativa ($p < 0,01$) en tots els casos: branques mortes i fullaraca de *Q. coccifera*. A la pineda, la correlació fou significativa per a la pinassa de *P. halepensis* però no pas per a les branques mortes (*Q. coccifera* i *P. halepensis*).

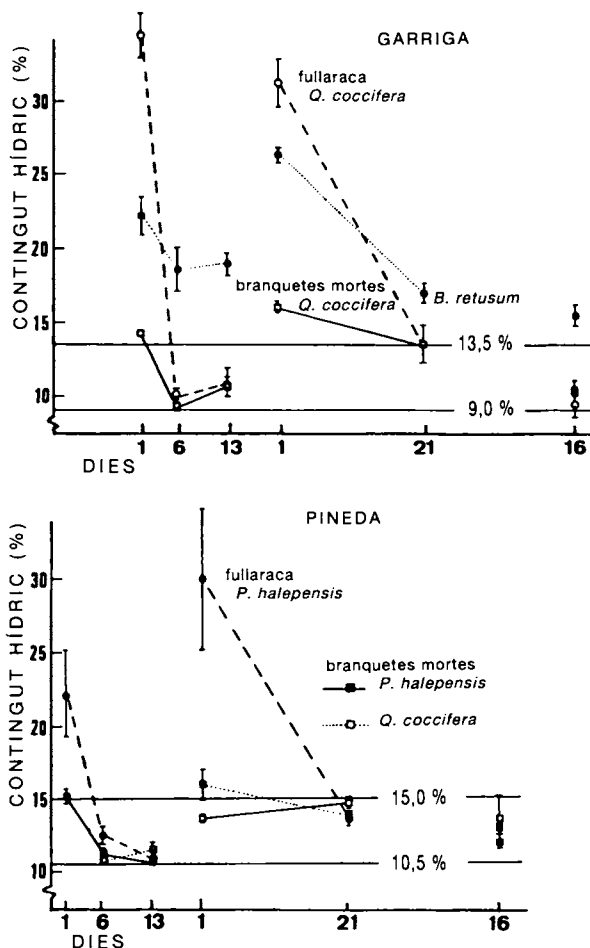


FIGURA 62. Contingut hídric (mitjana i error estàndard) de diversos tipus de combustibles morts (branquetes, fullaraca) i també de la gramínia *Brachypodium retusum* durant l'estiu de 1985. El transcurs del temps coincideix amb el de les fig. 61 i 63. Els combustibles de la garriga s'han representat a l'esquerra i els de la pineda, a la dreta. Els valors d'error estàndard més petits no s'han representat.

A les espècies llenyoses vives, l'eixut provoca una disminució lenta i gradual del contingut hídric. Aquesta disminució pot representar-se per una funció lineal (taula 50) amb valors diferents de pendent (b) segons l'espècie o les condicions del seu hàbitat (pineda o garriga). Així, tenim unes espècies amb una pèrdua d'aigua nul·la o molt baixa ($b \geq -0,10$, regressió lineal no significativa), i, que, per tant, considerem que no varen presentar dèficit hídric a la zona d'estudi. Aquest comportament només es produí en algunes espècies de la pineda: *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Juniperus oxycedrus*, *Quercus coccifera* i *Pistacia lentiscus* (fig. 62; taula 50). D'altres espècies de la pineda presentaren una disminució més gran ($-0,25 \geq b \geq -0,35$). Són *Rhamnus alaternus* i *Rosmarinus officinalis*. *Erica multiflora* presentà un valor intermedi entre les dues situacions esmentades ($b = -0,16$). A la garriga es trobà una disminució del

TAULA 50. Pendent (b), error estàndard del pendent (Es), ordenada a l'origen (a), coeficient de correlació (r), significació de la correlació (p) de la funció (f) on l'ajust és millor (r, lineal; lg, logarítmica; p, potencial) entre el temps (en dies) transcorregut des de les darreres precipitacions i el contingut hídric (%) per a cadascun dels diversos components i espècies estudiats.

	Pineda						Garriga					
	b	Es	a	r	p	f	b	Es	a	r	p	f
<i>P. halepensis</i>	0,00	0,04	47,9	0,00	0,90	r	—	—	—	—	—	—
<i>Q. ilex</i>	-0,05	0,05	39,7	0,53	0,36	r	—	—	—	—	—	—
<i>J. oxycedrus</i>	-0,09	0,06	42,2	0,46	0,15	r	—	—	—	—	—	—
<i>P. lentiscus</i>	-0,10	0,09	50,0	0,08	0,30	r	-0,29	0,05	51,9	0,83	0,00	r
<i>Q. coccifera</i>	-0,04	0,06	39,8	0,19	0,49	r	-0,39	0,06	42,0	0,85	0,00	r
<i>A. unedo</i>	—	—	—	—	—	—	-0,42	0,10	51,0	0,78	0,00	r
<i>R. alaternus</i>	-0,33	0,05	50,8	0,87	0,00	r	—	—	—	—	—	—
<i>C. salvifolius</i>	—	—	—	—	—	—	-0,46	0,06	40,8	0,91	0,00	r
<i>R. officinalis</i>	-0,29	0,04	38,4	0,89	0,00	r	-0,52	0,15	42,1	0,70	0,00	r
<i>P. latifolia</i>	—	—	—	—	—	—	-0,39	0,11	41,4	0,71	0,00	r
<i>E. multiflora</i>	-0,16	0,04	36,0	0,77	0,00	r	-0,24	0,06	36,4	0,76	0,00	r
<i>B. retusum</i>	—	—	—	—	—	—	-6,77	0,94	25,6	0,83	0,00	lg
Branques mortes,												
<i>Q. coccifera</i>	-0,06	0,04	1,16	0,37	0,18	p	-2,71	0,86	14,6	0,64	0,00	lg
Branques mortes,												
<i>P. halepensis</i>	-0,04	0,03	1,14	0,36	0,14	p	—	—	—	—	—	—
Fullaraca,												
<i>Q. coccifera</i>	—	—	—	—	—	—	-17,3	1,68	30,9	0,89	0,00	lg
Fullaraca,												
<i>P. halepensis</i>	-0,24	0,03	1,36	0,75	0,00	p	—	—	—	—	—	—

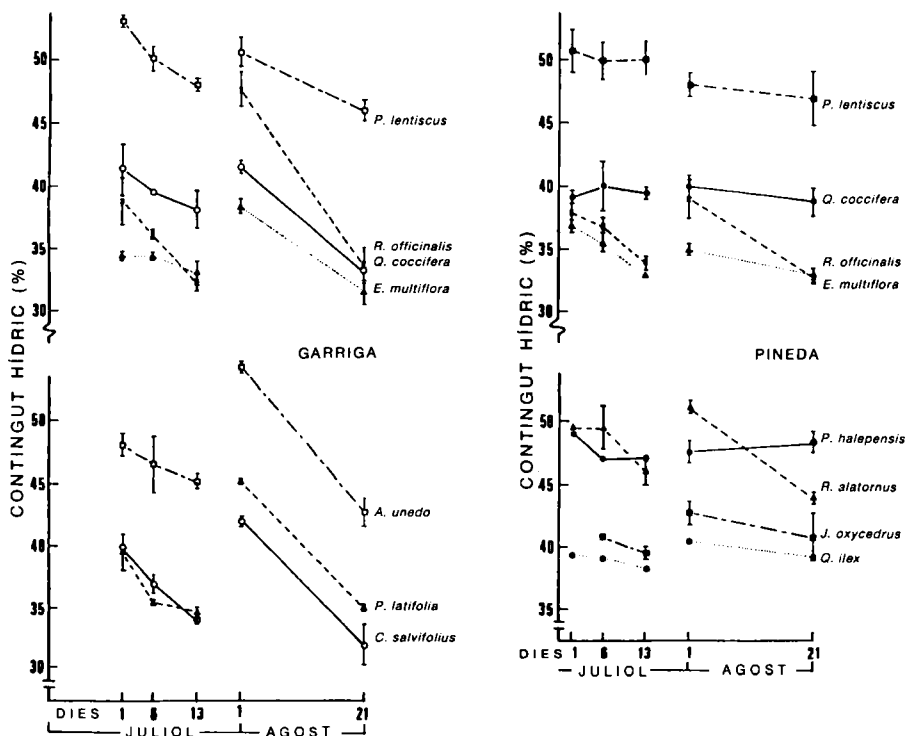


FIGURA 63. Contingut hídric (mitjana i error estàndard) per a les espècies llenyoses estudiades durant l'estiu de 1985. A la part inferior s'indica el nombre de dies transcorreguts des de les darreres precipitacions per a cadascuna de les dates de recollida de mostres. Els combustibles de la garriga s'han representat a l'esquerra i els de la pineda, a la dreta.

contingut hídric més accentuada (taula 50). La pèrdua d'aigua va ser menor a *P. lentiscus* i *E. multiflora* que en la resta de les espècies (fig. 63; taula 50).

Brachypodium retusum mostrà un comportament intermedi entre els dos descrits: en una primera fase, la pèrdua d'aigua és brusca i ràpida (fins als 6 dies sense ploure, en aquest estudi), mentre que després és més lenta i gradual. El fet que l'ajust potencial o logarítmic negatiu s'aproximessin millor que el lineal (r més alt i p més petit, taula 50) sembla indicar un comportament més semblant al de la fullaraca que al de la resta de materials vius. A diferència de la fullaraca, quan l'eixut persisteix, el contingut hídric continua disminuint. Aquest comportament s'atribueix al fet que un nombre progressiu de tiges i fulles es va morint al llarg de l'estiu en aquesta gramínia.

Diferències entre la pineda i la garriga

Tots els components comuns a ambdós ecosistemes reaccionaren d'una manera similar. Un dia després de ploure tenien més aigua a la garriga perquè hi manquen les capçades dels pins que intercepten part de la pluja. Als 5-6 dies i posteriorment, les mostres de la pineda tenien més aigua perquè hi era menor l'evaporació. Aquest fet dona lloc a un comportament diferenciat que indica un grau d'estrès hídric més alt a la garriga. Les espècies on la diferència fou més marcada són *Q. coccifera* i *P. lentiscus* (taula 49; fig. 63). De fet, a la garriga, la correlació entre contingut hídric i dies d'eixut fou significativa ($p < 0,01$) en tots els casos i fraccions. En canvi, a la pineda no ho fou en les branques mortes ni en cinc de les vuit espècies: *P. halepensis*, *Q. ilex*, *Q. coccifera*, *P. lentiscus* i *J. oxycedrus* (taula 50).

Quan es compararen els pendents de les diverses espècies en cadascun dels dos ecosistemes estudiats (garriga i pineda) mitjançant una anàlisi de la covariància s'observaren també comportaments diferenciats. A la garriga, els pendents no foren diferents entre si, tant si tenim en compte totes les espècies estudiades ($p = 0,37$) com si només considerem les quatre espècies comunes a ambdós ecosistemes ($p = 0,16$). A la pineda, en canvi, els pendents foren clarament diferents ($p < 0,05$) entre les diverses espècies en ambdós casos (taula 51).

Per a cadascuna de les quatre espècies presents alhora a la garriga i a la pineda es comparà, addicionalment, l'efecte dels dies d'eixut sobre el contingut hídric entre un ecosistema i l'altre; els resultats confirmen que a *Q. coccifera* ($p < 0,01$) i *P. lentiscus* ($p < 0,10$) la resposta és significativament diferent, mentre que a *E. multiflora* i *R. officinalis* no és així, malgrat que, a la garriga, els pendents foren sempre superiors (taules 51 i 50).

TAULA 51. Probabilitat associada a la hipòtesi que prediu una pèrdua d'aigua igual a la garriga i a la pineda. A la part superior, es comparen el conjunt d'espècies estudiats en la garriga i en la pineda i també les quatre presents als dos ecosistemes, i, a la part inferior, separatament, la resposta de cadascuna d'aquestes quatre espècies en ambdós ecosistemes.

	Totes les espècies	Espècies comunes
Garriga	0,37	0,16
Pineda	0,00	0,04
<i>Q. coccifera</i>		0,001
<i>P. lentiscus</i>		0,09
<i>E. multiflora</i>		0,23
<i>R. officinalis</i>		0,15

13. Anàlisi comparativa de diversos índexs estructurals relatius al risc d'incendi

13.1. *Material i mètodes*

En aquest capítol caldrà diferenciar dos plantejaments metodològics diferents. El primer es refereix als continguts hídrics, mentre que el segon ho fa a la resta de paràmetres estructurals avaluats.

Continguts hídrics

L'estudi amplia el del capítol anterior i l'estén a un nombre superior d'espècies. En diverses fraccions de les quals l'any anterior ja s'havia aclarit el comportament, l'estudi no s'ha realitzat de nou perquè s'ha cregut innecessari. En determinats casos s'ha considerat aconsellable repetir l'estudi ja que d'aquesta manera podríem discernir millor el comportament de les noves espècies estudiades i relacionar-lo amb les pautes definides en el capítol anterior.

La forma i el procediment d'aquesta part coincideix amb la de l'apartat 12.1 i no ens sembla que calgui repetir-los. Cal, però, esmentar algunes petites diferències, que són les següents: el nombre de branquetes tallades (o fulles completes, en el cas de *Chamaerops humilis*) va ser de tres o de quatre, el nombre d'espècies estudiades fou de catorze faneròfits i dues herbes (només espigues seques per a *Ampelodesma mauritanica*). La relació d'espècies estudiades es troba a la taula 52. Tots els individus estudiats es trobaven a la garriga, és a dir, sense coberta de pins (parcel·les 2 i 5; vegeu la taula 3). En aquest capítol estudiarem l'efecte de l'eixut estival i compararem el contingut hídric en dues situacions marcadament diferents: als 4 i als 19 dies des de les últimes precipitacions. El treball de camp es va portar a terme dos anys després del corresponent al capítol anterior, és a dir, durant l'estiu de 1987.

Paràmetres estructurals de tipus físic

Si bé els paràmetres avaluats són els mateixos que els de l'apartat 11.3 d'aquest treball (excepte els relatius a la fitomassa, que no s'han

TAULA 52. Contingut hídric estival als 4 i als 19 dies de les darreres precipitacions (5 mm) durant l'estiu de 1987: mitjana, error estàndard i significació ($p < 0,05$). Els números seguits per lletres diferents són significativament diferents.

	4 dies			19 dies		
1. <i>C. humilis</i>	52,1	1,5	<i>a</i>	51,5	0,5	<i>ac</i>
<i>C. siliqua</i>	53,8	0,9	<i>a</i>	54,0	1,0	<i>a</i>
<i>Q. ilex</i>	41,2	1,2	<i>ab</i>	40,3	0,8	<i>ab</i>
<i>P. lentiscus</i>	48,3	0,6	<i>ab</i>	46,7	0,9	<i>ab</i>
<i>D. gnidium</i>	51,8	4,4	<i>ac</i>	50,4	3,5	<i>ac</i>
<i>Q. coccifera</i>	39,5	0,4	<i>bc</i>	39,7	2,0	<i>ab</i>
<i>R. lycioides</i>	42,1	2,7	<i>ab</i>	42,5	0,6	<i>ab</i>
2. <i>A. unedo</i>	51,0	1,1	<i>ac</i>	45,6	3,5	<i>ab</i>
<i>R. alaternus</i>	48,0	0,7	<i>ab</i>	43,9	2,3	<i>ab</i>
3. <i>O. europaea</i>	40,1	1,9	<i>ab</i>	35,0	0,6	<i>b</i>
<i>P. latifolia</i>	38,3	1,2	<i>b</i>	33,9	1,5	<i>b</i>
<i>J. phoenicea</i>	38,8	0,5	<i>b</i>	34,9	0,8	<i>b</i>
<i>J. oxycedrus</i>	41,7	0,8	<i>ab</i>	37,9	0,3	<i>bc</i>
<i>C. salvifolius</i>	39,2	0,1	<i>bc</i>	34,2	0,9	<i>b</i>
4. <i>B. retusum</i>	26,5	1,0	<i>d</i>	20,0	2,4	<i>d</i>
5. <i>A. mauritanica</i>	13,8	0,1	<i>e</i>	8,6	0,3	<i>e</i>

avaluat aquí) el procediment és ara diferent. A més a més, els paràmetres no han estat avaluats per a totes les fraccions sinó només per a aquelles en què s'havia vist en estudis previs (vegeu l'apartat 11.4) que les diferències entre les diverses espècies podien ser importants.

Es varen tallar tres o quatre branques (des del punt on el diàmetre de l'eix principal assolia 1 cm de diàmetre fins al final), cadascuna recollida sobre un individu considerat representatiu i a diversos nivells de la capçada (és a dir, a la part basal, intermèdia/es i superior). Cal exceptuar-ne el cas de *Pinus halepensis*, en què les quatre mostres corresponen a la part inferior i en dos individus diferents. Cadascuna de les mostres va ser guardada separatament en bosses de plàstic, i després es transportà al laboratori, on s'emmagatzemà en una nevera (4 °C). Més endavant es va classificar el material en diverses fraccions de la mateixa manera que en l'apartat 11.2. Per tant, les fraccions que varen diferenciar-se foren les següents: fulles, tiges (mortes i vives) de les classes diametral següents: $\emptyset < 2,5$ mm, $2,5 \leq \emptyset < 5,0$ mm i $5 \leq \emptyset < 10$ mm. Aquests materials foren assecats a l'estufa (tres dies a 80 °C) amb la finalitat d'obtenir-ne el pes sec. Aquest procediment permeté calcular per a cadascuna de les mostres els dos índexs següents: relació mort/viu i distribució del material per classes o fraccions (vegeu-ne la definició a l'apartat 11.3).

A partir de la totalitat del material separat, s'obtingué simultàniament la superfície i el volum (en fresc) de les fulles. La superfície es va obtenir introduint les fulles en un aparell integrador de l'àrea foliar, i, el volum, per diferències de nivell en submergir-les en una proveta amb aigua. Per a les tiges, la relació superfície/volum es va obtenir a partir del seu diàmetre (vegeu l'apartat 11.3. h), que va ser mesurat en una mostra de vint-i-cinc a cinquanta tiges vives de $\varnothing < 2,5$ mm i de la totalitat de les de $2,5 \leq \varnothing < 5,0$ mm corresponents a la part intermèdia (nivell 3). La densitat del material llenyós va ser obtingut com en les fulles, és a dir, a partir del seu pes sec i del seu volum (obtingut per diferències de nivell en submergir les tiges en una proveta amb aigua). Un mínim de tres mostres per espècie, sempre corresponents al material viu, fou considerat per obtenir la densitat mitjana.

La relació de les setze espècies llenyoses estudiades es troba a la taula 53. Algunes de les espècies estudiades tenen característiques particulars que cal tenir en compte a l'hora de desenvolupar aquest treball i interpretar-ne els resultats. Es tracta dels casos següents:

a) *C. humilis*. Els índexs corresponents al material llenyós s'han obtingut sobre els peciols foliars, i els de les fulles, únicament sobre el limbe. Un cop extretes les punxes, el pecíol s'ha assimilat a un semicilindroide de secció el·líptica, del qual s'han mesurat el radi màxim (A) i el mínim (r). La relació superfície/volum (σ) s'ha calculat a partir de l'expressió matemàtica següent:

$$\sigma = S/V = [2A + \pi \sqrt{(1/2)(r^2 + A^2)}] / [(1/2)\pi r A].$$

b) *J. phoenicea*. Les tiges amb un diàmetre inferior a 2,5 mm s'han separat en fotosintètiques (que contenen fulles esquamoses verdes) i no fotosintètiques (amb restes de fulles seques). En el cas de les fulles esquamoses verdes, la relació superfície/volum d'aquestes s'ha obtingut de la mateixa manera que si fossin tiges, és a dir, a partir del seu diàmetre.

c) *J. oxycedrus* i *E. multiflora*. A causa del nombre excessiu de fulles, que hauria allargat innecessàriament el procediment, la superfície i el volum només s'han obtingut en una fracció superior al 20-30 % del total per a cadascuna de les tres o quatre mostres.

d) *U. parviflorus*. La superfície i el volum de les espines s'han obtingut seguint el procediment idèntic a l'explicat per a *Genista scorpius* (vegeu l'apartat 11.3. h).

e) *E. multiflora* i *P. halepensis*. L'àrea foliar ha estat obtinguda seguint el procediment descrit per a la resta de les espècies. Atès que les fulles d'aquestes espècies no són planes, les superfícies obtingudes són, de fet, una mica inferiors a les reals. Això vol dir que les relacions superfície/volum estan, de fet, subestimades per a aquestes espècies.

Els paràmetres i els diversos índexs considerats són comparats entre les diverses espècies mitjançant una anàlisi de la variància amb una única variable i són sotmesos *a posteriori* a un test de Scheffe, per tal de comparar cadascuna de les espècies respecte de les restants. L'únic paràmetre que no s'ha inclòs en aquest tractament és la relació mort/viu, ja que el procediment de mostreig aplicat, en extreure una mostra per estrat de la capçada i variar simultàniament aquesta relació amb l'alçària, feia inviable una comparació d'aquest tipus.

13.2. Resultats

Contingut hídric i la seva disminució

De manera anàloga a la del capítol 12 podem diferenciar cinc grups d'espècies (taula 52), que són els següents:

1) Espècies amb un contingut hídric estable i relativament alt (superior al 40 % o pròxim). En aquestes espècies, la concentració d'aigua no va disminuir amb l'eixut. Totes foren arbres o arbusts planifolis que poden arribar a un notable desenvolupament.

2) El formen espècies amb un contingut hídric sempre superior al 40 %, però que resultà menys estable en disminuir en eixuts prolongats. Com en el cas anterior, les dues espècies d'aquest grup foren macrofaneròfits i planifolis (*Arbutus unedo* i *Rhamnus alaternus*).

3) Són espècies amb un contingut hídric menor (que només ocasionalment arribà al 40 %) i que alhora va disminuir en situacions d'eixut. Diversos tipus d'espècies exhibiren aquest comportament: arbusts que poden assolir un notable desenvolupament, com *Juniperus phoenicea*, *J. oxycedrus*, *Olea europaea* i *P. latifolia*, i d'altres arbusts més baixos (< 1,5 m d'alçària), com *Cistus salvifolius*.

4) El formen únicament gramínies amb un contingut hídric sempre inferior al 30 %, i que pot disminuir; molt en períodes d'eixut prolongat, (com ara *Brachypodium retusum*; vegeu també el capítol 12).

5) Són sempre materials vegetals inerts o morts inclosos en la capçada (com ara espigues seques d'*Ampelodesma mauritanica*). El seu contingut hídric no arribà mai al 15 %, i va disminuir fins a assolir els valors més baixos (8-9 %).

Dels cinc grups diferenciats, els dos últims es distingeixen per un contingut hídric significativament diferent a tots els altres durant les dues situacions analitzades ($p < 0,05$) (taula 52).

TAULA 53. Relació superfície/volum (cm^{-1}) per a cadascuna de les espècies estudiades. Mitjana, error estàndard i significació ($p < 0,05$).^a

	Fulles			Branquillons					
				$\varnothing < 2,5 \text{ mm}$			$2,5 < \varnothing < 5,0 \text{ mm}$		
<i>C. humilis</i> ^b	66,7	3,4	ab	–	–	–	6,7	0,2	–
<i>C. siliqua</i>	59,0	5,4	ab	19,8	1,1	a	12,0	0,4	a
<i>Q. ilex</i>	50,8	1,5	ac	33,9	1,7	bd	13,1	0,4	a
<i>P. lentiscus</i>	47,1	2,3	a	23,4	0,7	ac	12,9	0,4	a
<i>D. gnidium</i>	54,3	3,3	ac	42,2	2,8	bd	14,1	0,4	a
<i>Q. coccifera</i>	67,9	2,8	b	38,8	2,0	bd	13,7	0,4	a
<i>R. lycioides</i>	70,1	1,7	ab	20,8	0,7	ac	13,4	0,4	a
<i>A. unedo</i>	52,7	2,9	ac	22,1	0,6	a	13,1	0,5	a
<i>R. alaternus</i>	48,2	3,8	ac	23,5	1,2	ac	13,0	0,4	a
<i>O. europaea</i>	46,1	2,5	a	29,1	1,0	bc	13,7	0,4	a
<i>P. latifolia</i>	88,0	7,9	b	37,1	1,3	bd	13,1	0,4	a
<i>J. phoenicea</i>	41,0	1,3	–	22,1	0,8	ac	13,0	0,6	a
<i>J. oxycedrus</i>	74,8	3,8	cb	48,6	2,0	d	12,5	0,4	a
<i>E. multiflora</i>	45,7	0,4	a	40,2	1,9	bd	12,4	0,4	a
<i>P. halepensis</i>	63,3	4,7	ab	22,8	1,1	ac	12,7	0,4	a
<i>U. parviflorus</i> ^c	105,2	3,0	–	34,7	1,5	b	12,9	0,6	a

^a Els casos on no s'ha indicat la significació és perquè no han entrat en el test comparatiu.

