

**MODELITZACIÓ DE LA DINÀMICA DE COMBUSTIBLE
EN ECOSISTEMES ARBUSTIUS MEDITERRANIS**

Tesi doctoral

Eduard Pla i Ferrer

Bellaterra, setembre de 2002

Des d'Alacant a la Provença
Qui mor no mor, si el son és clar
Quan neix la llum en el quintar.

JV Foix
Ho sap tothom, i és profecia (fragment)
Onze Nadals i un Cap d'Any (1960)

L'experiència no consisteix en la
quantitat de coses que s'han vist,
sinó en la quantitat de coses que
s'han reflexionat.

JM Pereda

A la Susanna

Presentació i agraïments

*–Recordes com, quan i on vas aprendre a llegir? A dibuixar? Quan vas aprendre que col·laborar era positiu?...–*ens qüestionava un admirat pedagog en un taller per a caps escoltes. I conclouia *–D'aquests processos d'aprenentatge, cadascú en guarda un record més o menys boirós i diferim en el context o l'entorn on s'ubiquen, però tots coincidim en què han estat persones concretes les que han estimulat les nostres ganes de saber, de créixer.* Sé que aquest fenomen inesgotable, que és fruit de la interacció de l'admirable capacitat d'aprenentatge humà amb les estimulants relacions interpersonals, depassa el caràcter constret i limitat d'aquest document que teniu a les mans, però potser, entremig, s'hi amaga.

Aquesta reflexió educativa em serveix d'emmarcament per enfilars aquest treball. No voldria començar-lo sense agrair, doncs, a totes les persones que han provocat directament o indirectament les meves ganes per saber, el meu amor per la natura, pel país, i m'han encomanat l'esperança tossuda que les coses, indefugiblement, aniran millor: un recorregut que comença a casa, continua a l'escola, a l'escoltisme, al barri, a la comunitat, a la universitat... Amics, companys, persones que m'han ajudat, que m'han acompanyat, que han compartit... i que m'estimo. A tots ells, gràcies.

Aquest treball és un intent de posar per escrit els treballs que, un cop llicenciat en Ciències Ambientals, he vingut desenvolupant al Centre de Recerca i Aplicacions Forestals (CREAF), a la Universitat Autònoma de Barcelona. D'això n'ha estat responsable, en bona mesura, l'actual director del centre, en Ferran Rodà (responsable, en el sentit de l'empenta inicial i en el sentit del guiatge) a qui li agraeixo tanta confiança i el seu savi i rigorós mestratge. En Ferran em va fer conèixer en Carles Gracia, ecòleg forestal de la UB que ha codirigit el present treball, home d'empenta i d'un optimisme encomanadís, amic dels models i dels nous avenços tecnològics. A ell també li agraeixo el fet d'haver-me donat l'oportunitat d'embolicar-me en l'apassionant i intricat món de GOTILWA+ i de la modelització del funcionament dels ecosistemes.

Vull tenir un agraïment especial als meus successius companys de despatx (o despatxos): els orígens als baixos fons, amb en Joan i en Carles; els nous aires i la consolidació al 1r pis, amb en Xavi, la Lydia i en Ricardo; la vinguda de la Sònia; i finalment, la nova etapa: amb la Paula, la Roser, la Màrcia i en Sergi. Gràcies, a tots ells, per la seva companyonia i amistat.

Un agraïment molt especial a l'equip que va col·laborar en el treball de camp dut a terme l'estiu de 1998: l'Ester Prat, en Josep Ganyet, la Patrícia Torres, la Montse Matas, l'Emma Piera, la Marga Crous i la Mireia Tarradell, com també als qui vam participar a la campanya de les Gavarres i Prades l'estiu següent: la Montse Matas, la Cristina Joanati i la Berta Obón.

A la Marta, en Jordi, en Roger, l'Anselm, l'Anabel, el Santi, el Remer del Llac i a tots els companys del CREAF, molt especialment a tots els membres del col·lectiu Tricicle. La llista seria llarga, però us tinc a tots molt presents. Un agraïment especial als informàtics del centre, per la seva inestimable paciència. A tots els companys de Ciències Ambientals que, ara fa ja 10 anys, vam iniciar-nos en aquesta aventura. A tots els amics i amigues amb qui he compartit aquesta etapa. A la família i a la Susanna, pel seu recolzament, paciència i amor incondicional.

Aquest treball ha estat possible gràcies a una beca predoctoral per part del Ministeri d'Educació i Cultura, i ha estat finançat pels projectes CICYT AMB95-0247, AGF97-0533 i pel Projecte Rebrot finançat pel Departament de Treball de la Generalitat de Catalunya.

Gràcies a tots! I com diria aquell esportista: us espero al SAF (Sempre Agraït i Felç)!

Apa-li!

Eduard Pla
Bellaterra, setembre de 2002

Sumari

	Pàg.
CAPÍTOL 1. Introducció general.	1
CAPÍTOL 2. Dinàmica successional de combustible en ecosistemes arbustius mediterranis i la seva relació amb el risc d'incendi.	19
CAPÍTOL 3. Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brolles mediterrànies.	59
CAPÍTOL 4. La modelització de la dinàmica de la vegetació en ecosistemes arbustius mediterranis: una aproximació funcional a partir del model de creixement forestal GOTILWA+.	93
CAPÍTOL 5. Exercicis de validació del mòdul arbustiu de GOTILWA+ en ecosistemes mediterranis.	145
CAPÍTOL 6. Efectes del canvi climàtic en ecosistemes arbustius mediterranis: una aplicació del mòdul arbustiu de GOTILWA+.	173
CAPÍTOL 7. Conclusions.	195

CAPÍTOL 1
Introducció general

Foc a la Mediterrània: reptes i prioritats davant del canvi global

A l'àrea mediterrània els incendis forestals constitueixen actualment un dels principals problemes ambientals i són la causa més important de destrucció d'ecosistemes forestals, arbustius i herbacis en els països mediterranis (Terradas 1996, Vallejo 1997, Vélez 2000). A més de l'estricta superfície forestal cremada pels incendis, s'hi han d'afegir els efectes directes i indirectes sobre persones, animals i béns materials de tota mena. Els incendis forestals són, a més, una de les causes principals de pèrdua de sòl i desertificació a la península ibèrica per desaparició de la coberta vegetal i per l'exposició a impactes de fenòmens meteorològics (De Luís *et al.* 2001). El maridatge entre el foc i les condicions del paisatge mediterrani, pel que fa a la climatologia i a la susceptibilitat de la vegetació, és una relació antiga. Tanmateix, els condicionaments i conseqüències ambientals d'aquesta problemàtica depassen qualsevol intent d'abordar-la des d'un punt de vista estrictament monodisciplinar, ja sigui des del camp de la meteorologia o de l'ecologia de les espècies mediterrànies (Philpot 1977). La interpretació integral del fenomen se situa en el camp d'allò que s'ha anomenat socioecologia (Folch 1996), és a dir, en l'anàlisi dels condicionaments sociològics que s'hi amaguen a fi de determinar-ne les causes i apuntar vies d'avançada en la seva gestió.

En les tres darreres dècades, els incendis han fet créixer notablement la superfície cremada en els diferents països de la conca mediterrània (Rego 1992, Vélez 2000). Paral·lelament, i paradoxalment, els mitjans de lluita contra el foc no han parat de créixer en la majoria de països d'aquest àmbit. Les estadístiques ens parlen que el nombre d'incendis també ha crescut, així com la seva freqüència. Tanmateix, la majoria dels incendis a la conca mediterrània europea són de superfície reduïda (Vélez 2000): un 43% són més petits d'1 ha i un 56,6% es troben entre 1 i 500 ha que representen, en conjunt, el 60% de la superfície cremada; però un 40% de l'àrea cremada ve explicada per molt pocs focs (0,4% del total d'incendis) d'una gran superfície (incendis més grans de 500 ha). Als Països Catalans, i durant el període 1968 -1994, aquesta tendència també s'hi confirma: el 99,2% dels focs més petits de 1000 ha eren responsables del 39,5% de la superfície cremada, mentre que el 60,5% de la

superfície total va ser cremada per només un 0,8% dels focs (Terradas *et al.* 1998). El fenomen dels grans incendis és representatiu de la situació actual i constitueix la principal prioritat de gestió. Les causes se situen en el camp dels conflictes socials i econòmics que modelen els canvis d'usos del sòl i l'estructura del paisatge. Les transformacions en la gestió del territori a la riba nord de la mediterrània o, molt sovint, l'absència de gestió ens expliquen part de la fràgil situació actual dels ecosistemes forestals mediterranis davant del foc.