^b S'han diferenciat limbe foliar i pecíol.

^c Espines en lloc de fulles.

Relació superfície/volum

Tant a les fulles com als branquillons més prims ($\varnothing < 0,25$) es detectaren diferències significatives entre les diverses espècies ($p < 0,05$); no fou així a les tiges amb un diàmetre més gruixut. Això confirma l'especificitat dels primers i el caràcter estructural de les segones (taula 53), tal com s'havia comentat al capítol 11. A les fulles, la relació superfície/volum varià des dels valors mínims (entre 40 i 50 cm^{-1}) de *Juniperus phoenicea*, *Erica multiflora*, *Olea europaea*, *Pistacia lentiscus* o *Rhamnus alaternus* –l'enumeració de les espècies segueix l'ordre correlatiu de valors menors a valors més grans–, fins als màxims superiors a 70 de *Rhamnus lycioides*, *Juniperus oxycedrus*, *Phillyrea latifolia* i *Ulex parviflorus* (espines). A les tiges amb un diàmetre menor de 2,5 mm, els valors resulten gairebé sempre inferiors als de les fulles. Les espècies amb valors inferiors (entre 19 i 25 cm^{-1}) foren *Ceratonia siliqua*, *J. phoenicea*, *A. unedo*, *Pinus halepensis*, *P. lentiscus* i *R. alaternus*. *E. multiflora*, *Daphne*

gnidium i *J. oxycedrus* (entre 40 i 50) varen tenir els valors més alts. Les tiges de 2,5 mm a 5,0 mm presentaren poca variabilitat: els valors extrems foren els de *C. siliqua* (12,0) i de *D. gnidium* (14,1). Els pecíols del margalló presentaren una relació superfície/volum inferior fins i tot a la dels branquillons de diàmetre entre 2,5 mm i 5,0 mm.

Densitat

A les fulles la densitat va assolir valors molt menors que a les tiges, mentre que les densitats superiors es troben en aquestes últimes.

Per a les fulles, *D. gnidium* fou l'espècie amb una densitat més baixa (0,29), significativament diferent a totes les restants espècies, a excepció de *R. alaternus*. En contraposició, *U. parviflorus* (espines) fou significativament superior en dotze de les setze espècies estudiades. Les densitats foliars màximes variaren entre 0,75 i 0,60, i es varen trobar a *U. parviflorus*, *R. lycioides* i *P. latifolia* (de valors més grans a més petits). Els valors inferiors foren menors de 0,45 i varen correspondre a *R. alaternus*, *J. phoenicea* i *D. gnidium* (taula 54).

TAULA 54. Densitat del material vegetal a les espècies considerades (g de pes sec per ml de pes fresc). Mitjana, error estàndard i significació ($p < 0,05$).

	Fulles			Tiges i branques		
<i>C. humilis</i> ^a	0,56	0,05	cde	0,43	0,01	—
<i>C. siliqua</i>	0,57	0,03	de	0,95	0,02	a
<i>Q. ilex</i>	0,48	0,02	cde	0,65	0,01	ce
<i>P. lentiscus</i>	0,53	0,03	cde	0,75	0,01	bde
<i>D. gnidium</i>	0,29	0,02	a	0,73	0,02	bde
<i>Q. coccifera</i>	0,58	0,01	de	0,77	0,01	bd
<i>R. lycioides</i>	0,61	0,02	be	0,78	0,02	bd
<i>A. unedo</i>	0,49	0,04	cde	0,64	0,02	ce
<i>R. alaternus</i>	0,44	0,06	acd	0,58	0,02	c
<i>O. europaea</i>	0,48	0,03	cde	0,75	0,01	bde
<i>P. latifolia</i>	0,60	0,06	be	0,75	0,01	bde
<i>J. phoenicea</i>	0,44	0,02	c	0,64	0,02	ce
<i>J. oxycedrus</i>	0,52	0,02	cde	0,65	0,02	cd
<i>E. multiflora</i>	0,59	0,03	be	0,71	0,03	cd
<i>P. halepensis</i>	0,53	0,03	cde	0,60	0,02	c
<i>U. parviflorus</i> ^b	0,75	0,03	b	0,85	0,02	ab

^a S'han diferenciat limbe foliar i pecíol.

^b Espines en lloc de fulles.

A les tiges i branques, les densitats màximes s'han trobat a *C. siliqua* (0,95) i *U. parviflorus* (0,85) i les mínimes a *P. halepensis* (0,60), *R. alaternus* (0,58) i als pecíols de *C. humilis* (0,43). A *C. siliqua* s'obtingueren diferències significatives respecte a catorze de les setze espècies estudiades, a *U. parviflorus* respecte a vuit espècies, igual que a *R. alaternus* i *P. halepensis*.

Relació mort/viu

Aquesta relació pot variar molt entre les diverses espècies (taula 55), si bé l'heterogeneïtat de les mostres (una sola mostra per estrat i espècie) n'impedeix un tractament estadístic.

La relació fou màxima a les branques baixes de *P. halepensis* (a 1,5-2,0 m d'alçària), que sovint estan en bona part o totalment mortes. El

TAULA 55. Relació mort/viu per a cadascuna de les espècies considerades. Valors trobats als diversos estrats (S) i mitjana ($\bar{X}$).

	S-1	S-2 ^a	S-3	S-4	$\bar{X}$
<i>C. humilis</i> ^b	<i>i</i>	0,47	0,00	0,00	0,16
<i>C. siliqua</i>	0,04	0,02	0,00	0,00	0,01
<i>Q. ilex</i>	0,19	0,02	0,03	0,01	0,06
<i>P. lentiscus</i>	0,31	0,06	0,02	0,05	0,11
<i>D. gnidium</i>	0,13	—	0,13	0,12	0,13
<i>Q. coccifera</i>	0,22	0,12	0,08	0,11	0,13
<i>R. lycioides</i> ^b	<i>i</i>	—	0,11	0,00	0,05
<i>A. unedo</i>	0,68	0,01	0,03	0,00	0,18
<i>R. alaternus</i>	0,03	—	0,03	0,01	0,02
<i>O. europaea</i>	0,90	0,15	0,03	0,00	0,27
<i>P. latifolia</i>	0,10	0,01	0,01	0,00	0,03
<i>J. phoenicea</i>	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01
<i>J. oxycedrus</i>	0,03	0,04	0,04	0,01	0,03
<i>E. multiflora</i>	0,11	—	0,09	0,08	0,09
<i>P. halepensis</i> ^{bc}	<i>i</i>	<i>i</i>	2,46	0,41	1,43
<i>U. parviflorus</i>	<i>i</i>	0,87	0,15	0,00	0,34

^a A les espècies on s'han considerat tres estrats hi manca aquest valor.

^b En aquestes espècies s'han trobat nivells amb absència de materials vius (*i*). En aquests casos, la relació mort/viu té un valor que tendeix a infinit.

^c Correspon únicament a branques baixes de l'arbre.

seguí *U. parviflorus*, en el qual freqüentment la major part o la totalitat del material és mort als dos estrats inferiors, i després *R. lycioides* i *O. europaea*, amb branques basals gairebé o totalment mortes. Al margalló les fulles basals es troben sovint mortes i pengen del tronc. Les espècies en què els materials morts foren pràcticament inexistents tenen una relació sempre inferior a 0,10. Així fou per a *J. oxycedrus*, *P. latifolia*, *R. alaternus*, *C. siliqua* i *J. phoenicea* (taula 55).

Distribució del material per classes o fraccions

El percentatge de fulles no varià gaire entre les diverses espècies estudiades. Només una espècie (*P. halepensis*) presentà diferències significatives respecte d'algunes de les restants, i això fou perquè només es triaren branques basals gairebé mortes i no al llarg de tota la capçada, com a la resta de les espècies (taula 56). Les proporcions mitjanes més altes de fulles superaren el 45 % i es trobaren a *J. phoenicea*, *C. humilis* (només respecte al pecíol), *C. siliqua* i *P. latifolia*, de valors màxims a més petits. Tret

TAULA 56. Distribució del pes en diverses fraccions. Mitjana, error estàndard (en %) i significació ($p < 0,05$).

	Fulles			Branquillons					
				Ø < 2,5 mm			2,5 < Ø < 5,0 mm		
<i>C. humilis</i> ^a	55,5	20,1	—	—	—	—	18,0	2,7	—
<i>C. siliqua</i>	49,8	10,3	<i>b</i>	1,4	0,5	<i>b</i>	9,1	4,2	<i>a</i>
<i>Q. ilex</i>	37,3	14,2	<i>b</i>	13,4	0,6	<i>df</i>	16,5	3,4	<i>a</i>
<i>P. lentiscus</i>	31,7	3,0	<i>b</i>	6,8	0,9	<i>cd</i>	25,5	3,1	<i>a</i>
<i>D. gnidium</i>	16,7	1,9	<i>ab</i>	37,7	2,6	<i>e</i>	16,1	4,1	<i>a</i>
<i>Q. coccifera</i>	19,8	3,3	<i>ab</i>	31,8	2,6	<i>eh</i>	17,4	3,5	<i>a</i>
<i>R. lycioides</i>	11,3	7,4	<i>ab</i>	35,4	4,4	<i>ei</i>	20,1	2,8	<i>a</i>
<i>A. unedo</i>	42,6	10,7	<i>b</i>	9,2	1,4	<i>cd</i>	22,8	5,5	<i>a</i>
<i>R. alaternus</i>	33,6	2,6	<i>b</i>	14,8	0,8	<i>dfg</i>	17,7	1,3	<i>a</i>
<i>O. europaea</i>	29,2	8,3	<i>ab</i>	20,4	0,5	<i>fghi</i>	22,1	2,6	<i>a</i>
<i>P. latifolia</i>	46,4	6,9	<i>b</i>	19,2	1,3	<i>fgh</i>	8,9	1,1	<i>a</i>
<i>J. phoenicea</i>	72,1	1,9	<i>b</i>	4,5	0,2	<i>cb</i>	7,3	1,1	<i>a</i>
<i>J. oxycedrus</i>	41,7	1,7	<i>b</i>	25,4	1,9	<i>eg</i>	8,4	2,1	<i>a</i>
<i>E. multiflora</i>	36,5	3,9	<i>b</i>	26,9	0,3	<i>eg</i>	16,2	2,7	<i>a</i>
<i>P. halepensis</i> ^b	2,2	1,3	<i>a</i>	24,6	1,7	<i>ef</i>	31,6	6,3	<i>a</i>
<i>U. parviflorus</i>	—	—	—	65,3	3,6	<i>a</i>	12,9	2,7	<i>a</i>

^a S'han diferenciat limbe foliar (parts vives) i pecíols. No s'han considerat les parts seques de la fulla.

^b Correspon únicament a branques baixes de l'arbre.

d' *U. parviflorus*, que no tenia fulles, els valors més baixos (inferiors al 20 %) es trobaren a *Q. coccifera*, *D. gnidium*, *R. lycioides* i *P. halepensis* (taula 56).

La proporció de tiges més primes ($\emptyset < 2,5$ mm) varià molt considerablement segons les diverses espècies. Els valors màxim i mínim foren els d' *U. parviflorus* (65,3) i *C. siliqua* (1,4), i variaren significativament respecte a totes les espècies estudiades. *U. parviflorus* no tenia fulles, mentre que *C. siliqua* les té molt grosses i compostes. A més de les esmentades, hem trobat valors màxims (superiors al 30 %) a *D. gnidium*, *R. lycioides* i *Q. coccifera*, i valors mínims (inferiors al 10 %) a *A. unedo*, *P. lentiscus* i *J. phoenicea* (taula 56).

Respecte de la proporció de tiges de $2,5 \leq \emptyset < 5,0$ mm, no s'observaren mai diferències entre les espècies estudiades (taula 56). Els valors més alts superaren el 25 % i es trobaren a *P. halepensis* i *P. lentiscus*; els més baixos no arribaren al 10 % (*C. siliqua*, *P. latifolia*, *J. phoenicea* i *J. oxycedrus*). D'altra banda, els pecíols de *C. humilis* tenen una gruixària que fàcilment supera els 4-5 mm.

Si relacionem la proporció de tiges menors de 2,5 mm amb la de $2,5 \leq \emptyset < 5,0$ mm, observem dues tendències marcadament contràries. Hi ha espècies, com *C. siliqua* i *J. phoenicea* o *R. lycioides*, que presenten percentatges baixos (les dues primeres) o alts (la darrera) d'ambdós tipus de tiges. Altres, com *P. lentiscus*, *A. unedo* o *U. parviflorus*, presenten proporcions baixes d'un tipus i altes de l'altre. Les dues primeres tenen petites quantitats de tiges menors de 2,5 mm, mentre que *U. parviflorus* té sobretot tiges primes ($< 2,5$ mm) i espines.

DISCUSSIÓ DE LA PART IV

La quantitat, el tipus i la disposició en l'espai dels combustibles d'una àrea són determinats per la composició específica, l'edat i les condicions generals de l'ecosistema. D'altres propietats, com la relació superfície/volum, la densitat i, fins la proporció relativa de materials més primers tenen un fort caràcter genotípic i, per tant, específic. El contingut hídric pot variar en un interval de valors diferent d'una espècie a una altra.

L'estudi es realitza principalment sobre espècies llenyoses en formacions o comunitats ben desenvolupades (garrigues, pineda), on el combustible té una distribució bastant homogènia. L'espècie ha estat l'objectiu, i això permet aplicar *a posteriori* els resultats—sobretot els corresponents a paràmetres amb un component genotípic més fort— a les diverses comunitats on aquestes espècies—o algunes d'elles— es troben majoritàriament. El procediment es porta a terme sobre materials corresponents a la capçada. Moltes de les propietats analitzades (relació superfície/volum,

densitat, distribució per classes de gruixària...) poden avaluar-se en materials de la virosta on no s'haurien d'esperar variacions notables respecte a idèntics materials de la capçada de la qual deriven.

L'anàlisi efectuada en els tres capítols permet conèixer, interpretar i predir els principals trets referents a la inflamabilitat, i també el comportament i la propagació d'un foc potencial. Com a conseqüència, podem caracteritzar les espècies d'acord amb les seves propietats combustibles en l'ecosistema on es troben.

Característiques físico-estructurals del combustible

La fitomassa aèria ens indica la quantitat màxima de combustible que podria consumir-se en un foc de màxima intensitat (càrrega combustible potencial). Amb totes les altres condicions iguals, la taxa de propagació (en anglès, *rate of spread*) i l'alçària de la flama varien linealment d'acord amb el combustible potencial (Chandler *et al.*, 1983). De fet, la quantitat de combustible influeix sobre tots els aspectes del comportament del foc: potència del front, alçària de la zona cremada, formació de focs de capçada o de nous focus d'incendis, a més dels esmentats (Trabaud, 1989). Això és estrictament cert si la compacitat (en anglès, *packing ratio*) és òptima i no condiona la fitomassa, com passa en la virosta o en tronc gruixuts (Rundel, 1981). Els individus més alts són els que presenten generalment valors superiors de fitomassa (capítol 11), la qual cosa repercuteix en un nivell de combustibilitat més elevat (taxa de propagació, alçària de la flama, intensitat del foc), tal com ha estat comprovat experimentalment en la mateixa garriga (Trabaud, 1979). Tot això comporta una elevació superior de la temperatura en el front de flama, que es transmetrà als primers centímetres sota la superfície del sòl (Trabaud, 1979), amb el consegüent risc augmentat per a les estructures subterrànies del vegetal, de les quals depèn la regeneració en moltes espècies. A partir de simulacions, s'ha deduït també que, com més desenvolupada sigui la garriga, el foc cremarà una proporció més gran de materials (Malanson i Trabaud, 1988b).

La biomassa de les espècies estudiades al capítol 11 (per unitat de superfície o de volum) és molt alta respecte a les d'altres *chaparrals* i *matorrals* americans (Kummerow *et al.*, 1981). Això s'explica perquè les espècies de la garriga estudiada tenen una estructura més densa i compacta (amb una porositat més reduïda). Per exemple, *Adenostoma fasciculatum* (1,8-2,0 m d'alçària) presentà, en un estudi de Rundel i Parsons (1979), una fitomassa aèria sempre inferior a $1,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$, molt similar a la de *C. salvifolius*, que no assoleix mai 1 m d'alçària. Contràriament, *Q. coccoifera*

arriba als $2,9 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ en dues localitats pròximes a Montpellier (Trabaud, 1982; Rambal i Leterme, 1987), valors pròxims als d'*A. fasciculatum* en d'altres estudis: d' $1,0$ a $5,0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ en quinze individus (Countryman i Philpot, 1970), i de $2,2$ a $3,9 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ en quatre zones també de Califòrnia (Riggan *et al.*, 1988). Aquests resultats s'aproximen millor als obtinguts en la majoria dels casos estudiats (taula 44). Altres màquies poden presentar fitomasses encara més elevades (com ara *Ceanothus crassifolius* i *C. oliganthus* al chaparral californià (Riggan *et al.*, 1988) o als nostres alzinars de rebrotada. Els resultats de Caramelle i Clément (1978) obtinguts per a *R. officinalis* a la Provença (sud-est de França) també mostren una gran dispersió (d' $1,3$ a $5,0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ entre 60-80 cm d'alçària). Aquests valors comprenen els que hem obtingut per a aquesta espècie (taula 43). De fet, no es pot parlar d'una fitomassa pròpia d'una espècie o d'una altra, i és difícil determinar un interval característic per a una formació madura dominada per una espècie llenyosa, atesa la variabilitat de resultats (Trabaud, 1977; Caramelle i Clément, 1978; Rambal i Leterme, 1987). Altrament, no hauríem diferenciat dues classes principals d'individus per espècie. La fitomassa depèn del desenvolupament vertical (alçària), i també del recobriment. I aquests varien segons l'espècie dominant, però també segons l'edat, el sòl (profunditat) i la disponibilitat d'aigua i de nutrients.

La proporció de materials morts pot variar segons l'edat, l'espècie, la successió de períodes crítics d'estrès hídric i la competència entre arbusts pròxims o, fins i tot, entre parts del mateix individu. Rothermel i Philpot (1973) comproven i prediuen un sobtat augment de la intensitat i propagació del foc a partir dels 10 a 20 anys d'edat en el chaparral de Califòrnia. Aquest increment serà anterior (edat més jove) com més intens sigui el foc (temperatures més elevades). L'augment es torna brusc quan hi ha la quantitat suficient de material mort per dessecar els vegetals vius i implicar-los en la combustió. En canvi, cap als 30 anys pot observar-se una disminució de la taxa de propagació a causa d'una disminució de la quantitat de materials primis (Rothermel i Philpot, 1973). Espècies com *G. scorpius*, *U. parviflorus* o *P. halepensis* tenen una tendència evident a acumular fraccions mortes que perduren molt de temps, sobretot a la part baixa de la capçada. Aquesta persistència del material mort sembla deguda a una descomposició més lenta i difícil. Aquests materials morts tenen gairebé sempre un diàmetre inferior al centímetre i resulten extremament perillosos en períodes d'eixut, tant per la seva inflamabilitat i per la rapidesa amb què cremen com pel fet que poden ser vehicle de focs de capçades i de nous punts d'incendi (Trabaud, 1989). A *G. scorpius* i *U. parviflorus* els materials morts inclouen espines i, a *P. halepensis*, acícules que resulten fortament inflamables per la superior

relació superfície/volum que tenen respecte de les branques. En altres espècies (*R. lycioides*, *O. europaea*), els materials morts només inclouen branques, i resulten, per tant, menys perillosos. Contràriament, d'altres espècies gairebé no tenen materials morts (taules 44 i 55).

Hi ha molt escassa informació sobre la quantitat de material mort a la capçada (Trabaud, 1989). El resultat de *G. scorpius* (0,34) s'apropa molt a la mitjana que hem calculat per a *A. fasciculatum* (0,32) a partir de dades de Countryman i Philpot (1970), i és sempre inferior als valors obtinguts per Murray i Jacobson (1982) en dues espècies d'una formació arbustiva molt més àrida (292 mm anuals de precipitació). Riggan *et al.* (1988) troben també fortes diferències entre espècies convivint a la mateixa zona i fins i tot en una mateixa espècie quan es troba en llocs diferents del chaparral californià. Així, a San Dimas (18-21 anys), *Quercus dumosa* i *Ceanothus oliganthus* tenen menys d'un 10 % (sobre el total de biomassa) de material mort, mentre que *Salvia mellifera* i *A. fasciculatum* en tenen més del 30 %. En canvi, a Kitchen Creek (un lloc de menor productivitat), als 35 anys, *Q. dumosa* tenia un 11 % de material mort i *A. fasciculatum*, només un 7 %.

La distribució dels materials per classes de gruixària depèn, en part, del desenvolupament de l'espècie. Hi ha, no obstant això, un factor genotípic que es manifesta sobretot en la quantitat relativa dels branquillons més prims ($\varnothing < 2,5$ mm) i, menys, en la proporció de fulles. Aquesta variabilitat específica es detecta millor en el plantejament del capítol 13 que en el de l'11, en prescindir-se en el primer cas de les tiges de diàmetre més gruixut (≥ 1 cm), i també de la diferència entre tiges vives i mortes (taules 45 i 56). Això té importància, ja que els materials prims són més inflamables i poden propagar ràpidament el foc, mentre que els gruixuts rarament es cremen, però si ho fan s'eleva la intensitat del foc, la seva durada i el seu impacte (Trabaud, 1989). Tant a Montpellier com al Garraf, *P. lentiscus* presenta una proporció molt baixa de branquillons menors de 2,5 mm, i els que tenen aquest baix diàmetre tenen una relació superfície/volum baixa (taules 47 i 53). Aquesta configuració en tiges més gruixudes pot explicar-se en aquesta espècie i també a *C. siliqua* perquè les seves fulles compostes, més grosses i pesants, precisen un punt d'inserció més gruixut que les de les altres espècies. Això mateix es troba també a *C. humilis*, en la qual les fulles pinnatisectes requereixen un pecíol gruixut i dur que s'insereix directament al tronc. Aquest fet provoca que les fulles perdurin diversos anys mortes sobre la capçada descomponent-se normalment sense caure a terra. *A. unedo*, que també té una fulla relativament grossa, presenta igualment una proporció molt baixa de branquillons prims. A *J. phoenicea*, la major part dels branquillons prims estan completament coberts de petites fulles esquamoses i, en

anar morint, es lignifiquen i es tornen més gruixuts. En aquesta cupressàcia només s'han considerat com a branquillons els que estaven desproveïts de fulles verdes. Contràriament, les espècies sense fulles o amb fulles petites tenen gairebé sempre una proporció relativament alta de branquillons prims, que freqüentment tenen una relació superfície/volum més alta. Aquest és el cas d'*U. parviflorus*, *G. scorpius*, *D. gnidium*, *J. oxycedrus*, *E. multiflora*, *Q. coccifera* i *C. salvifolius*.

Per a *A. fasciculatum*, Rundel i Parsons (1979) troben als 16 anys una proporció aproximada de fulles d'un 16 % i un 25 % de tiges menors de 5 mm; als 37 anys, els respectius percentatges havien disminuït (11 % i 19 %). Countryman i Philpot (1970) troben valors mitjans bastant pròxims al mateix arbust: un 13,2 % de fulles i un 23,3 % de tiges menors de 6 mm (de les quals més d'un terç són mortes). Aquestes fraccions representen més del 90 % de la superfície de l'arbust. Aquests resultats són pràcticament sempre inferiors als que tenen les espècies que hem estudiat al capítol 11 (taula 45). Riggan *et al.* (1988) han obtingut també la proporció de tiges de diverses classes diametral en diferents espècies del *chaparral*, però els seus valors no són comparables amb els nostres en haver estat calculats d'una manera diferent. *Q. dumosa* és l'espècie en què trobem més branquillons prims ($\varnothing < 5$ mm), la qual cosa el fa també bastant similar al nostre *Q. coccifera* (taula 56).