Aquesta dimensió actual del problema, caracteritzada per focs de gran extensió que es fan impossibles de controlar en situacions de risc extrem malgrat els augments marginals en mitjans d'extinció, ha motivat l'assaig de noves estratègies que s'ubiquen en el camp de la prevenció (Peix 1999). En aquest sentit, les polítiques de lluita fonamentades únicament en el paradigma de la supressió del foc han estat qüestionades des de diferents àmbits científics. Les polítiques preventives han de passar forçosament per nous plantejaments en la gestió, en un sentit ampli, del territori (Rodà 1998). Tot i que aquest treball no té per objecte abordar les dinàmiques socioeconòmiques que estan darrera dels incendis o de les mesures d'ordenació necessàries per disminuir el risc, aquest emmarcament permet ubicar la tesi en el seu context. Com a conclusió directa d'aquestes reflexions, caldrà apuntar que tota política preventiva que s'impulsi, a qualsevol escala territorial on s'implementi, haurà d'incloure la gestió del combustible vegetal (això és, la fitomassa aèria susceptible de cremar en un incendi), bé sigui en el sentit de reducció o modificació en zones especialment vulnerables o estratègiques, la creació de discontinuïtats o els canvis en l'estructura de les formacions arbòries i arbustives, entre d'altres. En el camp de la recerca aplicada seran reptes prioritaris avançar en l'estudi de les conseqüències a mitjà i llarg termini sobre els ecosistemes d'aquestes pràctiques de gestió, i treballar en la millora de la seva efectivitat, disseny i aplicació (Moreno i Oechel 1995, Lavorel *et al.* 1998).

Un altre vessant del canvi global, a més de les dinàmiques lligades al canvi d'usos i cobertes del sòl, són els efectes dels canvis atmosfèrics i climàtics. En aquest àmbit, els ecosistemes mediterranis també requereixen d'esforços

prioritaris de recerca i gestió (Lavorel *et al.* 1998). Les regions mediterrànies del planeta són zones de transició climàtica on es preveuen conseqüències notables del canvi climàtic (Watson *et al.* 1998, Peñuelas *et al.* 2002). Les previsions dels efectes del canvi climàtic a la conca mediterrània apunten cap a un escalfament futur, confirmant la tendència ja registrada el segle XX (Piñol *et al.* 1998), i a una disminució de les precipitacions, lligada a canvis en la seva estacionalitat, tot i l'elevat nivell d'incertesa pel que fa al règim de precipitacions de les previsions regionals generades pels Models de Circulació Global, GCMs (Quereda i Montón 2001). Aquestes tendències climàtiques apunten també cap a un augment en la freqüència i intensitat dels episodis d'incendis en aquesta regió (Vázquez i Moreno 1995, Piñol *et al.* 1998, McCarthy *et al.* 2001).

A més de l'augment d'episodis de risc extrem es prediu, per a l'àrea mediterrània, la disminució de la humitat del material vegetal, viu i mort, i en conseqüència, una major inflamabilitat (Peñuelas 1996). L'augment previst de temperatures faria créixer l'evapotranspiració potencial i aquest fet, a menys que les precipitacions creixessin suficientment, ja accentuaria el dèficit hídric de la vegetació de moltes regions mediterrànies (Palutikof *et al.* 1994). Les conseqüències d'aquests escenaris més àrids serien l'augment de l'estrès hídric de la vegetació situada als llimars més secs de la seva àrea de distribució i això podria tenir conseqüències directes sobre la capacitat d'ignició. Els canvis en la composició atmosfèrica (increment de la concentració de CO₂ i els efectes de l'adobat carbònic), alhora, poden conduir cap a canvis en les càrregues de combustible i canvis en la inflamabilitat de la vegetació, la propagació del foc i la regeneració postpertorbació (Oechel *et al.* 1995, Peñuelas 1996). La major disponibilitat de CO₂ es relaciona amb l'augment de la proporció relativa de carboni a la planta respecte a d'altres elements (nitrogen i fòsfor) que tenen efectes retardants de la inflamabilitat (Peñuelas 1996). L'excés de carboni, a més, pot canalitzar-se a rutes metabòliques secundàries i assignarse a compostos que, com els terpens, poden ser emesos durant episodis d'elevades temperatures i fer créixer dràsticament la inflamabilitat de la vegetació.

Aquestes interaccions, en el cas del foc, entre els usos del sòl, el clima i la composició atmosfèrica, fan de la recerca sobre els règims d'incendis futurs i els seus efectes una de les principals activitats en el camp de l'ecologia terrestre en ambients mediterranis (Moreno i Oechel 1995, Lavorel *et al.* 1998). Són necessàries, especialment per a la comprensió i anticipació dels efectes futurs del canvi global sobre els ecosistemes, noves eines prospectives que acompleixin el compromís entre un sòlid fonament científic i un elevat nivell d'aplicabilitat. Terradas (2001) esmenta els diferents mètodes actuals per a estudiar la resposta dels ecosistemes terrestres al canvi: els experiments en ambients controlats, els experiments que modifiquen variables sobre el terreny, els experiments de mesura de fluxos, els experiments que fan el seguiment de canvis reals i, finalment, el desenvolupament de models funcionals d'ecosistemes.

La modelització dels ecosistemes: un compromís entre la complexitat i l'aplicabilitat

Un model és una representació abstracta i simplificada de la realitat. Del complex conjunt de detalls i interaccions que comprèn la realitat, el modelador selecciona i representa aquelles característiques que són més rellevants segons els seus objectius. El model esdevé un mitjà per a extreure determinats elements de la complexitat de l'ambient real i manipular-los a fi d'entendre millor el funcionament del sistema.

La modelització del funcionament dels ecosistemes, això és, la modelització dels fluxos de matèria i energia dins i entre els ecosistemes, té una gran tradició en ecologia. Els models de simulació són un instrument fonamental per a la generació de noves hipòtesis i, en el cas de l'estudi de la resposta dels ecosistemes a canvis futurs, es fan un eina absolutament necessària.

En el camp forestal, amb una llarga experiència d'ús de mètodes quantitius, existeixen diferents enfocaments en la concepció i disseny dels models atenent als seus objectius i a la tradició d'on provenen, ja sigui la recerca científica o tecnològica: d'una banda, els models de creixement i producció orientats a la

gestió (empírics o instrumentals) i, d'altra banda, els models basats en processos biològics (mecanístics o explicatius) (Hauhs 1990, Mohren i Burkhart 1994, Pausas 1998) (Taula 1). La controvèrsia entre aquestes dues aproximacions modelitzadores, descriptiva vers explicativa, depassa l'àmbit de l'ecologia forestal i és present en diferents àmbits científics.

Taula 1. Característiques de les dues aproximacions en el camp de la modelització de la dinàmica de la vegetació aplicada al risc d'incendi. Font: adaptació de l'autor d'un original de Pausas (1998).