La fitomassa per classes de gruixària ens dona una estimació del que es cremarà en un incendi potencial (combustible disponible). El combustible disponible és molt variable i depèn de la seva gruixària, del contingut hídric i de la intensitat del foc. Com més prims són els materials, més ràpidament s'escalfen i més aviat cremen. En canvi, els materials gruixuts actuen amb freqüència retenint més calor que no alliberant-ne. La inflamació d'aquests materials resulta més costosa, ja que la fusta és mala conductora de la calor, i en un incendi forestal només es cremen superficialment i pràcticament sense flama. Per tant, són els materials prims els que afavoreixen la propagació del foc i els que mantenen millor la font de calor (Pyne, 1984). Com més gran és la intensitat del foc i menys aigua hi ha, més combustible crema (Trabaud, 1989). En aquest estudi hem considerat combustibles disponibles les fulles i les tiges amb un diàmetre inferior a 5 mm ja que són les que es cremen completament en la majoria dels incendis que tenen lloc a la conca mediterrània (incendis d'intensitat mitjana o moderadament alta). Generalment s'observa una correspondència entre fitomassa total i fitomassa dels materials més prims (taula 44; fig. 58). Molts pocs treballs diferencien els prims per classes de gruixària. La major part es limiten a separar la biomassa foliar de la resta de materials llenyosos.

La porositat ens avalua la disposició dels materials en la capçada. Una més gran porositat permet una més gran transferència de calor per

convecció i una superior circulació d'oxigen a l'interior del combustible. Però si l'espai buit és massa gran, els materials combustibles poden no rebre la calor necessària per a la ignició (Rundel, 1981). Podem parlar de porositat òptima, que serà més gran com més petites siguin les dimensions de les partícules o més gran la relació superfície/volum (Rothermel, 1972). Els troncs gruixuts, per exemple, cremen millor com més a prop es troben entre si, i deixaran de cremar si estan separats més d'una vegada el seu diàmetre. Les herbes fines o les fulles deixen de flamejar quan formen masses compactes (Chandler *et al.*, 1983). Normalment, la porositat és limitada a la virosta i òptima a l'estrat herbaci.

Resulta útil extrapolar els nostres resultats (taula 46) amb els gràfics obtinguts experimentalment per Rothermel (1972) amb combustibles de tres gruixàries diferents. Es dedueix que com menor sigui la porositat, més material cremarà, almenys de la manera que es disposen els materials a la capçada en el moment d'arribar-hi la flama. Per a *G. scorpius*, tot el material fins a 6 mm cremarà bé i, fins i tot, a vegades amb més gruixària. Per a *R. officinalis* i *C. salvifolius*, es cremarà tot el material fins a 6 mm però no el de més gruixària, i per a *P. lentiscus* i *P. angustifolia*, les fulles cremaran bé, però les tiges fins a 6 mm ho faran amb més lentitud o dificultat que en els casos anteriors. Els resultats obtinguts són notablement inferiors als d'altres espècies (Chandler *et al.*, 1983). *A. fasciculatum* és l'espècie amb els valors més pròxims: una mitjana de 468 i uns valors que poden variar entre 237 i 1.470 (Countryman i Philpot, 1970). Aquests valors són tres vegades superiors a la mitjana màxima obtinguda per a *P. angustifolia*, i encara més variables que en aquesta espècie (taula 46).

Les representacions de la disposició dels materials combustibles al llarg de la capçada són interessants, sobretot per predir la propagació del foc en sentit vertical. Pel que hem vist al capítol 11, la situació preferent dels materials més inflamables no depèn tant de l'espècie com del seu desenvolupament vertical. En els individus més alts, el risc màxim es troba en els 50-100 cm (*P. lentiscus*) o fins als 150 cm (*P. angustifolia*); entre els 25 i els 75 cm també veiem un risc elevat als individus més desenvolupats de les tres espècies restants (classe A), i també en els primers 50 cm, en els individus menys crescuts de totes les espècies estudiades (classe B). Els materials primis morts, els més perillosos, es troben sempre principalment per sota d'on són la major part dels vius. En els individus més alts (classe A) poden trobar-se als estrats inferiors quantitats escasses de materials primis amb la conseqüent disminució del risc en aquesta part. En aquestes condicions resultaria més difícil que un foc de virosta o d'herbes es propagués a l'estrat arbustiu, i així s'ha comprovat experimentalment en alguns casos, per exemple a *Q. ilex* o a *U. parviflorus* (Caramelle i Clément, 1978). En canvi, aquests individus

més alts són els més indicats per facilitar l'arribada del foc a les capçades en cas de cremar l'estrat arbustiu i haver-hi arbres pròxims.

Una relació superfície/volum alta facilita alhora la inflamació i la combustió (Rundel, 1981). La intercepció i transferència de calor resulten més fàcils en plantes amb aquesta relació alta, i un cop el material s'ha escalfat prou, els gasos combustibles es difonen millor a través de la seva superfície. En arribar a l'exterior, aquests gasos es barregen amb l'oxigen i s'inflamen (Chandler *et al.*, 1983). Els efectes es manifesten també d'una manera indirecta a través de l'intercanvi d'humitat del combustible (King i Linton, 1963). Una més gran relació superfície/volum fa augmentar la dessecació de la partícula combustible, que depèn alhora de la difusió i de l'evaporació a la seva superfície. Experiments de laboratori han demostrat que la taxa de propagació s'incrementa linealment amb la relació superfície/volum (σ), mentre que el temps necessari per a la ignició varia inversament amb el logaritme de σ (Curry i Fons, 1938; Fons, 1946 i 1950; Rothermel i Anderson, 1966; Montgomery i Cheo, 1971).

La relació superfície/volum és molt variable en els diversos tipus de material vegetal (Brown, 1970; Montgomery i Cheo, 1971; Chandler *et al.*, 1983). És màxima en alguns líquens (*Alectoria jubata*: 632 cm⁻¹), molt elevada a les fulles de les gramínies nord-americanes (entre 189 a *Bromus tectorum* i 380 a *Taeniantherum asperum*) i gairebé sempre menor a les fulles dels faneròfits (planifolis, entre 61,8 a *Eucalyptus obliqua* i 222 a *Fagus sylvatica*; coníferes, entre 43 a *Picea excelsa* i 184 a *Larix occidentalis*). En espigues de gramínies s'han observat variacions entre 51,8 i 75,8 (Brown, 1970) i en branquillons els valors poden anar de 40 (gruixària d'1 mm) a 2 (gruixària de 20 mm) (Chandler *et al.*, 1983). Els únics resultats que coneixem amb espècies de la conca mediterrània (Delaveaud, 1981) corresponen a fulles mortes (fullaraca) de quatre espècies llenyoses (dos planifolis i dues coníferes). Tant els uns com les altres presentaren valors força diferents: *A. unedo* (31 cm⁻¹) i *Quercus pubescens* (67); *Pinus pinaster* (27) i *P. halepensis* (60). Montgomery i Cheo (1971) obtenen també resultats per a les fulles d'algunes espècies europees del gènere *Cistus*, però són difícilment comparables amb els nostres, ja que subestimen el volum perquè obtenen el resultat en sec. En el *chaparral* i en d'altres màquies dels EUA, la relació superfície/volum es considera de 49 cm⁻¹ a les fulles vives (valor pròxim als més baixos que hem obtingut, taules 47 i 53) i de 66 als branquillons morts de menys de 6 mm de diàmetre (que, en canvi, resulta un valor extremament alt, similar al màxim que hem obtingut a *G. scorpius*) (Albini, 1976b; Rundel, 1981). Countryman i Philpot (1970) obtenen un valor mitjà global de 22,6 cm⁻¹ per a *A. fasciculatum*.

La velocitat de propagació del foc disminueix inversament a la densitat del combustible (Fons, 1946 i 1950). La conductivitat tèrmica

d'un combustible s'incrementa amb la seva densitat i el seu contingut hídric. De fet, com més dens resulta ser el combustible (pes sec i volum en fresc) més important és l'efecte del contingut hídric sobre la conductivitat (Byram *et al.*, 1952). Si la densitat és baixa, la menor conductivitat manté la calor a la superfície del combustible i això facilita la inflamació (Chandler *et al.*, 1983). Els resultats més alts obtinguts són superiors que els ressenyats per Chandler *et al.* (1983), que tot just assoleixen valors de 0,64 per a les fulles d'espècies llenyoses. En canvi, Countryman i Philpot (1970) troben una mitjana que arriba a 0,75 per a la fusta viva d'*A. fasciculatum* i constaten una petita tendència a augmentar la densitat amb el diàmetre de la fusta. Malgrat les variacions de densitat entre les espècies estudiades (especialment a les fulles), no creiem que aquest factor sigui un component tan decisiu com els restants per diferenciar nivells de combustibilitat, excepte en casos amb densitats molt diferents (com ara *C. salvifolius* i *G. scorpius*). Això s'atribueix a la menor importància en un incendi del flux de la calor per conducció respecte d'altres formes (radiació, convecció). Cal no oblidar que els combustibles vegetals són mals conductors de la calor.

A part dels factors físics i estructurals tractats fins ara, hi ha característiques específiques de cada formació que poden resultar decisives perquè impliquen un perill elevat. Per exemple, s'ha comprovat que una mostra de branquillons vius de pi blanc no és més inflamable que una d'alzina o que una de surera, malgrat les oleoresines del pi (Caramelle i Clément, 1978), però els boscos de pi blanc tenen d'altres característiques que faciliten una més gran extensió del foc (Trabaud, 1989): 1) les branques mortes faciliten la propagació del foc a les capçades; 2) les acícules, plaques d'escorça o les pinyes afavoreixen molt la formació de focs secundaris, i 3) la disposició més laxa de la virosta comporta una millor propagació del foc en aquest nivell.

Contingut hídric i altres propietats químiques del combustible

El contingut hídric del combustible influeix sobre tots els aspectes que determinen el comportament del foc. Com més sec el combustible, més gran és la velocitat de propagació del front, més altes les flames i més elevada la temperatura del foc (Pyne, 1984; Trabaud, 1989). El contingut hídric fa augmentar exponencialment la velocitat de propagació (McArthur, 1967; Hough i Albin, 1978): en una primera fase, aquest augment podria ser lineal (Rothermel i Anderson, 1966), però després s'accelera (McArthur, 1967; Cheney, 1981), amb continguts hídrics del 6-8 %, perquè, en aquestes condicions, el risc de formació de foc de

capçades i/o de focus secundaris d'incendi és extremament elevat (Trabaud, 1989). La taxa d'augment és més elevada com més gran és la velocitat del vent. Així mateix, com menys aigua hi hagi més combustible hi haurà disponible per cremar-se, més ràpida aparició i menys persistència de la flama i menor durada de la combustió (McArthur, 1967; Trabaud, 1976). Tot això s'explica perquè l'aigua requereix energia calorífica per tal d'assolir la temperatura d'ebullició i després vaporitzar-se. Perquè el combustible s'inflami i el foc pugui propagar-se, caldrà que es vaporitzi aigua contínuament dels combustibles pròxims. Fora del combustible, el vapor d'aigua dilueix els gasos combustibles i absorbeix calor, amb la qual cosa dificulta la inflamació (Countryman, 1976, citat per Trabaud, 1989).

Tots els índexs de risc prediuen un més alt perill d'incendi en períodes d'eixut prolongats. Però, més que les condicions meteorològiques per si mateixes, és la seva influència sobre el combustible el que determina un risc més o menys elevat. De fet, l'estat hídric del combustible i l'intercanvi d'aigua d'aquest són els elements més importants en el comportament del foc. Fins i tot el vent intervé afavorint l'evaporació i la pèrdua d'aigua del combustible. Els factors meteorològics influeixen en el contingut hídric dels materials morts (branquillons, fullaraca) i, menys directament, en el dels combustibles vius (herbes, arbusts, arbres).

Com s'ha dit en la introducció, el contingut hídric dels vegetals vius és pràcticament sempre superior al dels morts, ja que està regulat per processos fisiològics (bombament de les rels, transpiració, mecanismes d'economia hídrica). A part dels canvis fenològics estacionals que ja hem explicat, s'esdevenen canvis diaris i, sobretot en dies assolellats, el contingut hídric de les fulles disminueix al començament de la tarda en un 2 o 3 % (McArthur, 1967) per recuperar-se després de la posta del sol. Aquests canvis semblen anar més lligats a la temperatura que a la humitat del sòl (Chandler *et al.*, 1983). Això podria explicar la freqüència més gran de focs iniciats a les hores del migdia, quan l'evaporació és màxima. Caramelle i Clément (1978) han comprovat que, amb un mateix temps d'exposició a una font de calor, les diferències en el contingut hídric entre espècies diferents són degudes al contingut d'aigua inicial, ja que la taxa de pèrdua d'aigua induïda per l'escalfament no és mai significativament diferent. El contingut hídric, per tant, influeix directament en la inflamació dels gasos despresos en la combustió.

Els canvis en el contingut d'aigua al llarg de l'any ja han estat seguits per a moltes de les espècies estudiades (Olivier, 1975; Trabaud, 1980*a* i 1983*c*). La novetat del capítol 13 és que tracta els canvis en episodis d'eixut estival. Segons Pyne (1984) les plantes adaptades a un ambient àrid com ara *A. fasciculatum* poden afrontar millor aquests períodes crítics

en què el sòl està sec i la transpiració és elevada reduint el seu contingut hídric. Si l'eixut persisteix, poden morir parts de la planta (branques, branquillons, fulles) o, fins i tot, pot morir del tot en casos molt extrems (Pyne, 1984). Nosaltres hem observat fenòmens similars en alguns casos: *Q. coccifera*, *E. multiflora* i *R. officinalis* varen perdre bastants branques o fragments d'aquestes; en canvi, *A. unedo* o *C. salvifolius* tenen tendència a perdre fulles. S'ha comprovat que els focs de tardor són més intensos que els de primavera (en igualtat de condicions meteorològiques), i això s'atribueix a l'efecte acumulatiu de l'eixut (estiu), que comporta una minva del contingut hídric dels materials vius, i també una disminució d'aquests (Rothermel i Philpot, 1973; Trabaud, 1979; Malanson i Trabaud, 1988b).

El contingut hídric dels materials vegetals morts es regeix per dos components diferents: els factors meteorològics i els factors interns del combustible. Els factors meteorològics (pluja, humitat atmosfèrica, temperatura, vent) influeixen en el gradient (entre el medi atmosfèric i el combustible) que produeix l'absorció o pèrdua d'aigua. El combustible mort conté aigua en tres formes: l'aigua lliure que es troba a la superfície del material, l'aigua constitucional que forma part de l'estructura molecular del combustible i, finalment, l'aigua d'enllaç. Aquesta està retinuda per una combinació de l'acció capil·lar dels microporus i les microconduccions i per enllaços químics dèbils (ponts d'hidrogen). La primera s'intercanvia amb gran facilitat amb l'aire per evaporació; l'aigua constitucional és molt difícil d'extreure i cal alterar les molècules per aconseguir-ho, i l'aigua d'enllaç s'intercanvia amb l'aire segons la humitat relativa i, en menor grau, la temperatura (Simard, 1968). L'intercanvi hídric entre l'atmosfera i el combustible depèn de la diferència de pressió de vapor entre l'una i l'altre, i també de la microestructura del combustible, que podrà afavorir més o menys la difusió d'aigua a través seu (Fosberg, 1970). Així, per exemple, per a una mateixa humitat atmosfèrica, Blackmarr (1971) troba un contingut d'aigua diferent en diversos tipus de materials morts: màxim a les fulles de caducifolis, una mica inferior a les acícules de pins i més baix a les herbes i fusta de pi. L'equilibri és diferent si el material absorbeix aigua (requereix un gradient hídric més marcat, al voltant del 10 %) o si en perd (Chandler *et al.*, 1983). A mesura que el combustible té menys humitat, cal més energia per deixar anar l'aigua restant (Chandler *et al.*, 1983). Atès que la humitat es pot evaporar més fàcilment de la superfície que no pot difondre's dins el material, és evident que una relació superfície/volum alta accelera l'intercanvi hídric. Segons Van Wagner (1969) les ceres i resines de les fulles dels pins dificulten notablement la pèrdua d'aigua.

D'acord amb el contingut hídric i la seva variació amb l'eixut, hem identificat en els apartats 12.2 i 13.2 sis comportaments diferents: els

quatre primers corresponen a plantes vives (els tres primers a faneròfits i el quart a gramínies), i els dos restants a combustibles morts (branquillons o tiges drets i fullaraca).

Amb els resultats obtinguts, no pot concloure's que les espècies llenyoses pròpies de fases més avançades de la successió tinguin un contingut hídric més alt o constant que les restants. El que sí que constatem és que les que tenen les fulles amb més superfície tenen continguts hídrics més elevats (*C. humilis*, *C. siliqua*, *P. lentiscus*, *A. unedo*, *R. alaternus*), que s'apropen al 50 % o el superen. Hi ha dues excepcions: *P. halepensis* i *D. gnidium*. En la primera espècie, part del contingut hídric estimat correspon a resines. Totes les espècies amb un port arbori (*Q. ilex*, *C. siliqua*, *P. halepensis* i, a vegades, *C. humilis*) presentaren sempre un contingut hídric estable. Això cal atribuir-ho a una més gran profunditat del sistema radical. Igualment, en termes generals, s'observa que les espècies característiques del sotabosc de l'alzinar (com ara *A. unedo*, *P. lentiscus*, *D. gnidium*, *R. alaternus*, *P. latifolia*) tenen més aigua que les de distribució més meridional, heliòfiles i més pròpies de les màquies, garrigues o brolles (*R. lycioides*, *J. oxycedrus*, *J. phoenicea*, *O. europaea*, *E. multiflora*, *R. officinalis*, *C. salvifolius*).

Algunes espècies presenten un comportament divergent segons el grau d'eixut o d'insolació (taules 49 i 52). Són: *Q. coccifera*, *P. lentiscus* i *J. oxycedrus*. Les tres presentaren un contingut hídric constant sota la pineda. En canvi, a ple sol mostraren una disminució del contingut hídric, sense que s'hagi pogut detectar una taxa diferent de pèrdua d'aigua respecte de les restants espècies de la garriga. *J. oxycedrus* sembla disminuir més fàcilment el seu contingut d'aigua respecte a les altres dues espècies, ja que l'estiu (juliol i agost) de 1985 resultà més sec que el de 1987, en què només el càdec perdé aigua. Quan les condicions d'eixut són extremes, totes les espècies reaccionen d'una manera semblant, mentre que en condicions menys accentuades el contingut hídric només disminueix en les espècies més sensibles.

Caramelle i Clément (1978) i Valette *et al.* (1978) obtenen el contingut hídric d'algunes de les espècies que hem estudiat durant el període comprès entre juny i setembre. Els valors que donem, encara que han estat obtinguts en mostres no ben bé iguals, guarden una relació comparable entre les diverses fraccions i espècies estudiades. Trabaud (1980a i 1983c) segueix el contingut hídric de set espècies llenyoses al llarg de tot un any i diferencia dues respostes principals: *Q. ilex*, *P. halepensis*, *Q. coccifera* i *J. oxycedrus* no mostraren una marcada variació del contingut d'aigua; *C. monspeliensis*, *C. albidus* i *R. officinalis* presentaren variacions notables, fins d'un 25-30 %. Aquests resultats poden relacionar-se bé amb els nostres: les espècies que mostren una concentra-

ció d'aigua relativament constant durant l'any són les que tenen un contingut hídric més estable durant l'estiu, mentre que les que experimenten una disminució notable semblen també poc estables a l'estiu. Cal precisar que les variacions del contingut d'aigua resultaren més àmplies al llarg de tot l'any que, en el nostre cas, durant l'estiu.

Una gramínia com *Brachypodium retusum*, amb fulles i tiges seques, representa una estructura composta de materials vegetals vius i morts. *B. retusum* va perdent aigua constantment en períodes secs, en part a causa de l'evaporació, però també perquè les seves fulles i tiges es van morint progressivament (fig. 62).

McArthur (1966) trobà una relació directa entre la humitat relativa i el contingut hídric, i també el nombre d'incendis, en els prats de gramínies (*grasslands*) australians. Més recentment, Trabaud (1980*a* i 1983*c*) ha observat també una relació lineal entre el contingut hídric de *B. retusum* i la humitat atmosfèrica al llarg de tot l'any. L'estiu és l'estació en què aquesta relació fou menys neta, i això és atribuït igualment als efectes acumulatius de la manca de precipitacions (Trabaud, 1983*c*). Aquest autor troba, a més, una relació lineal entre el contingut hídric de *B. retusum* i la reserva d'aigua del sòl durant l'estiu i la tardor, quan la disponibilitat d'aigua no és més gran. De fet, Trabaud (1983*c*), en observar durant els mesos d'estiu i hivern una relació lineal negativa entre el nombre d'incendis i el contingut hídric a la regió de Montpeller, remarca que la sequedat d'aquesta gramínia és un factor important estretament relacionat amb el perill d'aparició de focs. Rumèbe (1983) ha comprovat experimentalment la gran inflamabilitat de *B. retusum* durant els mesos secs d'estiu i hivern. Finalment, Trabaud (1989) ha observat que el contingut en aigua de *B. retusum* és generalment més alt en una pineda, especialment durant els mesos d'estiu, en què arriba a ser d'un 7 % o 8 % més.

Ampelodesma mauritanica constitueix una espècie altament perillosa a causa del baix contingut hídric (8-9 %) que poden arribar a tenir les seves espigues i fulles seques, molt abundants en aquesta gramínia de notable alçària.

Unes pluges estivals dèbils (1,5 mm) després d'uns dies de forta evaporació (fig. 61) es fan notar molt poc en la hidratació dels branquillons morts presents a la capçada, ja que el seu contingut hídric és molt semblant al de períodes sense ploure, en els quals l'evaporació no és tan gran. En canvi, quan les pluges són superiors (15 mm), s'obtenen continguts hídrics màxims (fig. 61 i 62), sobretot a la garriga. Les mateixes pluges dèbils tenen, en canvi, un efecte marcat en la hidratació de la fullaraca (22-35 %), encara que aquesta aigua es perd aviat, i als 5-6 dies d'eixut, el contingut hídric torna a ser molt baix. Des d'aleshores, les

variacions en el contingut hídric (sempre inferiors al 5 %) semblen dependre de l'evaporació esdevinguda durant períodes anteriors (fig. 61 i 62). A la garriga s'assoleixen continguts hídrics a la fullaraca del 30-35 % només amb 1,5 mm de precipitacions. Aquest contingut d'aigua és pròxim o fins i tot una mica superior al de la saturació de les fibres vegetals (Cheney, 1981). A la pineda, cal que hi plogui més per assolir la saturació. Cal tenir present que, tal com s'ha vist a *Q. coccifera*, amb més d'un 17 % d'aigua a la virosta, la propagació pot esdevenir molt difícil (Caramelle i Clément, 1978).

En la introducció hem explicat el paper dels components químics en la inflamació i la combustió. Aquests tenen importància sobretot en la fase exotèrmica de la combustió. Per completar i fonamentar millor les conclusions, ens interessa fer un breu repàs de la informació disponible referent a les espècies que hem estudiat (taula 57):

TAULA 57. Poder calorífic superior (fulles i tiges), contingut en cendres i en substàncies orgàniques solubles en èter (fulles) per a les espècies estudiades o d'altres pròximes del mateix gènere. Dades de Heim (1974), Doat i Valette (1971) i Roux (tret de Specht, 1988).

	Pc* fulles	kJ/g tiges	Cendres* (%)	Èter* (%)
<i>P. halepensis</i>	22,2	21,5	3,2	—
<i>Q. ilex</i>	20,3	18,6	4,0	—
<i>Q. coccifera</i>	20,0	—	4,2	4,0
<i>P. lentiscus</i>	20,5	—	—	4,5
<i>A. unedo</i>	21,0	—	4,2	6,6
<i>E. arborea</i>	24,1	—	2,4	—
<i>R. officinalis</i>	22,8	—	—	15,1
<i>C. monspeliensis</i>	19,9	18,9	—	—
<i>C. albidus</i>	—	—	—	5,5
<i>U. parviflorus</i>	20,9	—	2,3	—
<i>P. angustifolia</i>	—	—	—	7,6
<i>J. phoenicea</i>	—	—	—	10,3
<i>R. alaternus</i>	—	—	—	2,7

* Les unitats es refereixen a grams o al tant per cent del pes sec.

— Poder calorífic superior: les espècies amb un contingut energètic més alt són: *Erica arborea*, *R. officinalis* i *P. halepensis*. Les espècies restants presenten variacions molt minses.

— Contingut en cendres: *P. halepensis*, *E. arborea* i *U. parviflorus* presenten un contingut inferior en un 1 % o 2 % a *Q. ilex*, *Q. coccifera* i *A. unedo*.

– Productes solubles en èter: *R. officinalis* (15,1 %) i, en menor grau, *J. phoenicea* (10,3 %) són les que tenen més concentració, mentre que *R. alaternus* és la que en té menys (2,7 %). No tenim dades de *P. halepensis*.

CONCLUSIONS DE LA PART IV: NIVELLS DE RISC

D'acord amb els resultats del capítol 12, podem diferenciar durant l'estiu tres etapes successives d'increment del risc d'incendi:

1a) Es produeix als pocs dies d'haver plogut (abans dels 5 o 6 dies de fort eixut), quan la fullaraca, les branques mortes i les gramínies assoleixen continguts d'aigua inferiors al 10-15 % en els dos primers casos i al 20 % en el tercer, els quals confereixen un alt grau d'inflamabilitat i de combustibilitat (Trabaud, 1976). Una humitat atmosfèrica alta pot fer disminuir el risc (Trabaud, 1983c).

2a) No té lloc fins als 15-20 dies d'intens eixut. L'increment del risc es deu sobretot a la disminució del contingut hídric d'alguns arbusts (com ara *R. officinalis*, *E. multiflora*, i també *Q. coccifera*, *P. latifolia* i *C. salvifolius* a la garriga) que arriba al 30-35 %. En espècies amb productes solubles en èter (*R. officinalis*, *Juniperus* sp. pl., *C. salvifolius*, etc.), l'increment del risc serà encara més gran (Trabaud, 1976). Aquests continguts d'aigua faciliten enormement la inflamació i propagació del foc al nivell de l'estrat arbustiu.

3a) Si el dessecament de la vegetació persisteix, sia per manca de pluges (cap als 30 dies sense ploure) o perquè aquestes són escasses, el risc augmentarà com a conseqüència de l'increment de la biomassa de materials morts (motes de gramínies, branquillons o fragments de tiges en espècies llenyoses).

Les fases 2a i 3a es manifesten d'una manera més accentuada a les zones sense un estrat arbori a causa de la major abundància de gramínies i de la major pèrdua d'aigua en diverses espècies llenyoses (com ara *Q. coccifera*, *P. lentiscus*, *J. oxycedrus*).

Respecte a les espècies llenyoses, podem diferenciar set nivells principals de risc:

1) Risc màxim: *U. parviflorus* i *G. scorpius*. Són altament perilloses a causa dels factors següents: relació superfície/volum molt alta, proporció de branquillons més prims ($\varnothing < 2,5$ mm) molt alta i també de materials morts a la capçada. A *G. scorpius* s'ha trobat, a més, una alta fitomassa i una porositat òptima per al foc, i a *U. parviflorus* un baix contingut en cendres (Doat i Valette, 1981). Caramelle i Clément (1978) han comprovat que *U. parviflorus* facilita molt la propagació del foc, fins i tot quan es troba barrejada amb altres espècies menys combustibles (com ara *Q. coccifera*).

2) Risc molt alt: *P. halepensis*, *J. oxycedrus*, *D. gnidium* i *R. lycioides*. Relació superfície/volum molt alta a *J. oxycedrus* (fulles i branquillons de $\varnothing < 2,5$ mm), *R. lycioides* (fulles) i *D. gnidium* (branquillons $\varnothing < 2,5$ mm). A més a més, *D. gnidium* té una densitat foliar extremament baixa i, com *R. lycioides*, una proporció de branquillons ($\varnothing < 2,5$ mm) alta; *P. halepensis* i *R. lycioides* tenen una proporció molt gran de materials morts a la part baixa de la capçada. *P. halepensis* té un brancam poc dens i un poder calorífic alt, probablement degut a les resines (Doat i Valette, 1981).

3) Risc bastant alt: *P. latifolia*, *P. angustifolia*, *C. salvifolius*, *E. multiflora*, *O. europaea* i *R. officinalis*. Totes aquestes espècies tenen un contingut hídric estival entre el 30 % i el 40 %. *P. latifolia* i *P. angustifolia*, a diferència de les restants, tenen una relació superfície/volum elevada a les fulles, mentre que a *E. multiflora* aquesta relació és alta a les tiges més primes ($\varnothing < 2,5$ mm). *O. europaea* té una proporció de materials morts elevada a les parts més baixes de la capçada. A *C. salvifolius* i, en menor grau, a *R. officinalis*, la densitat foliar és molt baixa. *R. officinalis* té un poder calorífic elevat i un contingut en productes solubles en èter molt alt (Heim, 1974; Rundel, 1988), però la proporció de materials morts hi és baixa. *C. salvifolius* i *R. officinalis* tenen menor fitomassa que *P. angustifolia*, però la superior porositat d'aquesta última dificulta més la inflamació de les seves tiges.

4) Risc intermedi: *Q. ilex* i *Q. coccifera*. Són espècies que no tenen valors extrems en cap dels paràmetres analitzats. Continguts en cendres relativament alts (Doat i Valette, 1981).

5) Risc moderat: *R. alaternus* i *A. unedo*. Continguts hídrics pràcticament sempre superiors al 45 %. La relació superfície/volum és molt baixa: *A. unedo* (tiges $\varnothing < 2,5$ mm), *R. alaternus* (fulles i tiges $\varnothing < 2,5$ mm). *A. unedo* té una proporció baixa de tiges $\varnothing < 2,5$ mm i *R. alaternus*, una quantitat mínima de combustibles morts. *R. alaternus* té un contingut molt baix de substàncies solubles en èter, mentre que a *A. unedo* el contingut en cendres és elevat. En el cas d'*A. unedo*, s'ha comprovat experimentalment la seva baixa inflamabilitat i combustibilitat (Caramelle i Clément, 1978; Delaveaud, 1981).

6) Risc baix: *C. humilis*, *P. lentiscus* i *J. phoenicea*. Per als dos primers el contingut hídric és superior al 45 %, mentre que el percentatge de tiges primes i la seva relació superfície/volum és baixa. Per a *J. phoenicea*, la relació superfície/volum (fulles i tiges $\varnothing < 2,5$ mm) i la relació mort/viu són molt baixes. Per contra, el contingut hídric és més baix i el de productes solubles en èter és bastant elevat (Rundel, 1988).

7) Risc molt baix: *C. siliqua*. Contingut hídric sempre superior al 50 %. Les relacions mort/viu i superfície/volum són molt baixes (tiges $\varnothing < 2,5$ mm). Com a *J. phoenicea*, la proporció de fulles és alta, mentre que la de tiges de $\varnothing < 2,5$ mm és mínima.

PART V

EFFECTES DE DOS TIPUS DE TALLADA SOBRE LES PRINCIPALS ESPÈCIES DE LA GARRIGA

INTRODUCCIÓ

Una de les pràctiques més esteses amb l'objectiu de fer minvar la intensitat i el risc dels incendis i, alhora, facilitar-ne el control quan es produeixin, és l'anomenada «neteja del sotabosc». Aquesta es porta a terme generalment d'una manera radical, deixant només els arbres. Riba *et al.* (1984) han proposat modalitats de tallades més protectores, que permetrien disminuir els perills de pèrdues importants per escorriments superficials (erosió), i es tindrien en compte les pautes regeneratives de les principals espècies arbustives a Catalunya.

L'explotació tradicional dels boscos de planifolis podia ser bé com a bosc de llavor (explotat per a fusta noble), bé com a bosc de rebrotada. Aquesta segona modalitat s'aplicava freqüentment en els boscos mediterranis de creixement més lent (alzinars i algunes rouredes), i aleshores es deixaven les tiges més gruixudes i vigoroses (que podien tenir un creixement superior i podien proporcionar la millor llavor) i se'n tallava la resta (per a llenya i carboneig, principalment). D'aquesta manera s'aconseguia un bosc més alt i amb uns troncs més gruixuts, i es limitava el desenvolupament de múltiples tiges primes de mínim valor econòmic.

L'estassada dels arbusts (feta a mà) no és una intervenció excessivament destructiva, i la vegetació que es regenera posteriorment es manté essencialment idèntica (Casal *et al.*, 1984; Riba, 1987). Les tallades manuals són menys agressives per al medi que les mecàniques (Boivin, 1977; Green, 1977; Basanta Alves, 1982; tret de Casal *et al.*, 1984).

La majoria de les espècies responen d'una manera molt semblant després d'un incendi o d'una estassada. Hi ha, però, casos en què la regeneració és diferent, i això indica que el foc és un impacte més destructiu que les tallades. Per exemple, la majoria de les espècies atlàntiques del gènere *Erica* (*E. ciliaris*, *E. cinerea*, *E. umbellata*, *E. australis*) es refan per rebrotada després d'haver estat tallades i per germinació després del foc (Casal *et al.*, 1984); *Cistus albidus* també rebrota després de les tallades i germina després del foc (Vuillemin i Bulard, 1981; Cucó, 1985); *Calluna vulgaris* rebrota bé després de ser tallada, però només rebrota després del foc quan té menys de 15 anys d'edat (Kayll i Gimingham, 1965).

Moltes espècies llenyoses rebrotadores (*Erica arborea*, *E. multiflora*, *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Quercus ilex*, etc.) desenvolupen estructures al nivell de la soca (denominades freqüentment *lignotubers* en la bibliografia), a vegades des dels estadis inicials del seu desenvolupament (J. Lepart, comunicació personal), mentre que d'altres, com *Quercus coccifera*, disposen de tiges subterrànies ben gruixudes. Entre les herbes, cal remarcar que moltes graminoides, com *Brachypodium retusum*, disposen de rizomes o tiges estoloníferes que els permeten d'estendre's en superfície. La presència de *lignotubers*, soques, rizomes, estolons o d'altres estructures subterrànies pot ser útil per constituir òrgans «especialitzats» en la producció de borrons que es troben protegits sota terra, i també com magatzem de midó o altres recursos energètics o nutritius. S'ha vist que la concentració de midó a les rels d'*Adenostoma fasciculatum* és mínima durant l'estiu (Laude *et al.*, 1961). Si aquest arbust és tallat al juliol, triga molt més a refer-se i no presenta un creixement alt fins als mesos d'abril o juny, és a dir, gairebé un any més tard d'haver-se efectuat la tallada (Jones i Laude, 1960).

El coneixement de la regeneració vegetativa s'ha basat generalment en estudis del creixement clonal en herbes perennes. Aquesta forma de creixement per extensió lateral està caracteritzada per una aparició contínua de tiges que, en determinats casos, poden independitzar-se dels seus progenitors (Harper, 1978; Abrahamson, 1980; Cook, 1985). En el cas d'espècies llenyoses, la major part dels estudis han tingut per objecte millorar la producció per als ramats (Jones i Laude, 1960; Long *et al.*, 1978; Godron *et al.*, 1981; Tsiouvaras *et al.*, 1986; Tsiouvaras, 1987), o bé veure la resposta de la vegetació a successius focs controlats (així, Trabaud –1984a– aplica focs en intervals de dos, tres i sis anys a la garriga de *Quercus coccifera*, i Papanastasis –1977– ho fa durant tres anys successius a la *phrygana*). El fet que Trabaud (1984a) comprovés una capacitat de regeneració important en calar foc a la garriga cada dos anys, ens va fer considerar l'estudi d'una freqüència de tallades superior, per veure així si encara es mantenia aquesta capacitat regenerativa.

OBJECTIUS

En el capítol 14 es presenten els resultats d'experiments de tallades recurrents arreu cada any i en el capítol 15, els d'una tala (selectiva) de la major part de les tiges, però deixant-ne les més altes i vigoroses. En ambdós capítols es relaciona el material tallat amb el que es refà posteriorment. Es pretén conèixer la resposta de la planta i també veure l'ús i la destinació dels recursos disponibles per aquesta quan ha d'afrontar aquests tipus de tallades.

En el capítol 14, en cada tallada s'avaluen diversos paràmetres associats a la fitomassa (*Q. coccifera* i graminoides), i se'n segueix l'evolució per tal de comprovar si es produeix un esgotament o una disminució de la capacitat regenerativa.

En el capítol 15 se segueix el creixement dels rebrots que apareixen, i també el dels que no havien estat tallats en els mateixos individus, i es compara el desenvolupament d'aquests últims amb el d'individus de control.

14. Efectes de successives tallades recurrents

14.1. Mètodes

En els mateixos quadrats (de 4 m² de superfície) on s'havia avaluat prèviament la fitomassa (vegeu «Material» i «Mètodes», al capítol 7), es varen efectuar noves tallades. Aquestes tallades es varen realitzar d'acord amb una periodicitat preestablerta d'un any en els cinc quadrats on s'havia pesat la fitomassa als 3 anys del foc de 1982 (parcel·la 1, taula 3). Els cinc quadrats de la parcel·la 2 (on s'havia avaluat la fitomassa als 16 anys) foren tallats de nou un sol cop, un any més tard. Per tant, les tallades han estat efectuades durant els anys següents (sempre durant l'estiu):

- parcel·la 1, 3 anys (cada any): 1985, 1986, 1987 i 1988;
- parcel·la 2, 16 anys: 1985 i 1986.

En totes les tales es va extreure la totalitat de la fitomassa existent en cadascun dels quadrats de mostreig, i es van diferenciar i pesar separadament els components següents: *Quercus coccifera* i graminoides (principalment, *Brachypodium retusum*). Abans d'efectuar les tallades, es va avaluar el creixement vertical de *Q. coccifera* prenent cinc o sis mesures en cadascun dels quadrats de mostreig. Es van comptar els rebrots en el moment de tallar-los.

Abans d'efectuar la tallada de 1988 es varen prendre mesures de l'alçària de *Q. coccifera* i es van diferenciar els rebrots veïns de les zones no tallades (entre 0 i 50 cm de distància d'aquestes) d'aquells més allunyats (des del centre del quadrat fins a una distància lineal de 50 cm del centre). Les mesures es varen prendre en tots els rebrots situats a 10 cm de distància de les dues línies mitjanes que uneixen un costat i el seu paral·lel i de les dues diagonals que uneixen els quatre angles del quadrat. L'objectiu, en prendre aquestes mesures, fou estimar l'efecte marge i verificar si la proximitat de zones no tallades estimulava o no el creixement dels rebrots (suggerència de J. Kummerow).

Per tal de veure si l'edat de la vegetació tallada influïa en la rebrotada posterior, s'ha calculat la relació següent, que anomenem *factor de rebrotada*:

$$\text{Factor de rebrotada} = \frac{\text{Desenvolupament anterior a la tala (AT)}}{\text{Desenvolupament un any després de la tala (DT)}}$$

Aquest factor ha estat calculat sobre cadascun dels paràmetres següents: fitomassa (*Q. coccifera* i graminoides), densitat de rebrots (*Q. coccifera*) i alçària de *Q. coccifera*. S'ha analitzat la influència de l'edat (3 i 16 anys) de la vegetació tallada, d'una banda, i la situació dels rebrots respecte a la vegetació no tallada (centre i perifèria del quadrat), de l'altra, sobre la rebrotada mitjançant un test *t* de Student. Paral·lelament, s'han establert regressions lineals per tal de relacionar el desenvolupament abans de tallar i la regeneració posterior.

14.2. Resultats

Efecte de la proximitat de la vegetació no tallada en la rebrotada

La proximitat de la zona no tallada no sembla afavorir ni tampoc dificultar el creixement posterior de *Q. coccifera*, ja que no s'observa, en cap dels cinc quadrats, un creixement vertical significativament diferent ($p < 0,05$) en el centre que a les vores (taula 58).

Efecte de l'edat de la vegetació tallada

S'observa una relació pròxima a 8 en el pes de la biomassa viva de *Q. coccifera* tallada respecte de la que es desenvolupa un any més tard, tant a la zona de 16 anys com a la de 3 anys (taula 59). Si tenim en

TAULA 58. Comparació del creixement vertical dels rebrots situats a 50 cm del centre de cadascun dels quadrats de mostreig (Q) respecte dels situats a 50 cm del perímetre dels quadrats esmentats. S'indica el nombre de rebrots mesurats (n), l'alçària (mitjana i error estàndard) (h) i la significació (p) del test *t*, que compara la situació dels rebrots respecte a la vegetació no tallada dels voltants.

	Centre		Perímetre		
	n	h (cm)	n	h (cm)	p
Q-1	43	7,7 ± 0,3	23	7,9 ± 0,7	0,83*
Q-2	11	6,9 ± 1,0	79	8,9 ± 0,5	0,14
Q-3	44	9,8 ± 0,5	46	9,9 ± 0,6	0,93
Q-4	105	5,4 ± 0,3	57	5,6 ± 0,5	0,72*
Q-5	53	7,2 ± 0,5	39	7,5 ± 0,5	0,71

* Valor obtingut pel test *t* considerant les variàncies no homogènies.

compte la biomassa tallada total (la viva més la morta), la relació és més desigual, sense que s'observin tampoc diferències significatives ($p < 0,05$) entre els 16 i els 3 anys.

En el nombre de tiges vives tallades respecte a les que rebroten al cap d'un any es troben diferències significatives entre les dues zones estudiades ($p < 0,01$). Sempre, però, apareixen més rebrots dels que hi havia abans de tallar (taula 59). Tanmateix, si considerem el nombre total de tiges tallades (vives més mortes), no s'observen diferències significatives entre aquestes dues zones ($p = 0,12$). Aquest canvi s'explica perquè la densitat de la rebrotada depèn del nombre de tiges que s'havia anat desenvolupant anteriorment i no del de tiges vives i funcionals en el moment de tallar (taula 59). En la zona tallada als 16 anys, part de les tiges mortes es trobava encara dempeus en el moment en què es va efectuar la tallada, però no pas totes, ni probablement la majoria, que s'hauria anat trencant i descomponent.

TAULA 59. Efecte de l'edat de la vegetació tallada (3 anys i ~16 anys) sobre la rebrotada al cap d'un any de la tala. Els resultats corresponen a l'anomenat *factor de rebrotada*^a calculat mitjançant el quocient entre el desenvolupament (p. ex., en fitomassa viva) de la vegetació tallada i el que presentava aquesta un any després de la tala. S'indica la mitjana dels cinc quadrats de mostreig, l'error estàndard i, a la dreta, la significació del test *t*, que compara les dues edats.

	3 anys	~16 anys	p
<i>Quercus coccifera</i>			
Fitomassa viva	7,74 ± 1,36	8,03 ± 1,18	0,88
Fitomassa total	7,74 ± 1,36	9,66 ± 1,35	0,35
Densitat vives	0,81 ± 0,06	0,46 ± 0,06	0,003
Densitat total	0,81 ± 0,06	0,65 ± 0,07	0,12
Alçària recobriment	2,54 ± 0,26	3,30 ± 0,26	0,07
Graminoides			
Fitomassa total	2,70 ± 0,31	4,85 ± 1,37	0,19 ^b

^a El factor de rebrotada és adimensional.

^b Valor obtingut pel test *t* considerant les variàncies no homogènies.

Les diferències en l'alçària de *Q. coccifera* en la garriga tallada respecte de la mateixa comunitat un any més tard no resulten estadísticament prou significatives ($p = 0,07$, taula 59). Per a les herbes graminoides, tampoc no arriben a trobar-se diferències significatives en les taxes de rebrotada entre les dues zones estudiades, malgrat que els valors mitjans siguin molt diferents (taula 59). Això pot ser degut al fet que els valors de l'àrea de 16 anys són molt diversos (des de 10,1 fins a 2,6). Hem pogut comprovar que els valors

més elevats de l'esmentat factor corresponen als quadrats on la biomassa de *Q. coccifera* és més elevada, la qual cosa vol dir que la vitalitat de *B. retusum* és menor en aquests indrets, i per tant rebrota menys bé (fig. 67).

Relació entre el que hi havia abans de tallar i el que rebrota

La regeneració està en relació directa amb el que hi havia abans de tallar. L'edat de la vegetació tallada no té cap influència sobre la capacitat de regeneració (almenys entre els 3 i els 16 anys), si no és perquè un lapse més llarg permet un desenvolupament més gran de la vegetació. Tant la fitomassa produïda (de *Q. coccifera* i de graminoides) com l'alçària de l'estrat arbustiu poden ser predits mitjançant una regressió lineal ($p < 0,01$) a partir de la fitomassa, o l'alçària de l'estrat arbustiu tallats (fig. 64). Durant l'any

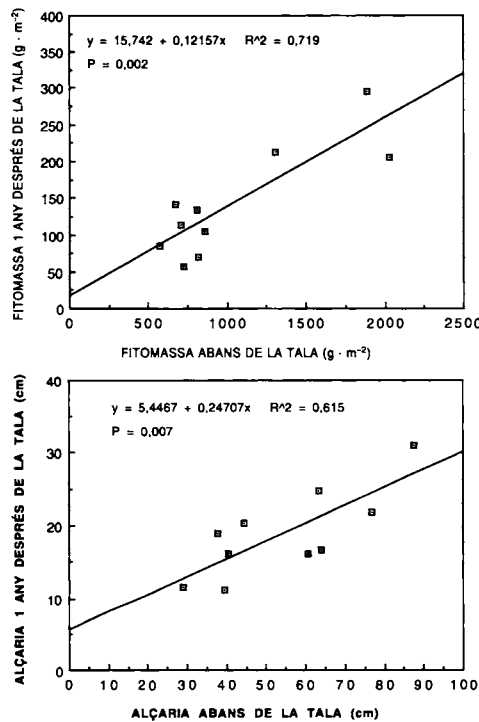


FIGURA 64. Fitomassa que havia rebrotat un any després de la tallada (dalt) i alçària d'aquesta (baix) per a *Quercus coccifera* en funció dels mateixos paràmetres existents en el moment de la tallada.

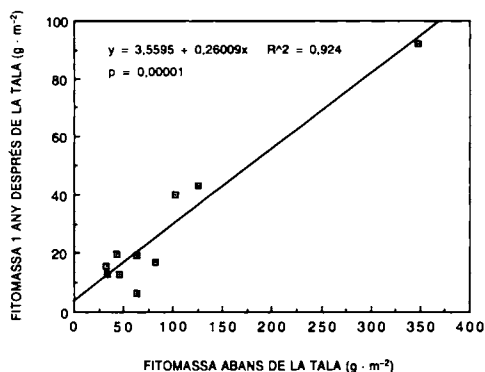


FIGURA 65. Fitomassa de gramínoides (principalment *Brachypodium retusum*) que hi havia al cap d'un any de la tallada en funció de la fitomassa que hi havia abans d'aquesta.

posterior a la tallada es refan més la fitomassa d'herbes gramínoides i l'alçària de l'estrat arbustiu que no pas la biomassa arbustiva (fig. 64 i 65). El nombre de rebrots que apareixen també depèn del nombre de rebrots tallats. Aquesta afirmació és vàlida sempre que s'entengui aquest nombre com el conjunt de tiges que *Q. coccifera* ha anat desenvolupant en el període anterior a la tala, i no el nombre de rebrots vius (i funcionals) en el moment d'efectuar-la (fig. 66). Després de tallar es desenvolupa sempre un nombre superior de rebrots al que hi havia abans (fig. 66). La producció de gramínoides després de la tala no depèn de la biomassa de *Q. coccifera* (fig. 67), però sí que ho fa la vigor amb què rebroten les gramínoides (entesa com el quocient entre el que hi havia abans de tallar i la producció posterior). Això vol dir que el poder de regeneració (vitalitat) d'aquest grup d'herbes on domina *B. retusum* és menor com més *Q. coccifera* hi hagi en el moment de tallar (fig. 68).

Efecte de la recurrència de les tallades

Al cap d'un any de la tala, la resposta en fitomassa i en densitat de tiges havia estat lleument superior després de la segona tallada que de la primera (taula 60). Després de la tercera tala consecutiva s'observà una regeneració una mica inferior als anys anteriors en el cas de *Q. coccifera* (taula 60), mentre que en les gramínoides hi hagué una minva més important (al voltant del 40 % menys), la qual cosa sembla deguda a una reducció en la capacitat de restabliment per la recurrència de les tallades. El fet que les precipitacions hagin estat superiors durant aquest tercer

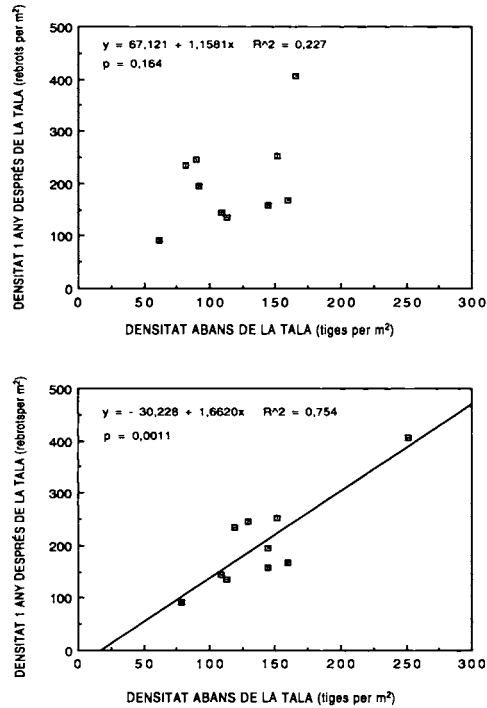


FIGURA 66. Densitat de tiges vives de *Quercus coccifera* al cap d'un any de la tallada en funció de la densitat de tiges vives (part superior) o del total de tiges dretes (vives i mortes) (part inferior) en el moment que s'efectuà aquesta.