Aproximació	Procés	Basat en	Escala temporal	Eines	Exemples en l'àmbit de la dinàmica de la vegetació
Models descriptius	Esdeveniment-dependents	Mesures de camp o experiments	Curt termini	Estadística	FFE-FVS (Beukema <i>et al.</i> 1999)
Models funcionals	Interval-dependents	Coneixements ecològics i models descriptius	Mig-llarg termini	Programació	FIRE-BGC (Keane <i>et al.</i> 1996)

Els models descriptius, que provenen de l'àmbit de la recerca forestal clàssica, posen l'èmfasi en les relacions estadístiques que donen lloc a taules de producció o rendiment (*yield tables*) amb l'ànim de donar suport a la presa de decisions en la gestió forestal. Això s'aconsegueix principalment a partir de la mesura al camp de variables rellevants que s'ajusten a models de regressió més o menys elaborats que permeten la reproducció de les característiques essencials del conjunt de dades mesurades. Aquesta senzilla aproximació, descriptiva i fortament lligada a les observacions històriques, es pot anar fent complexa a mesura que s'incorporen més conjunts de dades al model i es pot incrementar el nivell de detall i/o desagregació (del rodal al nivell d'individu i la seva estructura de capçada o branca). Si les condicions on s'aplica el model són les mateixes en les quals foren recollides les dades de base, aquests models esdevenen unes eines robustes i precises en la predicció de creixements i produccions. Però aquesta condició és, alhora, feblesa i constricció en l'ús d'aquest tipus de models. L'enfocament empíric (més enllà de la seva escassa aportació científica en la comprensió i interpretació dels mecanismes subjacents) no permet la predicció en situacions de canvi ambiental, ja sigui canvi en les condicions climàtiques, de pertorbació, gestió o

de millora o empitjorament del lloc. El ràpid canvi en les condicions ambientals del planeta, als més diversos nivells, està allunyant els models basats en aproximacions estadístiques de l'ús en l'avaluació de respostes dels ecosistemes a mig i llarg termini. A tall d'exemple, moltes de les taules de producció generades per la silvicultura centreeuropea de fa dècades, subestimen el creixement actual dels arbres europeus, ja que és major que quan es varen generar les taules (Spiecker *et al.* 1996, Karjalainen *et al.* 1999).

El segon tipus d'enfocament, els models mecanístics o basats en processos, va començar-se a desenvolupar en el camp forestal, a partir de la dècada dels seixanta i els setanta i constitueix, actualment, la nova generació de models funcionals d'ecosistemes terrestres. Diversos models de creixement i dinàmica forestal van ser desenvolupats, principalment, amb l'ànim d'estudiar i sintetitzar la informació fisiològica i biogeoquímica a nivell de procés i dins del context de l'ecosistema. El desenvolupament d'aquests models ha anat lligat gradualment al pas, en el camp de l'ecologia teòrica, de la descripció a l'explicació (Bossel 1991). Aquests models estan caracteritzats per un fort control de baix a dalt (*bottom-up*) a través de processos clau ben definits. Aquest processos, que intervenen en els intercanvis d'energia, carboni i aigua entre la planta i l'atmosfera són estudiats sota condicions controlades i s'escalen fins al nivell d'ecosistema. A aquesta darrera escala es fa més difícil l'estudi experimental sota condicions controlades. Essencialment, aquests models són conseqüència dels avenços en la recerca ecofisiològica, on els mecanismes subjacents del creixement de la vegetació van essent determinats gradualment. Aquest tipus de models s'orienten principalment cap a la comprensió i explicació de determinades característiques de l'ecosistema i, sovint, són deficientes en el grau de precisió que reclamen algunes de les decisions de gestió forestal. Els models mecanístics requereixen d'una elevada quantitat de valors de paràmetres molt específics que només són disponibles en determinades ocasions. Tot plegat fa que aquests models no puguin ser testats rigorosament des d'un punt de vista estadístic i que acusin el problema de la sobreparametrització. L'elevat nombre de variables d'entrada en el model fan que el sistema presenti molts graus de llibertat en el seu calibratge: un elevat nombre de combinacions diferents de valors en les variables d'entrada poden

generar les mateixes respostes del model. Malgrat que, inicialment, van ser desenvolupats com a eines de recerca, hi ha actualment un interès creixent en l'aplicació d'aquests models a la gestió forestal i en la presa de decisions, especialment per la seva capacitat d'acoblar-se a les condicions ambientals canviants.