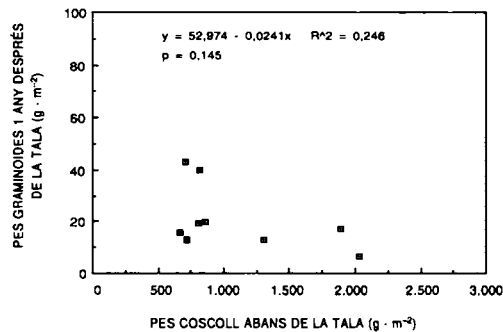


FIGURA 67. Fitomassa de graminoides (principalment *Brachypodium retusum*) al cap d'un any de la tallada respecte de la biomassa de *Quercus coccifera* en els mateixos quadrats abans de la tallada.

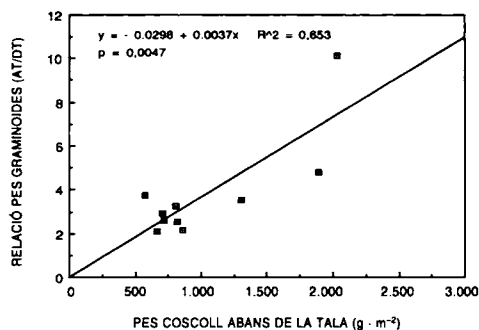


FIGURA 68. Factor de rebrotada (quocient entre la biomassa abans de la tallada i la d'un any després d'aquesta) per a les graminoides en funció de la fitomassa de *Quercus coccifera* abans de la tallada.

cicle anual que en els anteriors (a Begues, l'observatori més pròxim, 988 mm respecte a 530 i 637) fa descartar l'eixut com la causa que explicaria aquesta menor capacitat regenerativa després de la tercera tallada.

L'alçària de *Q. coccifera* sembla disminuir amb la repetició de les tallades (taula 60).

Comparació de l'efecte de la tala respecte del foc en Q. coccifera

Si bé pot semblar discutible comparar dos tractaments quan no s'han efectuat simultàniament o en els mateixos punts de mostreig, dels resultats obtinguts es desprenen diferències importants que es manifesten sempre en el mateix sentit.

TAULA 60. Rebrotada després de la primera tallada ($\times 1$), de dues tallades consecutives cada any ($\times 2$) i de tres tallades seguides també cada any ($\times 3$). S'indica la mitjana per als cinc quadrats de mostreig i l'error estàndard.

	$\times 1$	$\times 2$	$\times 3$
<i>Quercus coccifera</i>			
Fitomassa ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)	100,2 $\pm$ 14,2	121,6 $\pm$ 12,5	93,7 $\pm$ 7,9
Nombre rebrots (m^{-2})	171,4 $\pm$ 20,7	180,3 $\pm$ 12,3	159,9 $\pm$ 11,9
Alçària recobriment (cm)	15,6 $\pm$ 1,9	13,7 $\pm$ 1,7	11,9 $\pm$ 0,9
Graminoides			
Fitomassa ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)	36,8 $\pm$ 14,9	42,3 $\pm$ 17,9	26,1 $\pm$ 13,1

TAULA 61. Comparació de la rebrotada després del foc (un i tres anys després de 1982) i després de la tala (un any). Els quadrats de l'àrea cremada tres anys abans són aquells on s'han efectuat les tallades. S'indica la mitjana ($\bar{X}$) per als cinc quadrats de mostreig i l'error estàndard (SE).

	FOC 1 any		FOC 3 anys		TALLADES* 1 any	
	$\bar{X}$	SE	$\bar{X}$	SE	$\bar{X}$	SE
<i>Quercus coccifera</i>						
Fitomassa ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	217,9	49,1	707,3	46,5	121,6- 93,7	12,5- 7,9
Nombre rebrots (m^{-2})	-	-	135,6	10,2	180,3-159,9	12,3-11,9
Alçària recobriment (cm)	33,1	2,1	38,2	2,6	15,6- 11,9	1,9- 0,9
Graminoides						
Fitomassa ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	60,6	12,8	116,4	60,3	42,3- 26,1	17,9-13,1

* S'indiquen els valors màxim i mínim obtinguts en les tres tallades consecutives efectuades cada any.

En les tres tallades successives efectuades cada any, la fitomassa de *Q. coccifera* i l'alçària foren sempre molt inferiors al 20 % de les que hi havia en els mateixos llocs als tres anys del foc (taula 61). Igualment, en la zona tallada cada any, la fitomassa i l'alçària de *Q. coccifera* foren sempre inferiors o pròximes al 50 % de les existents en els quadrats tallats al cap d'un any del foc de 1982 (taula 61 i capítol 11). Contràriament, després de tallar va aparèixer sempre un nombre de rebrots superior al que s'havia desenvolupat després del foc. No es detecten diferències sensibles de precipitacions que permetin explicar aquestes diferències de comportament entre les respostes a l'incendi i a la tala.

15. Efecte d'una tallada selectiva de tiges

15.1. Mètodes

Dels deu individus de les espècies arbustives (*Q. coccifera*, *P. lentiscus*, *D. gnidium* i *E. multiflora*) en els quals s'havia seguit el creixement posterior a l'incendi de 1982 (vegeu capítol 6), el juliol de 1986 se'n van escollir cinc (aquells en què no s'havia comptat el nombre de ramificacions i/o de nusos), dels quals es van tallar tots els rebrots excepte els més alts (dominants), que es varen deixar. La fracció de rebrots deixats drets fou entre el 7 i el 20-25 % per a *Q. coccifera*, *D. gnidium* i *E. multiflora* (taula 62), mentre que per a *P. lentiscus* fou significativament superior ($p < 0,05$) (entre el 19 % i el 40 %). En *P. lentiscus* es va decidir tallar una menor proporció de rebrots pel fet de tenir una densitat de tiges (per unitat de superfície de projecció sobre el sòl) molt inferior a la de les tres espècies restants.

Abans de l'inici de la primavera següent (principi de març de 1987), després d'aquesta (juliol de 1987) i de la de l'any següent (agost de 1988) es va censar, per a cadascun dels individus, el nombre de tiges que havien rebrotat. Així mateix, en les dues últimes dates es varen prendre les mesures següents:

- Creixement de l'eix principal d'un o dos dels rebrots deixats drets i també d'un rebrot dominant (el més alt de cada individu) i un de suprimit (un dels més baixos), escollits durant el mostreig de març de 1987 d'entre els que havien aparegut després de la tallada.

- Nombre de ramificacions formades sobre l'eix principal de les tiges especificades en l'apartat anterior (tot diferenciant, en els rebrots no tallats, les desenvolupades en creixements posteriors a la tallada d'aquelles formades anteriorment).

Els resultats corresponents a la formació de rebrots nous respecte al total de tiges tallades, a la llargària de la tija i al nombre de ramificacions dels nous rebrots s'han comparat entre les quatre espècies arbustives mitjançant una anàlisi de la variància ($p < 0,05$). Pel que fa als rebrots deixats drets, s'ha comprovat, per mitjà d'un test *t* de Student ($p < 0,05$), si hi havia diferències significatives en llargària i formació de ramificacions entre els peus tallats i els no tallats.

15.2. Resultats

Aparició de nous rebrots

P. lentiscus és l'arbrust que desenvolupà menys rebrots després de la tallada (taula 62). Molts tardaren a aparèixer i no es formaren fins als 8-10 mesos després de la tallada (primavera de 1987).

Q. coccifera i *E. multiflora* desenvoluparen pràcticament sempre la majoria dels rebrots (entre un 70 % i un 80 % de mitjana) durant els mesos següents a la tallada (abans de la primavera de 1987). La resta va aparèixer més tard i, a diferència de les altres espècies, encara es formaren noves tiges durant la primavera de 1988 (taula 62). *D. gnidium* desenvolupà ràpidament la totalitat dels rebrots, però una part considerable

TAULA 62. Nombre total de rebrots abans de la tala (RT), percentatge de rebrots deixats drets (no tallats, NT), nombre total de rebrots que apareixen després de la tala (RN) i distribució d'aquests segons el moment de la seva aparició (PT, P1P, P2P). S'indica també la proporció de rebrots nous respecte al total de tiges tallades (PN). Per a cadascuna de les variables s'indica la mitjana, l'error estàndard, i també per a NT i PN, la significació ($p < 0,05$).

	RT	NT	RN	PT	P1P	P2P	PN
<i>Q. coccifera</i>	14,6 ± 3,6	11,2 (7,7-20,0) ^a	19,0 ± 4,2	70,0 ± 8,5	27,2 ± 7,1	2,8 ± 2,0	158,8 ± 24,0 ^a
<i>P. lentiscus</i>	26,2 ± 11,6	28,5 (19,0-40,0) ^b	12,0 ± 4,1	39,5 ± 14,1	60,5 ± 14,1	0,0 ± 0,0	79,8 ± 22,5 ^a
<i>D. gnidium</i>	14,0 ± 8,1	19,5 (7,9-25,0) ^{a,b}	18,2 ± 12,0	100,0 ± 0,0	-22,0 ^b ± 5,6	-14,8 ^b ± 0,0	139,6 ± 14,5 ^a
<i>E. multiflora</i>	33,5 ± 3,2	13,0 (7,7-16,7) ^a	41,6 ± 7,7	79,5 ± 12,5	16,8 ± 10,8	3,7 ± 2,1	140,4 ± 22,1 ^a

^a Si en lloc del test de Scheffe es fa ús de l'SNK (Student-Newman-Keuls), aleshores *P. lentiscus* i *D. gnidium* també són diferents.

^b Es refereix al percentatge de rebrots morts que havien aparegut anteriorment.

morí aviat (després de la primera prospecció). Fins i tot en alguns casos (dos dels cinc individus estudiats), els rebrots no tallats varen morir en no resistir l'impacte de la tallada i/o quedar més exposats al vent i a l'eixut.

Q. coccifera, *D. gnidium* i *E. multiflora* desenvoluparen més rebrots dels que s'havien tallat anteriorment (del 100 % al 250 %, segons els individus). *P. lentiscus* desenvolupà de mitjana menys rebrots dels que s'havien tallat, si bé hi ha gran variabilitat segons els individus (del 23 % al 150 %). Això comporta que les diferències no fossin significatives ($p < 0,05$) respecte de les altres espècies (amb un grau de confiança del 90 %, les diferències resultaren rellevants).

Desenvolupament dels nous rebrots

Tant en els rebrots dominants com en els suprimits, el creixement en llargària de l'eix era significativament diferent ($p < 0,05$) entre les espècies estudiades a l'any de fer-se la tallada. *D. gnidium*, *P. lentiscus*, *Q. coccifera* i *E. multiflora* presentaven, per aquest ordre, de més a menys creixement. En canvi, entre el primer i el segon any després de la tallada, no hi hagué diferències considerables de creixement en els quatre arbusts estudiats (taula 63).

Els rebrots dominants sempre varen créixer més que els suprimits en les quatre espècies considerades. De fet, en bastants casos, més freqüentment a *E. multiflora* i *Q. coccifera*, els rebrots suprimits no varen créixer gens durant el segon any (taula 63).

TAULA 63. Allargament dels rebrots (cm) durant els dos primers anys d'haver efectuat la tallada per a les quatre espècies estudiades. S'indica la mitjana i l'error estàndard per als rebrots dominants i els suprimits.

	Dominants		Suprimits	
	Primer any ^a	Segon any ^b	Primer any ^a	Segon any ^b
<i>Q. coccifera</i>	18,9 ± 3,7	8,1 ± 3,1	5,3 ± 0,4	0,1 ± 0,1
<i>P. lentiscus</i>	25,9 ± 2,4	11,0 ± 2,9	6,3 ± 2,1	1,4 ± 0,9
<i>D. gnidium</i>	39,6 ± 8,7	16,4 ± 2,6	18,2 ± 2,6	11,1 ± 5,2
<i>E. multiflora</i>	12,7 ± 1,2	12,3 ± 2,4	2,7 ± 0,4	1,6 ± 1,6

^a Diferències significatives entre les quatre espècies estudiades ($p < 0,05$).

^b No hi ha diferències significatives entre les quatre espècies estudiades ($p < 0,05$).

Freqüentment a *D. gnidium*, i més rarament en les altres espècies, es verifica un creixement monopòdic durant el primer any, sense que pugui diferenciar-se bé el creixement immediat a la tallada del que es desenvolupa durant la primavera. Entre el segon i el tercer any, el creixement simpòdic es manifesta d'una manera clara en pràcticament tots els individus. Això és especialment evident a *D. gnidium*, en què molts dels rebrots dominants i codominants varen treure nombroses flors.

En el primer creixement, *Q. coccifera* desenvolupà més ramificacions en els rebrots dominants que les altres espècies (diferències significatives, $p < 0,05$; taula 64). S'ha pogut comprovar *in situ* que una part d'aquestes ramificacions es desenvolupen simultàniament a l'allargament de les tiges. En el segon creixement, *Q. coccifera* formà també més ramificacions que les altres espècies, però les diferències no foren significatives (taula 64).

TAULA 64. Nombre de ramificacions formades a les quatre espècies estudiades durant els dos primers anys d'haver efectuat la tallada. S'indica la mitjana i l'error estàndard als rebrots dominants i als suprimits.

	Dominants		Suprimits
	Primer any ^a	Segon any ^b	Segon any ^b
<i>Q. coccifera</i>	7,4 ± 1,9	6,8 ± 1,1	0,4 ± 0,4
<i>P. lentiscus</i>	1,0 ± 0,5	3,2 ± 0,9	0,8 ± 0,4
<i>D. gnidium</i>	2,5 ± 1,5	4,5 ± 0,3	1,5 ± 0,6
<i>E. multiflora</i>	1,4 ± 0,4	5,0 ± 1,3	0,2 ± 0,2

^a Diferències significatives entre les quatre espècies estudiades ($p < 0,05$).

^b No hi ha diferències significatives entre les quatre espècies estudiades ($p < 0,05$).

En els rebrots suprimits es formaren poques ramificacions, amb mínimes diferències entre les quatre espècies estudiades.

Desenvolupament dels rebrots no tallats

Els rebrots dominants presentaven un desenvolupament (llargària i nombre de ramificacions) molt semblant en els peus tallats i en els no tallats per a les quatre espècies arbustives (taula 65).

Un cop tallades la majoria de les tiges, els rebrots no tallats varen tenir una resposta diferent segons les espècies. A *Q. coccifera* i a *P. lentiscus*, el desenvolupament d'aquests rebrots més llargs prosseguí d'una manera semblant en els peus tallats i en els no tallats (taula 66). *D. gnidium* i *E. multiflora* presentaven una resposta desigual. El primer creixement fou notablement

TAULA 65. Comparació del desenvolupament (llargària, nombre de ramificacions) anterior a la tala dels rebrots més alts (no tallats) en els peus tallats i en els no tallats (mitjana, error estàndard i significació).

	Llargària (cm)			Nombre de ramificacions		
	Peus			Peus		
	No tallats	Tallats	p*	No tallats	Tallats	p*
<i>Q. coccifera</i>	58,4 ± 4,3	71,2 ± 6,9	0,16	43,0 ± 4,6	47,4 ± 6,4	0,59
<i>P. lentiscus</i>	78,8 ± 7,0	84,9 ± 5,1	0,50	10,2 ± 1,2	12,0 ± 1,6	0,40
<i>D. gnidium</i>	83,3 ± 6,9	96,3 ± 11,7	0,34	15,6 ± 1,4	17,3 ± 1,4	0,45
<i>E. multiflora</i>	37,2 ± 3,9	40,8 ± 4,8	0,58	17,4 ± 1,5	22,6 ± 3,7	0,23

* Resultats obtinguts mitjançant un test *t* de Student.

TAULA 66. Allargament dels brots posteriors a la tala en les tiges deixades en peu en els arbusts tallats i en els no tallats (mitjana, error estàndard i significació).

	Primer any			Segon any		
	Peus			Peus		
	No tallats	Tallats	p*	No tallats	Tallats	p*
<i>Q. coccifera</i>	2,2 ± 1,1	3,2 ± 1,3	0,60	2,5 ± 1,9	1,5 ± 0,9	0,65
<i>P. lentiscus</i>	0,8 ± 0,3	1,4 ± 0,5	0,35	0,7 ± 0,4	1,3 ± 0,7	0,30
<i>D. gnidium</i>	1,4 ± 0,4	4,4 ± 0,8	0,01	2,6 ± 1,4	5,8 ± 2,8	0,28
<i>E. multiflora</i>	1,4 ± 0,6	4,5 ± 1,0	0,03	3,0 ± 0,7	4,2 ± 1,6	0,49

* Resultats obtinguts mitjançant un test *t* de Student.

superior en els peus tallats que en els no tallats (taula 66), mentre que el segon creixement fou també més elevat en els primers, però sense que les diferències fossin significatives ($p < 0,05$). El nombre de ramificacions formades sobre nusos desenvolupats després de la tallada no fou significativament diferent en cap dels dos últims arbusts. En canvi, a *E. multiflora* es formà després de la tallada un nombre de ramificacions sensiblement superior en les parts desenvolupades abans d'aquesta, tant en valors absoluts ($p < 0,10$) com respecte al total de ramificacions (%) formades després de la tallada (taula 67). A *D. gnidium*, el nombre de ramificacions desenvolupades en els segments de les tiges ja formats abans de la tallada fou nul tant en els peus tallats com en els no tallats.

TAULA 67. Formació de ramificacions durant els dos anys següents a la tala en les tiges deixades en peu en els arbusts tallats i en els no tallats (mitjana, error estàndard i significació). S'indica el nombre total de ramificacions formades sobre l'eix i també en les parts d'aquest desenvolupades abans de la tallada (en valors absoluts i en % respecte al total).

	Nombre total			En creixements anteriors a la tallada					
				Nombre			% total		
	Peus			Peus			Peus		
	No tallats	Tallats	p	No tallats	Tallats	p	No tallats	Tallats	p
<i>Q. coccifera</i>	7,2 ± 3,1	7,6 ± 2,5	0,92	2,6 ± 0,8	1,2 ± 0,6	0,20	60,3 ± 20,2	19,5 ± 9,8	0,11
<i>P. lentiscus</i>	4,4 ± 1,4	5,8 ± 1,3	0,49	2,8 ± 1,2	3,2 ± 1,7	0,85	60,0 ± 17,2	47,3 ± 15,0	0,59
<i>D. gnidium</i>	4,0 ± 0,6	4,7 ± 0,7	0,52	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,00	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,00
<i>E. multiflora</i>	5,6 ± 1,6	11,6 ± 2,1	0,057	0,4 ± 0,4	6,6 ± 2,5	0,07 ^a	3,3 ± 3,3	47,6 ± 12,5	0,02 ^a

^a t- test per a variàncies no homogènies.

DISCUSSIÓ DE LA PART V

En el capítol 14 s'ha vist clarament com el que rebrota (fitomassa, alçària de l'estrat arbustiu, densitat de les tiges) depèn del que hi havia abans de tallar (fig. 64-66). Això s'ha trobat tant per a espècies llenyoses com ara *Quercus coccifera* com per a espècies de tipus graminoides (principalment, *Brachypodium retusum*). Pel que fa a la fitomassa, hem vist que al cap d'un any havia rebrotat un 10-15 % del material tallat en el cas de *Q. coccifera*, mentre que per a les graminoides aquesta proporció fou d'un 20-35 %. La densitat de rebrots de *Q. coccifera* que es desenvolupen després de la tallada és superior al nombre de rebrots total que s'havia desenvolupat anteriorment (fig. 66), que inclou els rebrots vius i funcionals i els que es troben drets morts (per efecte de la competència entre ells; vegeu el capítol 7). Això confirma que la densitat de tiges constitueix un bon indicador del banc de borrons (*bud bank*) o, si volem dir-ho d'una altra manera, de les reserves de teixit potencialment meristemàtic (Malanson i Trabaud, 1988a). No tots els borrons estan en estat latent en absència d'incendis (això s'havia vist al capítol 7), però quan hi ha una perturbació es produeix una activació d'aquest reservori de borrons. Amb el temps, el nombre de tiges tendirà a disminuir (capítol 7). Si en lloc de tallar tots els rebrots en deixem uns quants (capítol 15), també apareixen més tiges que les tallades, sempre que el percentatge de tiges tallades sigui superior al 80 % del total. En el cas de *P. lentiscus*, en què s'havia deixat dreta una proporció superior de tiges (20-40 %), el nombre de tiges noves fou inferior a les tallades.

Aquesta relació entre el material tallat o cremat i el que rebrota també ha estat trobada en d'altres estudis (Stohlgren *et al.*, 1984; Malanson i Trabaud, 1988a; Zammit, 1988). Stohlgren *et al.* (1984) varen trobar per a *A. fasciculatum* una correlació lineal positiva entre l'àrea basal de les tiges abans de ser cremades i la biomassa d'aquestes un any després del foc. Per Zammit (1988), la llargària del rebrot dominant (més alt) i el nombre total de tiges produït després d'un foc o d'una tallada augmenta amb la grandària del *lignotuber* de *Banksia oblongifolia*. Pel que fa a la densitat de rebrots per unitat de superfície, el nombre d'aquests disminueix com més grans són les dimensions del *lignotuber*. En canvi, el període necessari per a l'aparició del 50 % dels rebrots no varia amb la grandària del *lignotuber*. Malanson i Trabaud (1988a) varen trobar que la densitat de rebrots de *Q. coccifera* i el sumatori de la seva alçària estan relacionats, respectivament, amb el nombre i la biomassa d'aquests abans del foc controlat.

El desenvolupament de la vegetació tallada (alçària, densitat, biomassa), i no directament l'edat, determina la rebrotada posterior (al-

menys a partir dels tres anys d'haver tallat). L'edat abans de la pertorbació té un efecte indirecte per mitjà de la fitomassa i de la densitat de tiges (Malanson i Trabaud, 1988a). Zammit (1988), en estudiar la rebrotada de *Banksia oblongifolia* al sud d'Austràlia, també troba que el nombre de tiges no depèn de l'edat de la vegetació tallada. En canvi, l'aparició dels rebrots i la seva llargària variaven entre els llocs que s'havien cremat per darrera vegada el 1965 i 1977 respecte d'una altra zona cremada el 1979. En aquesta àrea, els rebrots apareixen més tard (90 dies enfront de 39 i 40, respectivament) i les tiges tenen una llargària superior. Aquests resultats divergents ens semblen deguts a la intensitat del foc, que hauria estat superior l'any 1979. Altrament, no s'entendrien els valors molt semblants corresponents als incendis de 1965 i 1977 (dotze anys de diferència) respecte als de 1977 i 1979 (dos anys).

En produir-se dos o tres focs amb intervals de dos anys, s'ha vist que el recobriment de *Q. coccifera* disminueix progressivament i el sòl nu i les plantes herbàcies tendeixen a augmentar (Godron *et al.*, 1981). Si l'acció del foc s'atura, la vegetació trigarà més temps a retornar a l'estadi inicial (abans del foc) com més cops s'hagi cremat (Godron *et al.*, 1981). Però, de fet, la garriga resulta molt estable –o metastable, si es prefereix– i resisteix bé almenys fins a sis cremes controlades produïdes amb intervals de dos anys. Aquesta periodicitat no sembla afectar la seva capacitat regenerativa (Malanson i Trabaud, 1987b). Es pot definir millor aquesta qualitat amb el terme *elasticitat* (retorn a una situació inicial) que amb el terme *resiliència* (resistència a un xoc) (Godron *et al.*, 1981; Malanson i Trabaud, 1987). Això no priva que aquesta capacitat per rebrotar sigui limitada, que un cop superat un determinat llindar, s'arribi a una situació irreversible o catastròfica. De fet, creiem que aquest perill s'assoleix amb un nombre més elevat de cremes controlades o amb un interval inferior entre aquestes. Per això varem considerar adient de produir tallades amb un interval d'un any. És probable que amb un seguiment més llarg es pugui determinar el punt més enllà del qual les soques perden sensiblement el seu potencial de resposta.

Zammit (1988) va trobar, en l'arbust australià *Banksia oblongifolia*, que, després de cinc tallades amb un interval mitjà d'uns tres mesos, era incapaç de rebrotar. També va veure que, com més gran era la superfície del *lignotuber* (o el nombre de tiges tallades), més rebrots apareixien en les successives tallades. Però més enllà d'uns 15 dm² d'àrea de *lignotuber* no s'observava una densitat superior de rebrots. A més, el quocient entre el nombre de rebrots produïts en les successives tallades i el nombre de tiges presents abans de tallar disminuïa exponencialment amb la grandària del *lignotuber*. Això vol dir que els *lignotubers* més petits són els que presenten una reserva més gran de borrons, proporcionalment a les tiges

tallades, que els més grans. Sempre és arriscat voler extrapolar aquests resultats, corresponents a una espècie del sud d' Austràlia, estudiada en una localitat on les precipitacions són de 1.100 mm igualment repartits al llarg de tot l'any (Zammit, 1988), al nostre *Q. coccifera*, però, en tot cas, ens pot donar la pauta del tractament que caldria aplicar per veure el límit de la seva capacitat regenerativa. De fet, fins i tot en espècies amb una distribució geogràfica similar, les diferències poden ser notables: pel que hem observat en alguns individus de *P. lentiscus* tallats en els quadrats de mostreig, aquesta anacardiàcia presenta una capacitat de rebrotada molt inferior a *Q. coccifera*. Un exemple que també pot il·lustrar aquestes diferències entre espècies és la influència diferent de l'estació (primavera o tardor) del foc controlat i la seva freqüència. Trabaud (1984a) i Malanson i Trabaud (1987b) varen trobar que l'efecte de l'estació era més important que el de la freqüència dels incendis: després dels focs de primavera, *Q. coccifera* rebrota millor, mentre que els focs de tardor afavoreixen la producció d'herbes (principalment graminoides). Contràriament, en les *phryganes* dominades per *Sarcopoterium spinosum*, una superior freqüència de focs fa disminuir la producció, especialment la d'aquest arbust (Papanastasis, 1980). Si el foc és excessivament freqüent (una crema per any durant tres anys consecutius), la producció d'herbes disminueix sensiblement (Papanastasis, 1980). Això s'assembla més al que hem trobat per a les graminoides en els llocs tallats durant tres anys seguits.

Long *et al.* (1978) han observat que tallant la garriga de dos a quatre cops l'any fins a uns 15 cm d'alçària (per tal de simular l'efecte de la pastura) des de 1970 fins al 1976, la producció global d'aquesta es mantenia sempre entorn de 0,5 (t·ha⁻¹·any⁻¹). El quocient (pes d'herbes)/(pes total) augmenta linealment durant els primers anys (passa del 5-10 % al 50 %), i s'estabilitza a partir de 1973. Quan els terrenys són fertilitzats, la producció augmenta ràpidament a 2-3 t·ha⁻¹·any⁻¹ alhora que la relació herbes/arbusts arriba fins al 80-90 %. Tsiouvaras *et al.* (1986) varen aplicar unes altres proves, consistents a tallar *Q. coccifera* cada quinze dies, durant el període de creixement, el 0, 20, 40, 60, 80 i 100 % del creixement de l'any en curs. El tractament s'aplicà durant dos anys: durant el primer any d'efectuar les tallades, no hi hagué diferències de resposta en funció de la intensitat de tallada; durant el segon any, el creixement fou superior en els peus on s'havia tallat un 40 % o més de la llargària dels brots. Addicionalment, s'havia aconseguit millorar el valor nutritiu per als ramats, i també estimular més la producció de branquillons tendres com més intensa havia estat la tallada (Tsiouvaras, 1987).

Zammit (1988) trobà que *Banksia oblongifolia* produeix una densitat de tiges menor en rebrotar després del foc que en rebrotar després d'una tallada (4 tiges/dm² enfront de 20,5), però els rebrots eren significativa-

ment més llargs en els llocs cremats (75,2 cm *vs.* 46,5). En canvi, l'aparició dels rebrots era simultània en un lloc i a l'altre. Això és explicat perquè l'efecte tèrmic del foc mata una part dels borrons, els quals perden la seva funcionalitat. Aleshores, els borrons restants donen lloc a rebrots amb més possibilitats de creixement (en tenir accés a una més gran fracció de nutrients continguts en les soques o alliberats en les cendres). Canadell i Lloret (1989) varen trobar al Corredor que la densitat de rebrots d'*Arbutus unedo* i d'*Erica arborea* era menor en els individus cremats i estassats respecte del control (només estassats), i que com més alta era la temperatura del foc menys rebrots es produïen (per unitat de superfície). Per a *A. unedo*, aquests autors varen comprovar també que la biomassa dels rebrots era semblant en els individus cremats i els tallats. En conseqüència, els rebrots desenvolupats després del foc tenien un creixement superior. Dels nostres estudis, si bé no han estat plantejats amb l'objectiu de comparar l'efecte del foc i l'estassada, també es desprèn que la tallada tendeix a produir un nombre de rebrots més alt, que, alhora, són més curts (compareu els resultats dels capítols 6 i 7 amb els dels capítols 15 i 14; taula 66). En les tallades selectives, la rebrotada disminueix notablement per a *P. lentiscus*, en el qual vàrem deixar dret un nombre superior de rebrots (19-40 %).

En *D. gnidium* tots els rebrots es formaren durant els primers mesos després de tallar (agost-novembre); en *Q. coccifera* i, en menor grau, en *E. multiflora*, la major part dels rebrots es formaren també durant aquest temps, mentre que en el cas de *P. lentiscus*, l'arbust en què la tallada fou més moderada, la major part de les tiges no varen aparèixer fins a la primavera següent (març-maig).

A diferència dels altres arbusts, *D. gnidium* no pot mantenir gaire temps els rebrots que s'havien format ràpidament després de la tallada. Entre un 20 i un 50 % dels rebrots formats es moriren entre el juny i l'agost del 1987 de l'any següent. Aquesta reacció sembla un malversament de recursos, enfront de la resposta més conservativa de les altres espècies. *B. oblongifolia* tampoc no experimenta mortalitat entre els rebrots, almenys durant els 18 mesos després de rebrotar (Zammit, 1988).

Una completa comprensió de la rebrotada implica discernir el paper i els efectes de mecanismes endògens i la influència de factors ambientals en la resposta dels borrons (Zammit, 1988). Els rebrots dominants de *D. gnidium*, *P. lentiscus*, *Q. coccifera* i *E. multiflora* creixen de més a menys durant els mesos posteriors a la tallada, com passava després del foc (capítol 6). Després del primer any no hi ha diferències significatives en el creixement entre les diverses espècies. Durant el primer període anual després de l'estassada és freqüent que es formin dos creixements en els rebrots dominants i només un en els suprimits. En els rebrots més

vigorosos de *D. gnidium* i *E. multiflora* no és rar que el creixement sigui monopòdic durant el primer any, mentre que, posteriorment, amb un desenvolupament limitat a un espai més curt de temps (durant el període primaveral), el creixement simpòdic s'imposa.

Les espècies llenyoses poden tenir tres formes generals de creixement: basitonía, acrotínia i una situació intermèdia entre l'una i l'altra. En espècies com *Rosa* sp. pl. o *Rubus* sp. pl., els borrons situats prop de la base de les tiges són els que originen les tiges més vigoroses (basitonía); contràriament, els arbres (com ara *Quercus ilex*), presenten un creixement apical marcat (acrotínia). Altres espècies, com *Corylus avellana*, *Sambucus nigra*, *Erica arborea* o *Arbutus unedo* (Barnola, 1972 i 1976; Mésleard i Lepart, 1989), presenten una situació intermèdia. Aquest és el cas també de *Q. coccifera*, *P. lentiscus*, *D. gnidium* i *E. multiflora*. L'efecte de la tallada selectiva sobre les tiges no tallades suggereix que el grau d'acrotínia és més accentuat en aquests dos últims arbusts.

CONCLUSIONS DE LA PART V

Q. coccifera i les herbes graminoides (com ara *B. retusum*) presenten una regeneració que depèn del desenvolupament d'aquestes espècies abans de la pertorbació (relació lineal). Per a *Q. coccifera*, la densitat de tiges que rebroten va associada al nombre total de tiges desenvolupades des de l'última pertorbació, més que al seu nombre en el moment de la tallada. Per a les graminoides, la capacitat de rebrotar resulta més gran com menor sigui la fitomassa de *Q. coccifera*.

La garriga sembla resistir bé tres tallades consecutives cada any a l'estiu. L'estrat herbaci sembla més vulnerable a la recurrència de les tallades que no pas *Q. coccifera*.

La tallada tendeix a produir un nombre de tiges superior que no el foc però amb un creixement menor.

La resposta a la tallada selectiva de tiges és diferent segons les característiques biològiques de l'espècie. Com després del foc, el desenvolupament immediat dels nous rebrots varia segons les espècies. L'allargament de les tiges és més gran a *D. gnidium* i *P. lentiscus* que a *Q. coccifera* i *E. multiflora*. Igualment, en els rebrots dominants de *Q. coccifera* es forma un nombre de ramificacions molt superior respecte a les altres espècies.

La tallada selectiva de tiges no afecta el desenvolupament dels rebrots no tallats en alguns arbusts (*Q. coccifera* i *P. lentiscus*), mentre que en d'altres l'allargament d'aquells (*D. gnidium* i *E. multiflora*) i la formació de ramificacions (*E. multiflora*, sobretot en les parts de l'eix desenvolupades abans de la tallada) es veuen estimulats.

PART VI
CONCLUSIONS GENERALS

A les garrigues de *Quercus coccifera* la majoria de les espècies es restableixen després del foc ràpidament per rebrotada. A grans trets, les garrigues del Garraf es regeneren com les garrigues del sud de França (Trabaud, 1980a) i també resisteixen una freqüència alta de pertorbacions. Les pinedes de *Pinus halepensis* presenten un percentatge més alt de plantes que es desenvolupen després del foc per germinació. Els pins són molt més vulnerables a incendis freqüents. Un interval entre dos focs menor als 15-20 anys pot afectar greument els pins, la qual cosa s'explica per l'edat necessària per al desenvolupament de les pinyes i pel fet que la germinació dels pinyons procedents dels arbres cremats tingui lloc únicament durant els dos anys següents a l'incendi.

Aquest treball ha permès també arribar a les conclusions següents:

1a) En les espècies llenyoses que es regeneren per rebrotada es produeix un gran desenvolupament (sigui en fitomassa, creixement vertical, nombre de tiges i/o ramificacions), sobretot durant els dos primers anys que segueixen al foc o a la tallada.

2a) La rebrotada (tant en *Quercus coccifera* com en les graminoides) depèn estretament del desenvolupament anterior a la pertorbació. Com més *Q. coccifera* hi hagi, menor serà la capacitat de rebrotar de les graminoides (principalment pel que fa a *Brachypodium retusum*).

3a) El desenvolupament dels rebrots durant el primer any després del foc o de la tallada varia segons l'espècie arbustiva. De major a menor creixement primari, tenim: *Daphne gnidium* > *Pistacia lentiscus* > *Quercus coccifera* > *Erica multiflora*; i de més alt a més baix nombre de ramificacions per tija: *Q. coccifera* > *D. gnidium* > *P. lentiscus* > *E. multiflora*. A partir del segon any de la pertorbació, el desenvolupament esdevé molt semblant entre aquestes espècies.

4a) Després del foc tendeix a formar-se una menor densitat de rebrots però amb un creixement més intens que després de la tallada.

5a) Una tallada selectiva del 80-90 % de les tiges en què es deixin les més desenvolupades comporta la formació de més rebrots dels que s'havien tallat. En unes espècies (*D. gnidium* i *E. multiflora*) el desenvolupament dels rebrots deixats drets es veu estimulat durant els mesos següents a la tala, mentre que en d'altres (*P. lentiscus* i *Q. coccifera*) no és així.

6a) A partir dels quatre o cinc anys després del foc, el desenvolupament de *Q. coccifera* és molt semblant al de les zones no cremades dels voltants. És aleshores quan es presenten els primers símptomes de competència entre rebrots i moren els més dèbils. Tot i això, la proporció de rebrots primis persisteix alta durant molts anys, ja que molts d'ells presenten un creixement molt baix i se'n formen de nous en episodis favorables.

7a) Amb el desenvolupament de la garriga, el risc d'incendi augmenta per l'acumulació de materials morts (drets i en la virosta) que en episodis d'eixut presenten un contingut hídric baix. Aquest increment del perill potencial es veu parcialment contrarestat per la menor importància de l'estrat de graminoides en garrigues madures.

8a) Arbusts com ara *Q. coccifera* i *D. gnidium*, amb una gran quantitat de tiges i ramificacions, confereixen un risc d'incendi més alt perquè freqüentment presenten una quantitat més gran de branquillons morts i perquè les tiges on van inserides les fulles tendeixen a ser més primes. Contràriament, una estructura de tiges i ramificacions més laxa (*P. lentiscus*) comporta una menor quantitat de branquillons morts i una superior gruixària de les tiges terminals.

9a) El nombre de dies transcorreguts des de les darreres precipitacions i una evaporació creixent comporten un augment del perill d'incendi, ja que determinen una disminució del contingut hídric, primer en la virosta, branquillons morts i graminies, i després en alguns arbusts (com ara *Rosmarinus officinalis*, *E. multiflora*, etc.) i finalment perquè induïxen la mort de branquillons d'espècies llenyoses i de motes de graminies.

10a) D'acord amb el seu contingut hídric i el conjunt de característiques estructurals analitzades, podem ordenar de més alt a més baix risc potencial d'incendi: 1) *Ulex parviflorus* i *Genista scorpius*, 2) *P. halepensis*, *Juniperus oxycedrus*, *Rhamnus lycioides* i *D. gnidium*, 3) *Phillyrea media*, *P. angustifolia*, *Cistus salvifolius* i *E. multiflora*, 4) *Quercus ilex* i *Q. coccifera*, 5) *Rhamnus alaternus* i *Arbutus unedo*, 6) *Chamaerops humilis*, *Juniperus phoenicea* i *P. lentiscus*, i 7) *Ceratonia siliqua*.

11a) El sotabosc d'una pineda ben desenvolupada resulta per si mateix menys inflamable i combustible que en absència dels pins, per la menor biomassa de graminies i la menor disminució del contingut hídric dels arbusts en episodis d'eixut estival.

12a) Els pinetons moren principalment durant el primer any de la seva germinació o repoblació. Després, la mortalitat de plàntules és molt inferior.

13a) La densitat de regeneració natural dels pinetons depèn sobretot de la densitat de pins cremats, i també del seu desenvolupament (àrea basal). La regeneració fou més alta en les parts baixes i planes (àrees

de conreu abandonades, algunes garrigues) que en les zones més inclinades.

14a) El desenvolupament de les plàntules resulta més elevat en les àrees de menor recobriment arbustiu i pedregositat (àrees de conreu abandonades) que en les garrigues. Entre els camps abandonats s'observa un creixement superior en aquells abandonats més tard i que presentaven unes millors condicions edàfiques (menor pedregositat, més profunditat dels sòls).

15a) El creixement vertical dels pins de regeneració natural és baix fins als 6-7 anys a causa de la competència de la vegetació herbàcia i arbustiva dels voltants, és alt entre els 6-7 anys i els 20 (aproximadament) i torna a disminuir posteriorment.

BIBLIOGRAFIA

- ABBAS, H. 1982. *Contribution à l'étude de la régénération naturelle du pin d'Alep (Pinus halepensis Mill.) dans les pinèdes incendiées du Département des Bouches-du-Rhône (1973-1979)*. Diplôme d'études approfondis. Université d'Aix, Marseille III. 51 p.
- ABBAS, H.; BARBERO, M.; LOISEL, R. 1984. «Réflexions sur le dynamisme actuel de la régénération naturelle du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans les pinèdes incendiées en Provence calcaire (de 1973 à 1979)». *Ecologia Mediterranea*, 10: 85-95.
- ABBOT, I.; LONERAGAN, O. 1984. «Growth rate and long-term population dynamics of jarrah (*Eucalyptus marginata* Donn ex Sm.) regeneration in Western Australian forest». *Aust. J. Bot.*, 32: 353-362.
- ABRAHAMSON, W. G. 1980. «Demography and vegetative reproduction». *Botanical Monograph*, 15: 89-106.
- ABRIL, M. 1987. *Formació dels anells de creixement en plantes mediterrànies: relació amb les fluctuacions de la disponibilitat hídrica*. Tesis de llicenciatura. Dept. d'Ecologia. Universitat de Barcelona. 146 p.
- ACHERAR, M. 1981. *La colonisation des friches par le pin d'alep (P. halepensis Mill.) dans les basses garrigues du montpellierais*. Thèse de 3^{ème} cycle. Université Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier. 210 p.
- ACHERAR, M.; LEPART, J.; DEBUSSCHE, M. 1984. «La colonisation des friches par le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Miller) en Languedoc méditerranéen». *Acta Ecologica/Ecol. Plant.*, 19: 179-189.
- AHLGREN, C. E. 1960. «Some effects of fire on reproduction and growth of vegetation in northeastern Minnesota». *Ecology*, 41: 431-445.
- ALBINI, F. A. 1976a. *Computer-based models of wildland fire behavior: a user's manual*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 68 p.
- ALBINI, F. A. 1976b. *Estimating wildfire behavior and effects*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-30. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 92 p.
- ANDERSON, H. E. 1970. «Forest fuel ignibility». *Fire Technology*, 6: 312-322.
- ARIANOUTSOU-FARAGGITAKI, M. 1984. «Post-fire successional recovery of a phrygane (East Mediterranean) ecosystem». *Acta Ecologica/Ecol. Plant.*, 19: 387-394.
- ARIANOUTSOU-FARAGGITAKI, M.; MARDIRIS, Th. A. 1987. «Observations on the phenology of two dominant plants of the Greek maquis». A: J. D. TENHUNEN *et al.* [ed.]. *Plant Response to Stress*. Springer-Verlag. Berlín, p. 515-519.

- ARIANOUTSOU-FARAGGITAKI, M.; MARGARIS, N. S. 1981. «Producers and the fire cycle in a phryganic ecosystem». A: MARGARIS, N. S.; MOONEY, H. A. [ed.]. *Components of Productivity of Mediterranean-Climate Regions*. Dr. W. Junk Publishers. The Hague, p. 181-190.
- BARNOLA, P. 1972. «Étude expérimentale de la ramification basitane du sureau noir (*Sambucus nigra* L.)». *Ann. Sci. Nat. Bot.*, 13: 369-399.
- BARNOLA, P. 1976. «Recherche sur la croissance et la ramification du noisetier (*Corylus avellana* L.)». *Ann. Sci. Nat. Bot.*, 17: 223-257.
- BASTIDE, B. 1988. Effets du dessèchement du sol sur les régénérations de pins en milieu dunaire littoral. A: DI CASTRI, F. et al. [ed.]. *Time Scale and Water Stress. International Union of Biological Sciences*. Paris, p. 143-148.
- BEAUFAIT, W. R. 1960. *Influences of shade level and site treatment, including fire, on germination and early survival of Pinus banksiana*. Forestry Division Michigan Department of Conservation. Technical Publication 1. 79 p.
- BELL, D. T.; HOPKINS, A. J. M.; PATE, J. S. 1984. «Fire in the Kwongan». A: PATE, J. S.; BEARD, J. S. [ed.]. *Kwongan. Plant Life of the Sandplain*. University of Western Australia Press. Nedlands, p. 178-204.
- BIANCO, P.; SCHIRONE, B. 1985. «On *Quercus coccifera* L. s. l.: variation in reproductive phenology». *Taxon*, 34: 436-439.
- BLACK, C. H. 1987. «Biomass, nitrogen, and phosphorus accumulation over a southern California fire cycle chronosequence». A: TENHUNEN, J.D. et al. [ed.]. *Plant Response to Stress*. Springer-Verlag. Berlin, p. 445-458.
- BLACKMARR, W. H. 1971. *Equilibrium moisture content of common fine fuels found in Southeastern forests*. USDA For. Serv. Res. Pap. SE-74. Southeastern Forest Exp. Stn. Macon (Georgia). 8 p.
- BLAKE, T. J.; CARRODUS, B. B. 1970. «Studies on the lignotubers of *Eucalyptus obliqua* l'Heri. II Endogenous inhibitor levels correlated with apical dominance». *New Phytol.*, 69: 1073-1079.
- BOLÒS, O. de. 1962. *El paisaje vegetal barcelonés*. Cátedra Ciudad de Barcelona. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad de Barcelona. Barcelona. 192 p.
- BOLÒS, O. de. 1967. «Comunidades vegetales de las comarcas próximas al litoral situadas entre los ríos Llobregat y Segura». *Memoria de la Real Academia Ciencias y Artes de Barcelona*, 724. Barcelona. 269 p.
- BOLÒS, O. de; TRABAUD, L. 1976. «Alteració de la vegetació per incendi». A: R. FOLCH [ed.]. *Natura, ús o abús? Llibre Blanc de la Gestió de la Natura als Països Catalans*. Barcino. Barcelona, p. 141-152.
- BOLÒS, O. de; TRABAUD, L. 1988. «Alteració de la vegetació per incendi». A: R. FOLCH [ed.]. *Natura, ús o abús? Llibre Blanc de la Gestió de la Natura als Països Catalans*. Barcino. Barcelona, p. 184-196.
- BOX, G. E. P.; HUNTER, W. G.; HUNTER, J. S. 1988. *Estadística para investigadores. Introducción al diseño de experimentos, análisis de datos y construcción de modelos*. Reverté. Barcelona. 675 p.
- BOUDY, P. 1950. *Economie forestière nord-africaine. II Monographie et traitement du pin d'Alep*. Larose. Paris, p. 639-690.
- BRACKEBUSCH, A. P. 1975. *Gain and loss of moisture in large forest fuels*. USDA

- For. Serv. Res. Pap. INT-173. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 50 p.
- BROWN, J. K. 1970. «Ratios of surface area to volume for common fine fuels». *For. Sci.*, 16: 101-105.
- BURGAN, R. E. 1979. *Estimating live fuel moisture for the 1978 National Fire Danger Rating System*. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-226. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 16 p.
- BYRAM, G. M. 1963. *An analysis of the drying process in forest fuel material*. International Symposium on humidity and moisture. Washington, D. C. 38 p.
- BYRAM, G. M.; CLEMENTS, H. O.; ELLIOT, E. R.; GEORGE, P. M. 1964. *An experimental study of model fires*. USDA For. Serv. Tech. Rep. SE-3. Southeastern Forest & Range Exp. Stn. Macon (Georgia). 36 p.
- CANADELL, J.; BATISTE-ALENTORN, M.; CASANOVAS, I.; CUCÓ, M. L.; GIBERT, M. A.; FONTANILLAS, I.; LLOBET, J. 1984. *Efectes ecològics dels incendis forestals en els boscos del Vallès*. Departament d'Ecologia. Universitat Autònoma de Barcelona. 224 p.
- CANADELL, J.; LLORET, F. 1989. «Rebrota d'*Erica arborea* i d'*Arbutus unedo* després dels tractaments experimentals de foc». *II Trobada d'Estudiosos del Montseny*. Servei de Parcs Naturals Monografies 18, p. 87-90.
- CANADELL, J.; RODA, F. 1990. *Root biomass in a montane Mediterranean forest*. Can. J. For. Res. [en premsa].
- CARAMELLE, P.; CLÉMENT, A. 1978. *Inflammabilité et combustibilité de la végétation méditerranéenne*. École Nationale des Ingénieurs des Travaux, des Eaux et Forêts. Mémoire de 3^{ème} année. Avinyó. 158 p.
- CARDONA, M. A. 1980. *Funcionalisme i ecologia d'algunes comunitats vegetals barcelonines*. Institut d'Estudis Catalans. «Arxius de la Secció de Ciències», 59. Barcelona. 348 p.
- CARRODUS, B. B.; BLAKE, T. J. 1970. «Studies on the lignotubers of *Eucalyptus obliqua* l'Hérit. I The nature of the lignotuber». *New Phytol.*, 69: 1069-1072.
- CASAL, M. 1985. «Cambios en la vegetación de matorral tras el incendio en Galicia». A: Instituto para la Conservación de la Naturaleza [ed.]. *Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los incendios forestales*. Servicio de Publicaciones Agrarias. Madrid, p. 93-101.
- CASAL, M.; BASANTA, M.; GARCÍA NOVO, F. 1984. *La regeneración de los montes incendiados en Galicia*. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela. 113 p.
- CHANDLER, C.; CHENEY, P.; THOMAS, P.; TRABAUD, L.; WILLIAMS, D. 1983. *Fire in forestry. Forest fire behavior and effects*. Wiley-Interscience. Nova York. 450 p.
- CHENEY, N. P. 1981. «Fire behaviour». A: GILL, A. M.; GROVES, R. H.; NOBLE, I. R. [ed.]. *Fire and the Australian Biota*. Australian Academy of Sciences. Camberra, p. 151-175.
- CLEMENTS, F. E. 1916. «Plant succession: an analysis of the development of vegetation». *Carnegie Inst. Washington Publ.*, 242: 1-512.
- CLEMENTS, F. E. 1936. «Nature and structure of the climax». *J. Ecol.* 24: 252-284.