Tanmateix, la controvèrsia entre les dues aproximacions modelitzadores no sembla definitivament resolta en favor dels models exclusivament basats en processos (Mohren i Burkhardt 1994). Alguns autors (Hauhs 1990) es mostren escèptics davant la manca d'una encara no prou ben definida teoria general del funcionament dels ecosistemes a l'escala apropiada. Apunten que les dificultats per a derivar models senzills d'ecosistemes a partir d'uns primers principis pot ser resultat de la mateixa complexitat dels ecosistemes o bé de la manca de coneixement sobre aquests adequats primers principis. Els models empírics continuaran fent d'informació experimental (única font de coneixement en ciència) del creixement de la vegetació, ja sigui en el camp de la gestió o de la recerca. A més, el desenvolupament de models empírics adequats requereix dels coneixements causals i dels mecanismes subjacents en determinats processos clau a l'hora de seleccionar les variables a mesurar i les seves relacions. Alhora, cal esmentar que els models mecanístics contenen, implícitament, una elevada càrrega d'empirisme en el seu desenvolupament (taula 1). Perquè els models descriptius guanyin en plasticitat i capacitat d'adaptar-se al dinamisme d'un medi canviant caldrà que hi hagi una transferència recíproca entre aquests i les aproximacions basades en processos.

En efecte, els reptes que es planteja la modelització d'ecosistemes són diversos i en diferents àmbits. Per ambdues aproximacions, la disponibilitat de dades esdevé crucial en molts sentits: conjunts de dades per a la descripció, calibratge i parametrització dels processos biològics en els models mecanístics, per al calibratge de models de regressió empírics, i per a l'avaluació, validació i anàlisi dels models. El desenvolupament i perfeccionament de metodologies d'avaluació dels models també esdevé un repte important. Finalment, i atenent a les grans línies de recerca que es plantegen per a l'ecologia terrestre

(predicció de les respostes de sistemes complexos a un ambient canviant), cal incidir en la necessitat d'acoblament i integració entre la recerca orientada a la gestió i l'anàlisi dels ecosistemes. Aquest esforç conjunt entre dos enfocaments, aparentment contraposats, es perfila com un dels reptes més importants en el camp de la modelització forestal. Els models basats en processos poden ajudar a plantejar i comprendre alguns dels problemes fonamentals en el camp forestal, mentre que els models descriptius poden seguir aportant informació condensada dels resultats de les diferents pràctiques de gestió.

El desenvolupament del mòdul arbustiu de GOTILWA+: ànim, objectius i estructura de la tesi

Aquesta tesi doctoral se situa en la intersecció d'algunes de les reflexions aportades prèviament. Els reptes en el camp de l'ecologia del foc i de la modelització d'ecosistemes serveixen com a emmarcament als capítols desenvolupats al llarg de la tesi. Els capítols, complementaris però alhora amb entitat pròpia, són el resultat de les diferents fases del procés de desenvolupament d'un model de simulació de la dinàmica successional de fitomassa aèria en vegetació arbustiva mediterrània: el mòdul arbustiu del model forestal GOTILWA+ (Gracia *et al.* 1999). Aquest procés, iniciat l'any 1998, ha contemplat la recopilació d'informació prèvia sobre la dinàmica successional de comunitats arbustives presents als Països Catalans i àrees properes, l'estudi i caracterització preliminar de brolles mediterrànies especialment al sud de Catalunya (Baix Camp) i, finalment, la creació i programació d'un model funcional a nivell de coberta per a la simulació d'aquesta dinàmica en diferents tipus de vegetació arbustiva.

Les formacions arbustives, als Països Catalans, són d'una importància rellevant. Només a Catalunya, l'àrea ocupada per matollars és de 512.333 ha (segons el Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya de 1993; CREAM 2002). Del total de superfície forestal arbrada, 943.082 ha pertanyen a categories de models de matollar (models 4-7) de la classificació de models de combustibles de Rothermel (1983) (segons el Mapa de Models de Combustible elaborat al

CREAF a partir de les dades de l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (Gracia *et al.* 2000-2002). Aquestes superfícies fan, sumades, un total d'1.455.416 ha de formacions arbustives, bé siguin matollars o sotaboscoss assimilables a models de matollar segons la classificació de models de combustible de Rothermel. Aquesta xifra representa gairebé un 50% de la superfície total de Catalunya. Per tant, conèixer la dinàmica del combustible arbustiu, i en particular, les seves pautes i determinants després de les perturbacions com incendis o estassades, és d'obvi interès per a la gestió de la biomassa.