- COOK, R. E. 1985. «Growth and development in clonal plant populations». A: JACKSON, J. B.; BUSS, L. W.; COOK, R. E. *Populations Biology and Evolution of Clonal Organisms*. Yale University Press. New Haven, p. 259-296.
- COUNTRYMAN, C. M. 1974. «Moisture in living fuels affects fire behavior». *Fire Manage*, 35: 10-14.
- COUNTRYMAN, C. M.; PHILPOT, C. W. 1970. *Physical characteristics of chamise as a wildland fuel*. USDA For. Serv. Stn. Res. Pap. PSW-66. Pacific Southwest For. & Range Exp. Stn. Berkeley (California). 16 p.
- CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. 1977. «Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization». *Amer. Natur.*, 111: 1119-1144.
- CREMER, K. W. «Ability of *Eucalyptus regnans* and associated evergreen hardwoods to recover from cutting or complete defoliation in different seasons». *Aust. For. Res.*, 6: 9-22.
- CUCÓ, M. L. 1985. *Aspectes sobre la regeneració en brolles d'estepes (Cistus sp.) i regeneració de pi blanc (P. halepensis)*. Tesi de llicenciatura. Universitat Autònoma de Barcelona. 157 p.
- CURRY, J. R.; FONS, W. L. 1938. «Rate of spread of surface fires in the ponderosa pine type of California». *J. Agric. Res.*, 57: 239-267.
- DEBANO, L. F.; CONRAD, C. E. 1978. «The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem». *Ecology*, 59: 489-497.
- DEBAZAC, E. F. 1968. «Les modalités de la croissance en longueur chez les Pins. Colloque sur la physiologie de l'arbre (18-19 novembre 1966)». *Bulletin de la Société Botanique de France*. Mémoires, p. 3-14.
- DEEMING, J. E.; LANCASTER, J. W.; FOSBERG, M. A.; FURMAN, R. W.; SCHROEDER, M. J. 1972. *The National Fire-Danger Rating System*. USDA For. Serv. Res. Pap. RM-84. Rocky Mountain Region Forest & Range Exp. Stn. Fort Collins (Colorado). 165 p.
- DEEMING, J. E.; BROWN, J. K. 1975. «Fuels models in the National Fire-Danger Rating System». *Journal of Forestry*, 73: 347-350.
- DELABRAZE, P.; VALETTE, J. C. 1974. «Inflamabilité et combustibilité de la végétation méditerranéenne». *Revue Forestière Française*, núm. especial: «Les incendies de forêts»: 171-177.
- DELAVERAUD, P. 1981. *Le feu, outil sylvicole? Utilisation pratique des données de combustibilité*. École National des Ingénieurs des Travaux, des Eaux et Forêts. Mémoire de 3^{ème} année. Avinyó. 91 p.
- DELL, J. D.; PHILPOT, C. W. 1965. *Variations in the moisture content of several fuel size components of live and dead chamise*. USDA For. Serv. Res. Note PSW-83. Pacific Southwest Forest and Range Exp. Stn. Berkeley (California). 7 p.
- DÍAZ ANTÚNEZ-BARRADAS, M. C.; FIGUEROA, M. E. 1983. «Efectos de la sequía en la dinámica de las poblaciones de pino piñonero (*Pinus pinea*) en el sistema de dunas del Parque Nacional de Doñana». *Seminario sobre Reservas de la Biosfera*. Universidad Hispanoamericana de Santa María de la Rábida. Huelva.
- DIXON, W. J.; BROWN, M. B.; ENGELMAN, L.; FRANE, J. W.; HILL, M. A.;

- JENNRICH, R. I.; TOPOREK, J. D. 1983. *BMDP Statistical Software*. University of California Press. Berkeley. 735 p.
- DOAT, J.; VALETTE, J. C. 1981. «Le pouvoir calorifique supérieur d'espèces forestières méditerranéennes». *Ann. Sci. Forest.*, 38: 469-486.
- EGLER, F. E. 1954. «Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development». *Vegetatio*, 4: 412-417.
- EMBERGER, L. 1942. «Un projet de classification des climats du point de vue phytosociologique». *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 77: 97-124.
- EMBERGER, L. 1971. «Considérations complémentaires au sujet des recherches bioclimatiques et phytogéographiques-écologiques». A: *Travaux de Botanique et d'Ecologie*. Masson et Cie. Paris, p. 291-301.
- FERRAN, A. 1987. *Efectes del foc en els sòls del massís de Garraf: repercussions a llarg termini*. Tesi de llicenciatura. Dept. de Biologia Vegetal. Universitat de Barcelona. 135 p.
- FLINN, M. A.; WEIN, R. W. 1977. «Depth of underground plant organs and theoretical survival during fire». *Can. J. Bot.*, 55: 2550-2554.
- FLORET, C.; GALAN, N. J.; LE FLOC'H, E.; ORSHAN, G.; ROMANE, F. 1987. «Local characterization of vegetation through growth forms: Mediterranean *Quercus ilex* coppice as an exemple». *Vegetatio*, 71: 3-11.
- FOLCH, R. 1976. «El incendio forestal, fenómeno biológico». *Cuad. Ecol. Apl.*, 1: 7-32.
- FOLCH, R. 1981. *La vegetació dels Països Catalans*. Ketres. Barcelona. 513 p.
- FONS, W. L. 1946. «Analysis of fire spread in light forest fuels». *J. Agric. Res.*, 72: 93-121.
- FONS, W. L. 1950. «Heating and ignition of small wood cylinders». *Ind. & Chem.*, 42: 2130-2133.
- FONTANILLAS, I.; CANADELL, J. 1987. «Regeneració del sotabosc de les pinedes de pi blanc després d'un incendi». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 93-99.
- FOSBERG, M. A. 1970. «Drying rates of hearthwood below fiber saturation». *For. Sci.*, 16: 57-63.
- FOSBERG, M. A. 1972. «Theory of precipitation effects on dead cylindrical fuels». *For. Sci.*, 18: 98-108.
- FRANQUESA, T. 1987. «Regeneració de les brolles silicícules de la península del cap de Creus». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 113-129.
- GARCÍA NOVO, F. 1977. «The effects of fire on the vegetation of Doñana National Park (Spain)». A: MOONEY, H. A.; CONRAD, C. E. [ed.]. *Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-3: 318-325.
- GASHWILER, J. S. 1969. «Seed fall of three conifers in West Central Oregon». *Forest Sci.*, 15: 290-295.
- GENERALITAT DE CATALUNYA. 1986. *Incendis forestals. Causes-Problemes-Solucions*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Manresa. 70 p.
- GILL, A. M. 1980. «Adaptive response of Australian vascular plants species to fire». A: GILL, A. M.; GROVES, R. H.; NOBLE, I. R. [ed.]. *Fire and the Australian Biota*. Australian Academy of Sciences. Camberra, p. 243-272.

- GILL, A. M. 1981. «Fire adaptive traits of vascular plants». A: MOONEY, H. A. *et al.* [ed.]. *Fire and Ecosystems Properties*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-26: 208-230.
- GLEASON, H. A. 1917. «The structure and development of the plant association». *Bull. Torrey Bot. Club*, 43: 463-481.
- GLEASON, H. A. 1927. «Further views on the succession concept». *Ecology*, 8: 299-326.
- GODRON, J. L.; GUILLERM, J. L.; POISSONET, J.; POISSONET, P.; THIAULT, M.; TRABAUD, L. 1981. «Dynamics and management of vegetation». A: DI CASTRI, F.; GOODALL, D. W.; SPECHT, R. L. [ed.]. *Mediterranean-Type Shrublands*, p. 317-344.
- GODRON, M.; POISSONET, J. 1972. «Quatre thèmes complémentaires pour la cartographie de la végétation et du milieu». *Bulletin de la Société Languedocienne de Géographie*, 6: 329-356.
- GRAY, J. T.; SCHLESINGER, W. H. 1981. «Nutrient cycling in Mediterranean-type-ecosystems». A: MILLER, P. C. [ed.]. *Resource Use by Chaparral and Matorral*. Springer-Verlag. Nova York, p. 259-285.
- GREEN, L.R. 1981. *Burning by prescription in chaparral*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., PSW-51. Pacific Southwest Forest and Range Exp. Stn. Berkeley (California). 36 p.
- GRIME, J. P. 1977. «Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory». *Amer. Natur.*, 111: 1169-1194.
- GROVES, R. H.; SPECHT, R. L. 1965. «Growth of heath vegetation. I. Annual growth curves of two heath ecosystems in Australia». *Aust. J. Bot.*, 13: 261-280.
- GUITTET, J.; LABERCHE, J. C. 1974. «L'implantation naturelle du pin sylvestre sur pelouse xérophile en forêt de Fontainebleau. II. Démographie des graines et des plantules au voisinage des vieux arbres». *Écol. plant.*, 9: 111-130.
- HANES, T. J. 1971. «Succession after fire in the chaparral of southern California». *Ecol. Monogr.*, 41: 27-52.
- HARPER, J. L. 1978. «The demography of plants with clonal growth». A: FREYSEN, A. H.; WOLDENDORP, J. W. [ed.]. *Structure and Functioning of Plant Populations*. North Holland Press. North Holland, p. 27-48.
- HELLMERS, H.; HORTON, J. S.; JUHREN, G.; O'KEEFE, J. 1955. «Root systems of some chaparral plants in southern California». *Ecology*, 36: 667-678.
- HEIM, G. 1974. «L'utilité du concept de valeur énergétique en écologie: Une étude basée sur des mesures effectuées sur des plantes méditerranéennes». *Écol. Plant.*, 9: 281-286.
- HERRERA, C. M. 1984. «Tipos morfológicos i funcionales en plantas del matorral mediterráneo del sur de España». *Studia Ecologica*, 5: 7-34.
- HETT, J. M.; LOUCKS, O. L. 1976. «Age structure models of basam fir and eastern hemlock». *J. Ecol.*, 64: 1029-1044.
- HOBBS, R.; MALLIK, A. V.; GIMINGHAM, C. H. 1984. «Studies on fire in Scottish heathland communities». III Vital attributes of the species. *J. Ecol.*, 72: 963-976.

- HOBBS, S. D.; WEARSTLER, K. A. Jr. 1985. «Effects of cutting sclerophyll brush on sprout development and Douglass-fir growth». *For. Ecol. Manage.*, 13: 69-81.
- HOLLING, C. S. 1973. «Resilience and stability of ecological systems». *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 4: 1-23.
- HORTON, J. E.; KRAEBEL, C. J. 1955. «Development of vegetation after fire in the chamise chaparral of southern California». *Ecology*, 36: 244-262.
- HOUGH, W. A. 1973. *Fuel an weather influence wildfires in sand pine forests*. USDA Forest Serv. Res. Pap. SE-106. Southeastern Forest & Range Exp. Stn. Macon (Georgia). 11 p.
- HOUGH, W. A.; ALBINI, F. A. 1978. *Predicting fire behavior in palmetto-gallberry fuel complexes*. USDA Forest Serv. Res. Pap. SE-174. Southeastern Forest & Range Exp. Stn. Macon (Georgia). 44 p.
- ICONA. 1974. *Inventario forestal nacional. Zona nordeste*. Servicio de Publicaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura. Madrid. 180 p.
- JAMES, S. 1984. «Lignotubers and burls. Their structure, function and ecological significance in Mediterranean ecosystems». *Bot. Rev.*, 50: 225-266.
- JONES, M. B.; LAUDE, H. M. 1960. «Relationships between sprouting in chamise and the physiological condition of the plant». *J. Range Manage.*, 13: 210-214.
- JUHREN, M. C. 1966. «Ecological observations on *Cistus* in the mediterranean vegetation». *For. Sci.*, 12: 415-431.
- KAYLL, A. J.; GIMINGHAM, C. H. 1965. «Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* after fire». *Journal of Ecology*, 53: 729-734.
- KEELEY, J. E. 1977. «Fire-dependent reproductive strategies in *Arctostaphylos* and *Ceanothus*». A: MOONEY, H. A.; CONRAD, C. E. [ed.]. *Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-3: 391-396.
- KEELEY, J. E. 1981. *Reproductive cycles and fire regimes. A: Fire Regimes and Ecosystems Properties*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-26: 231-277.
- KEELEY, J. E. 1986. «Resilience of mediterranean shrub communities to fires». A: DELL, B.; HOPKINS, A. J. M.; LAMONT, B. B. [ed.]. *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers. Dordrecht, p. 95-112.
- KEELEY, J. E. 1988. *Bibliographies on chaparral and the fire ecology of other Mediterranean systems*. Water Resources Center. University of California. Riverside. 328 p.
- KEELEY, J. E.; ZEDLER, P. H. 1978. «Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seeding strategies». *Am. Midl. Nat.*, 27: 142-161.
- KEELEY, S.; KEELEY, J. E.; HUTCHINSON, S. M.; JOHNSON, A. W. 1981. «Postfire succession of the herbaceous flora in southern California». *Ecology*, 62: 1608-1621.
- KELLY, D. 1971. *Contribution à l'étude du problème des feux de végétation dans le département de l'Hérault: étude des effets de l'incendie sur la phénologie et la croissance de quelques végétaux de la garrigue montpelliéraine*. Diplôme

- d'études approfondis. Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier. 26 p.
- KING, A. R.; LINTON, M. 1963. «Moisture variation in forest fuels: the rate of response to climate changes». *Aust. J. Appl. Sci.*, 14: 38-49.
- KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. T. 1979. «Vegetative growth». A: *Physiology of woody plants*. Academic Press. Nova York, p. 58-112.
- KRUGER, F. J. 1977a. «Ecology of Cape fynbos in relation to fire». A: MOONEY, H. A.; CONRAD, C. E. [ed.]. *Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-3: 230-244.
- KRUGER, F. J. 1977b. «A preliminary account of aerial plant biomass in fynbos communities of the Mediterranean-type climate zone of the Cape Province». *Bothalia*, 12: 301-307.
- KRUGER, F. J. 1979. «South African heathlands». A: SPECHT, R. L. [ed.]. *Ecosystems of the World: Heathlands and Related Shrublands*. Elsevier. Amsterdam, p. 19-80.
- KRUGER, F. J. 1983. «Plant community diversity and dynamics in relation to fire». A: KRUGER, F. J.; MITCHELL, D. T.; JARVIS, J. U. M. [ed.]. *Mediterranean-Type Ecosystems. The Role of Nutrients*. Springer-Verlag. Berlín, p. 446-472.
- KUHNHOLTZ-LORDAT, G. 1938. «La terre incendiée». A: *Essai d'agronomie comparée*. La Maison Carrée. Nîmes, 361 p.
- KUMMEROW, J. 1983. «Comparative phenology of Mediterranean-type plant communities». A: KRUGER, F. J.; MITCHELL, D. T.; JARVIS, J. U. M. [ed.]. *Mediterranean-Type Ecosystems. The Role of Nutrients*. Springer-Verlag. Berlín, p. 300-317.
- KUMMEROW, J.; LANTZ, R. K. 1983. «Effects of fire on fine root density in redshank (*Adenostoma sparsifolium* Torr.) chaparral». *Pl. Soil*, 70: 347-352.
- KUMMEROW, J.; MANGAN, R. 1981. «Root system in *Quercus dumosa* Nutt. dominated chaparral in southern California». *Acta Ecological/Ecol. Plant.*, 16: 177-188.
- KUMMEROW, J.; MONTENEGRO, G.; KRAUSE, D. 1981. «Biomass, phenology, and growth». A: MILLER, P. C. [ed.]. *Resource Use by Chaparral and Matorral. A Comparison of Vegetation Function in Two Mediterranean Type Ecosystems*. Springer-Verlag. Berlín, p. 69-96.
- KUMMEROW, J.; ELLIS, B. A.; MILLS, J. N. 1985. «Post-fire seedling establishment of *Adenostoma fasciculatum* and *Ceanothus greggii* in southern California chaparral». *Madroño*, 32: 148-157.
- LAUDE, H. M.; JONES, M. B.; MOON, W. E. 1961. «Annual variability in indicators of sprouting potential in chamise». *J. Range Manage*, 14: 323-326.
- LE HOUÉROU, H. N. 1973. «Fire and vegetation in the Mediterranean basin». *Tall Timbers Fire Ecology Conference*, 13: 237-277.
- LE HOUÉROU, H. N. 1981. «Impact of man and his animals on Mediterranean vegetation». A: DI CASTRI, F.; GOODALL, D. W.; SPECHT, R. L. [ed.]. *Mediterranean-type Shrublands*. Elsevier. Amsterdam, p. 479-521.

- LE HOUÉROU, H. N. 1987. «Vegetation wildfires in the Mediterranean basin: evaluation and trends». *Ecologia Mediterranea*, 13: 13-24.
- LEPART, J.; ESCARRÉ, J. 1983. «La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique». *Bull. Ecol.*, 14: 133-178.
- LOISEL, R. 1966. «Germination du pin d'Alep au niveau de certaines associations végétales de Basses-Provence». *Société Botanique de France*, 113: 324-330.
- LONG, G. A.; ETIENNE, M.; POISSONET, P. S.; THIAULT, M. M. 1978. «Inventory and evaluation of range resources in "maquis" and "garrigues" (French Mediterranean area): productivity levels». *Proceedings of the First International Rangeland Congress*, p. 505-509.
- LONG, G.; FAY, F.; THIAULT, M.; TRABAUD, L. 1967. *Essais de détermination expérimentale de la productivité d'une garrigue à Quercus coccifera*. CNRS-CEPE. Montpellier. «Document», 39. 29 p.
- LONG, G.; POISSONET, P.; THIAULT, M.; TRABAUD, L. 1976. «Étude expérimentale et diachronique d'une phytocénose de *Quercus coccifera*». *Conférence MAB-méditerranée*. Montpellier, 19 p.
- LOSSAINT, P.; RAPP, M. 1969. «Répartition de la matière organique, productivité et cycles des éléments minéraux dans des écosystèmes de climat méditerranéen». A: DUVIGNEAUD [ed.]. *Productivité des écosystèmes forestiers*. UNESCO. Paris, p. 597-617.
- LOTAN, J. E. 1976. «Cone serotiny-fire relationships in lodgepole pine». *Tall Timbers Fire Ecology Conference*, 14: 267-278.
- LÓPEZ, L.; CASTELL, C. 1989. «Recuperación de la vegetación mediterránea tras los incendios del verano de 1986: implicaciones para su conservación». *II Trobada d'Estudiosos del Montseny*. Servei de Parcs Naturals Monografies 18, p. 83-85.
- MCCARTHUR, A. G. 1966. *Weather and grassland fire behaviour*. Australian Forestry; Timber Bureau Leaflet 100. Canberra. 23 p.
- MCCARTHUR, A. G. 1967. *Fire behaviour in eucalypt forests*. Australian Forestry; Timber Bureau Leaflet 107. Canberra. 35 p.
- MCLEAN, A. 1969. «Fire resistance of forest species as influenced by root systems». *J. Range Manage.*, 22: 120-122.
- MCMASTER, G. S.; ZEDLER, P. H. 1981. «Delayed seed dispersal in *Pinus torreyana* (Torrey Pine)». *Oecologia*, 51: 62-66.
- MAGINI, E. 1955. «Sulle condizioni di germinazione del pino d'Allepò e del pino domestico». *Ric. Sc. Ital.*, 10: 2904-2906.
- MALANSON, G. P.; TRABAUD, L. 1987a. «Post-fire development of canopy structure in a mediterranean shrub, *Quercus coccifera* L.». *Physical Geography*, 8: 266-274.
- MALANSON, G. P.; TRABAUD, L. 1987b. «Ordination analysis of components of resilience of *Quercus coccifera* garrigue». *Ecology*, 68: 463-472.
- MALANSON, G. P.; TRABAUD, L. 1988a. «Vigour of post-fire resprouting by *Quercus coccifera* L.». *Journal of Ecology*, 76: 351-365.
- MALANSON, G. P.; TRABAUD, L. 1988b. «Computer simulations of fire behaviour in garrigue in southern France». *Applied Geography*, 8: 53-64.

- MALANSON, G. P.; O'LEARY, J. F. 1982. «Post-fire regeneration strategies of Californian coastal sage shrubs». *Oecologia*, 53: 355-358.
- MALANSON, G. P.; WESTMAN, W. E. 1985. «Post-fire succession in Californian coastal sage scrub: the role of continual basal sprouting». *Am. Midl. Nat.*, 113: 309-318.
- MARGALEF, R. 1977. *Ecología*. Omega. Barcelona, 951 p.
- MARGALEF, R. 1980. *La biosfera, entre la termodinámica y el juego*. Omega. Barcelona, 236 p.
- MARGARA, J. 1982. *Bases de la multiplication végétative. Les méristèmes et l'organogénèse*. Institut National de la Recherche Agronomique. Paris, 264 p.
- MARTÍN VICENTE, A. 1977. *Sucesión tras el fuego del matorral de Doñana*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. 318 p.
- MASALLES, R.; VIGO, J. 1987. «La successió a les terres mediterrànies: sèries de vegetació». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 27-43.
- MASCLANS, F. 1981. *Els noms de les plantes als Països Catalans*. Montblanc. Granollers, Barcelona. 290 p.
- MERINO, J.; MARTÍN VICENTE, A. 1981. «Biomass, productivity and succession in the scrub of the Doñana Biological Reserve in Southwest Spain». A: MARGARIS, N.S.; MOONEY, H. A. [ed.]. *Components of Productivity of Mediterranean-Climate Regions*. Dr. W. Junk Publishers. The Hague, p. 197-203.
- MESLEARD, F.; LEPART, J. 1989. «Continuous basal sprouting from a lignotuber: *Arbutus unedo* L. and *Erica arborea* L., as woody Mediterranean examples». *Oecologia*, 80: 127-131.
- MILLER, E. H. 1947. «Growth and environmental conditions in Southern California chaparral». *Amer. Midl. Nat.*, 37: 379-420.
- MINNICH, R. A. 1983. «Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California». *Sciences*, 219: 1287-1294.
- MOHAMED, B. F.; GIMINGHAM, C. H. 1970. «The morphology of vegetative regeneration in *Calluna vulgaris*». *New. Phytol.*, 69: 743-750.
- MONTENEGRO, G.; ALJARO, M. E.; KUMMEROW, J. 1979. «Growth dynamics of Chilean matorrals shrubs». *Botanical Gazette*, 140: 114-119.
- MOPU. 1986. *Medio ambiente en España 1985*. Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente. Centro de Publicaciones: Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid. 361 p.
- MONTGOMERY, K. R.; CHEO, P. C. 1971. «Effect of leaf thickness on ignibility». *For. Sci.*, 17: 475-478.
- MURRAY, R. B.; JACOBSON, M. Q. 1982. «An evaluation of dimension analysis for predicting shrub biomass». *J. Range Manage.*, 35: 451-454.
- MUTCH, R. W. 1970. «Wildland fires and ecosystems - a hypothesis-». *Ecology*, 51: 1046-1051.
- MUTCH, R. W.; PHILPOT, C. W. 1970. «Relation of silica content to flammability in grasses». *For. Sci.*, 16: 64-65.
- NAHAL, I. 1962. *Le Pin d'Alep (Pinus halepensis Mill.). Étude taxonomique, phytogéographique, écologique et sylvicole*. «Annales de l'École Nationale des Eaux et Forêts», 9. 686 p.

- NAKAGOSHI, N.; NEHIRA, K.; TAKAHASHI, F. 1987. «The role of fire in pine forests of Japan». A: TRABAUD, L. [ed.]. *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing. The Hague, p. 91-119.
- NAVEH, Z. 1974. «Effects of fire in the mediterranean regions». A: KOZŁOWSKI, T. T.; AHLGREN, C. E. [ed.]. *Fire and ecosystems*. Academic Press. Londres, p. 401-434.
- NAVEH, Z. 1975. «The evolutionary significance of fire in the mediterranean region». *Vegetatio*, 29: 199-208.
- NELSON, R. M. Jr. 1969. *Some factors affecting the moisture timelags of wody materials*. USDA Forest Serv. Res. Pap. SE-44. Southeastern Forest & Range Exp. Stn. Macon (Georgia). 16 p.
- NOBLE, I. R. 1981. «Predicting successional change». A: MOONEY, H. A. *et al.*, [ed.]. *Fire and Ecosystems Properties*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-26: 278-300.
- NOBLE, I. R.; SLATYER, R. O. 1977. «Post-fire succession of plants in Mediterranean ecosystems». A: MOONEY, H. A.; CONRAD, C. E. [ed.]. *Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-3: 27-36.
- NORUSIS, M. J. 1983. *SSPSX introductory statistics guide*. Mc Graw Hill Book. Nova York, 276 p.
- OECHEL, W. C.; REID, C. D. 1984. «Photosynthesis and biomass of chaparral shrubs along a fire-induced age gradient in southern California». *Bulletin Société Botanique Française*, 131: 399-409.
- OLIVIER, L. 1975. *Première contribution à l'étude de l'intervention des variations de la végétation et de certains facteurs écologiques dans les incendies de forêts en Basse-Provence*. Thèse de 3^{ème} cycle. Faculté Sciences et Techniques de St. Jérôme. Marsella, 257 p.
- OLSEN, J. M. 1960. *Cistus, fuel moisture and flammability*. USDA For. Serv. Res. Note PSW-159. Pacific Southwest Forest & Range Exp. Stn. Berkeley (California). 2 p.
- ORSHAN, G. 1964. «Seasonal dimorphism of desert and Mediterranean chamaephytes and their significance as a factor in their water economy». A: RUTTER, A. J.; WHITEHEAD, F. H. [ed.]. *The Water Relations of Plants*. Blackwell. Oxford, p. 206-222.
- OUSTRIC, J. 1984. *Le feu et l'écophysologie de la germination de quelques espèces des garrigues du Bas Languedoc*. CNRS/Centre L. Emberger Rapport interne. 65 p.
- PANAREDA, J. M. 1986. *Descobrim Garraf*. Publicacions i edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, 163 p.
- PANETSOS, K. P. 1981. «Monograph of *P. halepensis* Mill. and *P. brutia* Ten». *Ann. Forest.*, 9: 39-77.
- PAPANASTASIS, V. P. 1977. «Fire ecology and management of phrygana communities in Greece». A: MOONEY, H. A.; CONRAD, C. E. [ed.]. *Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-3: 476-482.
- PAPANASTASIS, V. P. 1980. «Effects of season and frequency of burning on a phrygantic rangeland in Greece». *J. Range Manage.*, 33: 251-255.

- PAPÍO, C. 1987. «Regeneració del pi blanc després d'un incendi». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 83-91.
- PAPÍO, C. 1988a. «Respuesta al fuego de las principales especies de la vegetación de Garraf (Barcelona)». *Orsis*, 3: 87-103.
- PAPÍO, C. 1988b. «Summer fluctuations of water content in plant components in Garraf (Barcelona) garrigues and pine woodlands. Relationship with fire hazard». A: DI CASTRI *et al.* [ed.]. *Time Scale and Water Stress*. International Union of Biological Sciences. Paris, p. 233-237.
- PAPÍO, C.; TRABAUD, L. 1990. «Physical characteristics of fuel particles of five mediterranean shrubs». *For. Ecol. Manage.*, 35: 249-259.
- PAPÍO, C.; TRABAUD, L. 1991. «Comparative study of the aerial structure of five shrubs of the Mediterranean shrubland». *For. Sci.*, 37: 146-159.
- PEREIRA, J. S.; BEYSLAG, G.; LANGE, O. L.; BEYSLAG, W.; TENHUNEN, J. D. 1987. «Comparative phenology of four mediterranean shrub species growing in Portugal». A: TENHUNEN, J. D. *et al.* [ed.]. *Plant Response to Stress*. Springer-Verlag. Berlín, p. 503-513.
- PERRINET, M. 1987. «Resposta de la vegetació al foc a les landes de la muntanya catalana». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 131-143.
- PHILLIPS, I. D. J. 1975. «Apical dominance». *Ann. Rev. Pl. Physiol.*, 26: 341-367.
- PHILPOT, C. W. 1969a. *The effect of reducing ether extractives on the burning rate of aspen leaves*. USDA For. Serv. Res. Note INT-92. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 6 p.
- PHILPOT, C. W. 1969b. *Seasonal changes in heat content and ether extractive content of chamise*. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-61. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 10 p.
- PHILPOT, C. W. 1970. «Influence of mineral content on the pyrolysis of plant materials». *For. Sci.*, 16: 461-471.
- PHILPOT, C. W.; MUTCH, R. W. 1971. *Seasonal Trends in Moisture Content, Ether Extractives and Energy of Ponderosa Pine and Douglas-fir Needles*. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-102. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 21 p.
- PIANKA, E. R. 1970. «On r and K selection». *Amer. Natur.*, 104: 592-597.
- PIRSKO, A. R.; GREEN, L. R. 1967. «Record low fuel moisture follows drought in southern california». *Journal of Forestry*, 65: 642-643.
- POMPE, A.; VINES, R. G. 1966. «The influence of moisture on the combustion of leaves». *Aust. For.*, 30: 231-242.
- PYNE, S. J. 1984. *Introduction to wildland fire management in the United States*. Wiley-Interscience. Nova York, 455 p.
- RADOSEVICH, S. R.; CONARD, S. G.; ADAMS, D. R. 1977. «Regrowth responses of chamise following fire». A: MOONEY, H. A.; CONRAD, C. E. [ed.]. *Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-3: 378-382.
- RADOSEVICH, S. R.; CONARD, S. G. 1980. «Physiological control of chamise shoot growth after fire». *Amer. J. Bot.*, 67: 1442-1447.
- RAMBAL, S.; LETERME, J. 1987. «Changes in above-ground structure and

- resistances to water uptake in *Quercus coccifera* along a rainfall gradient». A: TENHUNEN, J. D. *et al.* [ed.]. *Plant response to stress*. Springer-Verlag, Berlín, p. 191-200.
- RAPP, M. 1969. «Production de litière et apport au sol d'éléments minéraux dans deux écosystèmes méditerranéens: la forêt de *Quercus ilex* L. et la garrigue de *Quercus coccifera* L.». *Œcol. Plant.*, 4: 377-410.
- REMINGTON, R. D.; SCHORK, M. A. 1977. *Estadística biométrica y sanitaria*. Prentice-Hall International. Madrid, 387 p.
- RIBA, M. 1987. «La resposta a les estassades». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 157-166.
- RIBA, M. 1991. *Estudi de la regeneració per rebrotada amb poblacions d'Erica arborea sotmeses a tallades*. Tesi doctoral. Dept. de Biologia Animal, Vegetal i Ecologia. Universitat Autònoma de Barcelona. 268 p.
- RIBA, M.; TERRADAS, J. 1984. «Regeneration after harvesting of two shrubs communities in Catalonia (NE. Spain)». A: DELL, B. [ed.]. *Proceedings of 4th International Conference on Mediterranean Ecosystems*. University of Western Australia. Perth, p. 137-138.
- RIBA, M.; TERRADAS, J. 1985. «Regeneració d'un bruguerar d'*Erica arborea* i una brolla de *Cistus* sp. sotmesos a estassada». *Orsis*, 1: 81-90.
- RIBA, M.; TERRADAS, J. 1987. «Característiques de la resposta als incendis en els ecosistemes mediterranis». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 63-75.
- RIBA, M.; TERRADAS, J.; PAPIÓ, C. 1984. *Estudi sobre els efectes ecològics de les estassades als ecosistemes forestals mediterranis*. Departament d'Ecologia. Universitat Autònoma de Barcelona. 116 p.
- RICHARDS, L. W. 1940. «Effect of certain chemical attributes of vegetation on forest flammability». *J. Agr. Res.*, 60: 833-838.
- RICHARDSON, D. M. 1988. «Age structure and regeneration after fire in a self-sown *Pinus halepensis* forest on the Cape Peninsula, South Africa». *S.-Afr. Tydskr. Plantk.*, 54: 140-144.
- RIGGAN, P. J.; GOODE, S.; JACKS, P. M.; LOCKWOOD, R. N. 1988. «Interaction of fire and community development in chaparral of Southern California». *Ecological Monographs*, 58: 155-176.
- ROTHERMEL, R. C. 1972. *A mathematical model for predicting fire spread rate and intensity in wildland fuels*. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-115. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 40 p.
- ROTHERMEL, R. C.; ANDERSON, H. E. 1966. *Fire spread characteristics determined in the laboratory*. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-30. Intermountain Forest & Range Exp. Stn. Ogden (Utah). 34 p.
- ROTHERMEL, R. C.; PHILPOT, C. W. 1973. «Predicting changes in chaparral flammability». *Journal of Forestry*, 71: 640-643.
- RUBINSTEIN, B.; NAGAO, M. A. 1976. «Lateral bud outgrowth and its control by the apex». *Bot. Rev.*, 42: 83-113.
- RUMÈBE, M. 1983. *Études de l'inflamabilité et de la combustibilité de quelques espèces forestières méditerranéennes*. Institut National de la Recherche Agronomique, Station de sylviculture méditerranéenne. Document interne 17/83. Avinyó, 26 p.
- RUNDEL, P.W. 1981. «Structural and chemical components of flammability».

- A: MOONEY, H. A. *et al.* [ed.]. *Fire regimes and ecosystem properties*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-26, p. 183-207.
- RUNDEL, P. W. 1983. «Impact of fire on nutrient cycles in Mediterranean-type ecosystems with reference to chaparral». A: KRUGER, F. J.; MITCHELL, D. T.; JARVIS, J. U. M. [ed.]. *Mediterranean-Type Ecosystems. The Role of Nutrients*. Springer-Verlag. Berlín, p. 192-207.
- RUNDEL, P. W. 1988. «Vegetation, nutrition and climate-data-tables». A: SPECHT R. L. [ed.]. *Mediterranean-Type Ecosystems. A Data Source Book*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, p. 63-80.
- RUNDEL, P. W.; PARSONS, D. J. 1979. «Structural changes in chamise (*Adenostoma fasciculatum*) along a fire-induced age gradient». *J. Range Manage.* 35: 462-464.
- RUNDEL, P. W.; PARSONS, D. J. 1980. «Nutrient changes in two chaparral shrubs along a fire-induced age gradient». *Amer. J. Bot.*, 67: 51-58.
- SABATER, S. 1986. *Evolució de l'estructura de l'espai de la garriga després del foc*. Tesi de llicenciatura. Dept. d'Ecologia. Universitat de Barcelona. 102 p.
- SALA, A. 1986. *Evolució de l'estructura vertical de la garriga després del foc: index foliar i gradients morfològics*. Tesi de llicenciatura. Dept. d'Ecologia. Universitat de Barcelona. 131 p.
- SALA, A.; SABATÉ, S.; GRACIA, C. A. 1987. «Structure and organisation of a *Quercus coccifera* garrigue after fire». *Ecologia mediterranea*, 13: 99-110.
- SAMPSON, A. W. 1944. «Plant succession on burned chaparral lands in northern California». *University of California Agricultural Experimental Station Bulletin*, 685: 1-144.
- SCHLESINGER, W. H.; GILL, D. S. 1980. «Biomass, production, and changes in the availability of light, water, and nutrients during the development of pure stands of the chaparral shrub, *Ceanothus megacarpus*, after fire». *Ecology*, 61: 781-789.
- SCHIER, G. A. 1976. *Physiological and environmental factors controlling vegetative regeneration of aspen*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-29. Rocky Mountain. Forest & Range Exp. Stn. Fort Collins (Colorado), p. 20-23.
- SERRASOLSAS, I. 1987. *Efectes del foc en els sòls del massís de Garraf: estudi del primer any després de l'incendi*. Tesi de llicenciatura. Dept. de Biologia Vegetal. Universitat de Barcelona. 172 p.
- SIMARD, A. J. 1968. *The moisture content of forest fuels. 1. A review of basic concepts*. Forest Fire Res. Inst. Inf. Rep. FF-X-14. 47 p.
- SINGH, J. S.; RAWAT, Y. S.; CHATURNEDI, O. P. 1984. «Replacement of oak forest with pine in the Himalaya affects the nitrogen cycle». *Nature*, 311: 54-56.
- SNYDER, J. R. 1984. «The role of fire: Mutch ado about nothing?» *Oikos*, 43: 404-405.
- SOSA, W. P. 1984. «The role of disturbance in natural communities». *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15: 353-391.
- SPECHT, R. L. 1969. «A comparison of the sclerophyllous vegetation characteristic of Mediterranean type climates in France, California, and southern Australia. II. Dry matter, energy, and nutrient accumulation». *Aust. J. Bot.*, 17: 293-308.

- SPECHT, R. L. 1981 *a*. «Responses to fires in heathlands and related shrublands». A: GILL, A. M.; GROVES, R. H.; NOBLE, I. R. [ed.]. *Fire and the Australian Biota*. Australian Academy of Sciences. Camberra, p. 395-415.
- SPECHT, R. L. 1981 *b*. «Primary production in Mediterranean climate ecosystems regenerating after fire». A: DI CASTRI, F.; GOODALL, D. W.; SPECHT, R. L. [ed.]. *Mediterranean-type Shrublands*. Elsevier. Amsterdam, p. 257-267.
- SSPSX 1983. *Users guide*. Mc Graw Hill Book. Nova York. 806 p.
- STOHLGREN, T. J.; PARSONS, D. J.; RUNDEL, P. W. 1984. «Population structure of *Adenostoma fasciculatum* in mature stands of chamise chaparral in the southern Sierra Nevada, California». *Oecologia*, 64: 87-91.
- TERRADAS, J. A. 1972. *Clima y economía hídrica en comunidades vegetales de los Monegros*. Tesis doctoral. Instituto Botánico de Barcelona. 131 p.
- TERRADAS, J. A. 1986. «Aspectos conceptuales sobre la dinámica de los ecosistemas terrestres». A: CASTELLÓ, J. I.; TERRADAS, J. A. *Bases ecològiques per la gestió ambiental*. Diputació de Barcelona. Barcelona. Barcelona, p. 9-12.
- TERRADAS, J. A. 1987. «La resposta dels ecosistemes mediterranis a les perturbacions en el context de la teoria ecològica». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 11-26.
- TERRADAS, J. A. 1992. «Mediterranean woody plant growth-forms, biomass and production in the eastern part of the Iberian Peninsula». *Oecologia aquatica*, 10 [en premsa].
- THOMAS, P. A.; WEIN, R. W. 1985. «The influence of shelter and the hypothetical effect of fire severity on the postfire establishment of conifers from seed». *Can. J. For. Res.*, 15: 148-155.
- TOMASELLI, R. 1982. «Degradación de la maquia mediterránea». A: *Bosque y maquia mediterráneos. Ecología, conservación y gestión*. Ediciones del Serbal. Barcelona, p. 59-134.
- TRABAUD, L. 1970 *a*. «Le comportement du feu dans les incendies de forêts». *Revue Technique du Feu*, 103: 1-15.
- TRABAUD, L. 1970 *b*. «Quelques valeurs et observations sur la phyto-dynamique des surfaces incendiées dans le Bas-Languedoc (premiers résultats)». *Nat. Monspel. Sér. Bot.*, 21: 231-242.
- TRABAUD, L. 1974. «Apport des études écologiques dans la lutte contre le feu». *Rev. Forest. Française*, núm. especial: 140-153.
- TRABAUD, L. 1976. «Inflammabilité et combustibilité des principales espèces des garrigues de la région méditerranéenne». *Oecol. Plant.*, 11: 117-136.
- TRABAUD, L. 1977. «Materiali combustibili e fitomasse epigee di alcuni popolamenti del Mediterraneo francese». *Monti e Boschi*, 28: 45-49.
- TRABAUD, L. 1979. «Étude du comportement du feu dans la garrigue de chêne kermes à partir des températures et des vitesses de propagation». *Ann. Sci. forest.*, 36: 13-38.
- TRABAUD L. 1980 *a*. *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones de garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse d'État. Univ. Sci. Tech. Languedoc, Montpellier, 291 p.

- TRABAUD, L. 1980*b*. «L'influence du feu sur les semences enfouies dans les couches superficielles du sol d'une garrigue de chêne kermes». *Nat. Monspel. Sér. Bot.*, 39: 1-12.
- TRABAUD, L. 1981. «Man and Fire: Impacts on mediterranean vegetation». A: DI CASTRI, F.; GOODALL, D. W.; SPECHT, R. L. [ed.]. *Mediterranean-type Shrublands*. Elsevier. Amsterdam, p. 523-537.
- TRABAUD, L. 1982. «Effects of past and present fire on the vegetation of the French Mediterranean region». A: CONRAD, C. E.; OECHEL, W. C. [ed.]. *Dynamics and Management of Mediterranean-Type Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-58. Pacific Southwest Forest i Range Exp. Stn. Berkeley (California), p. 450-457.
- TRABAUD, L. 1983*a*. «Risques d'incendie et accroissement de la végétation dans la région méditerranéenne française». *Feux de Forêts*, 25: 41-46.
- TRABAUD, L. 1983*b*. «The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue». A: KRUGER, F. J.; MITCHELL, D. T.; JARVIS, J. U. M. [ed.]. *Mediterranean-Type-Ecosystems. The Role of Nutrients*. Springer-Verlag. Berlín, p. 233-243.
- TRABAUD, L. 1983*c*. *Prevenzione e previsione degli incendi: studio di un caso concreto. Convegno Internazionale di Studio sui Problemi degli Incendi Boschi in Ambiente Mediterraneo*. Bari, p. 159-212.
- TRABAUD, L. 1984*a*. «Changements structuraux apparaissant dans une garrigue de chêne kermes soumise à différents régimes de feux contrôlés». *Acta Oecologica/Oecologia Applicata*, 5: 127-143.
- TRABAUD, L. 1984*b*. «Fire adaptation strategies of plants in the French Mediterranean area». A: MARGARIS, N. S.; ARIANOUTSOU-FARAGGITAKI, M.; OECHEL, W. C. [ed.]. *Being Alive on Land*. Dr. W. Junk Publishers. The Hague, p. 63-69.
- TRABAUD, L. 1987*a*. «Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the mediterranean basin». *Ecologia mediterranea*, 13: 25-37.
- TRABAUD, L. 1987*b*. «Fire and survival traits of plants». A: TRABAUD, L. [ed.]. *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing. The Hague, p. 65-89.
- TRABAUD, L. 1987*c*. «Natural and prescribed fire: survival strategies of plants and equilibrium in Mediterranean ecosystems». A: TENHUNEN, J. D. *et al.* [ed.]. *Plant Response to Stress*. Springer-Verlag. Berlín, p. 607-621.
- TRABAUD, L. 1989. *Les feux de forêts. Mécanismes, comportement et environnement*. France-Sélection. Aubervilliers. 278 p.
- TRABAUD, L.; LEPART, J. 1980. «Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire». *Vegetatio*, 43: 49-57.
- TRABAUD, L.; LEPART, J. 1981. «Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes». *Vegetatio*, 46: 105-116.
- TRABAUD, L.; CHANTERAC, B. de. 1985. «The influence of fire on the phenological behavior of Mediterranean plant species in Bas-Languedoc (southern France)». *Vegetatio*, 60: 119-130.
- TRABAUD, L.; MÉTHY, M. 1988. «Modifications dans le système photo-

- synthétique de repousses apparaissant après le feu de deux espèces ligneuses dominantes des garrigues méditerranéennes». *Acta Oecologica/Ecol. Plant.*, 9: 229-243.
- TRABAUD, L.; MICHELS, C.; GROSMAN, J. 1985. «Recovery of burnt *Pinus halapensis* Mill. forests. II. Pine reconstitution after wildfire». *For. Ecol. Manage.*, 13: 167-179.
- TRABAUD, L.; PAPIÓ, C. 1987. «Regeneració de les garrigues de Montpellier i Garraf». *Quad. d'Ecol. Apl.*, 10: 101-112.
- TROUMBIS, A. Y. 1985. *Dynamique après perturbation des populations de deux espèces de Cistus à reproduction sexuée obligatoire*. Tesi doctoral. Université Pierre-Sabatier. Tolosa de Llenguadoc. 254 p.
- TROUMBIS, A. Y.; TRABAUD, L. 1989. «Some questions about flammability in fire ecology». *Acta Oecologica/Ecol. Plant.*, 10: 167-175.
- TSIOUVARAS, C. N. 1987. «Ecology and management of kermes oak (*Quercus coccifera* L.) shrublands in Greece: A review». *J. Range Manage.*, 40: 542-546.
- TSIOUVARAS, C. N.; NOITSAKIS, B.; PAPANASTASIS, V. P. 1986. «Clipping intensity improves growth rate of kermes oak twigs». *For. Ecol. Manage.*, 15: 229-237.
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M.; WEEB, D. A. 1964-1980. *Flora europaea*. Cambridge University Press. Cambridge. 5 vol.
- VEGA, J. A. 1986. «La investigación sobre incendios forestales en España: Revisión bibliográfica». A: CASTELLÓ, J. I.; TERRADAS, J. A. [ed.]. *Bases ecològiques per la gestió ambiental*. Diputació de Barcelona. Barcelona. Barcelona, p. 17-24.
- VÉLEZ, R. 1982. *Manual de predicción del peligro de incendios forestales*. Servicio de Publicaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 110 p.
- VOGL, R. J. 1973. «Ecology of knobcone pine in the Santa Ana Mountain California». *Ecol. Monogr.*, 43: 125-143.
- WAGNER, C. E. van, 1961. *Moisture content and inflammability in spruce, fir and scots pine Christmas trees*. Canada Dept. For., For. Res. Branch., Tech. Note 109. 16 p.
- WAGNER, C. E. van, 1969. «Drying rates of some fine fuels forest fuels». *Fire Control Notes*, 30: 1-4.
- WAGNER, C. E. van, 1974. *A spread index for crown fires in spring*. Canada For. Serv. Inf. Rep. PS-X-55. Petawawa Forest Exp. Stn. 12 p.
- WASEL, Y.; FRIEDMAN, J. 1965. «The use of tamarisk trees for the restriction of fires». *La Yaaran*, 15: 77-82, 84-88.
- WELLS, C. G. 1969. «The relation between mode of reproduction and extent of speciation in woody genera of the California chaparral». *Evolution*, 23: 264-267.
- WELLS, C. G.; CAMPBELL, R. E.; DEBANO, L. F.; LEWIS, C. E.; FREDRIKSEN, L. R.; FRANKLIN, E. C.; FROELICH, R. C.; DUNN, P. H. 1979. *Effects of fire on soil. A state-of-knowledge review. National Fire Effects Workshop*. Denver (Colorado). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-7. 36 p.

- WESTMAN, W. E. 1984. «Resilience: concepts and measures». A: DELL, B.; HOPKINS, A. J. M.; LAMONT, B. B. [ed.]. *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers. Dordrecht, p. 5-19.
- WILGEN, B. W. van, 1982. «Some effects of post-fire age on the above-ground plant biomass of fynbos (macchia) vegetation in South Africa». *J. Ecol.*, 70: 217-225.
- WILGEN, B. W. van; LE MAITRE, D. C.; KRUGER, F. J. 1985. «Fire behaviour in south african fynbos (macchia) vegetation and predictions from Rothermel's fire model». *Journal of Applied Ecology*, 22: 207-216.
- WILLIAMSON, G. B.; BLACK, E. M. 1981. «High temperature of forest fires under pines as a selective advantage over oaks». *Nature*, 293: 643-644.
- YOCOM, H. A. 1968. «Short leaf Pine seed dispersal». *J. Forest.*, 66: 422.
- YODA, K.; KIRA, T.; OGAWA, H.; HOZUMI, K. 1963. «Intraspecific competition among higher plants. XI Self thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions». *J. Inst. Polytech. Osaka City Univ.*, 14: 107-129.
- ZAMMIT, C. 1984. «Ramet recruitment in *Banksia oblongifolia* (Protaceae) after fire and clipping». A: DELL, B. [ed.]. *Proceedings of 4th International Conference on Mediterranean Ecosystems*. University of Western Australia. Perth, p. 173-174.
- ZAMMIT, C. 1988. «Dynamics of resprouting in the lignotuberous shrub *Banksia oblongifolia*». *Australian Journal of Ecology*, 13: 311-320.
- ZEDLER, P. H. 1977. «Life history attributes of plants and the fire cycle: a case study in chaparral dominated by *Cupressus forbesii*». A: MOONEY, H. A.; CONRAD, C. E. [ed.]. *Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep., WO-3: 451-458.
- 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: 809-818.
- ZOHAR, Y.; WAISEL, Y.; KARSCHON, R. 1978. «Regeneration after cutting and the role of lignotubers in the regeneration of *Eucalyptus occidentalis* Endl.». *Aust. For. Res.*, 8: 115-123.