El desenvolupament del mòdul arbustiu de GOTILWA+ ha estat orientat, des dels seus inicis, a esdevenir una eina aplicable. El fet d'escollir el nivell d'agregació de coberta en lloc del nivell d'individu respon a aquest plantejament inicial. El nivell de coberta és una escala rellevant en la comprensió i gestió dels processos implicats en el risc d'incendi de la vegetació. Alhora, la recollida de dades de base per a la parametrització de la coberta (emprant una mitjana ponderada en funció de la seva composició) es veu facilitada per aquest nivell d'agregació. El mòdul arbustiu s'inspira en la filosofia de modelització de GOTILWA+, tot i que les necessitats de modelització de la dinàmica d'una coberta arbustiva van requerir, des del començament del procés, del desenvolupament específic d'una estructura pròpia paral·lela al model forestal però, alhora, convenientment acoblada i interconnectada. El resultat és un model semimecànic que permet la simulació del creixement d'una coberta arbustiva i permet la incorporació d'un estrat arbori de diferents densitats. La dinàmica conjunta i interacció entre l'estrat arbustiu i l'arbori no ha estat, però, objecte d'aquesta tesi. Aquesta és una de les capacitats que té el model que ha de ser convenientment explorada en un futur.

El fonament mecànic del model aporta un seguit de potencialitats en l'àmbit de la modelització que han estat descrites en els paràgrafs anteriors. El desenvolupament d'un model d'aquestes característiques ja és, en si mateix, un exercici de síntesi, compendi, prioritització i simplificació dels coneixements actuals sobre el funcionament de l'objecte d'estudi. Alhora, s'hi afegeix una tasca notable d'ordenació dels diferents elements que s'interrelacionen. La

comprensió i aprenentatge ja és una de les principals fites assolides en qualsevol procés de modelització. La capacitat de generar hipòtesis sobre el funcionament de sistemes complexos, fer-se preguntes i apuntar possibles respostes són altres dels punts forts més significatius d'aquesta tasca. L'aposta pel desenvolupament d'un model complex, de base mecànica, com el mòdul arbustiu de GOTILWA+ ha estat fruit de la voluntat d'assoliment d'aquests objectius científics. Tanmateix, i com ja s'ha fet esment, d'opcions modelitzadores n'hi ha múltiples i, certament, més precises i analíticament sòlides. En aquest sentit, la clara aposta per les notables aportacions d'un model d'aquestes característiques no ha de menystenir que la pròpia complexitat del model podria condicionar-ne i limitar-ne l'ús en un altre context i per uns altres objectius, diferents als que aquest treball planteja.

La tesi s'estructura en set capítols: la present introducció i unes conclusions finals més cinc capítols en format d'article independent:

El **capítol 2** *Dinàmica successional de combustible en ecosistemes arbustius mediterranis i la seva relació amb el risc d'incendi* fa una revisió i compendi de dades sobre la dinàmica successional de combustible en diferents tipus de vegetació arbustiva als Països Catalans i àrees properes. Aquesta síntesi d'informació fa una aproximació a la problemàtica de la gestió del risc d'incendi en aquest tipus de formacions mediterrànies i apunta la necessitat de noves eines metodològiques per al seu abordatge.

El **capítol 3** *Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brolles mediterrànies* és un treball experimental desenvolupat a les brolles del Baix Camp, amb la finalitat de caracteritzar en relació als paràmetres estructurals relacionats amb el risc d'incendi una formació típica mediterrània. Aquest treball, a més, ha servit per nodrir de dades empíriques el calibratge del model de simulació. Aquest capítol recull un fragment de l'article publicat per Pla i Rodà (1999).

El **capítol 4** *La modelització de la dinàmica de la vegetació en ecosistemes arbustius mediterranis: una aproximació funcional a partir del model de*

creixement forestal GOTILWA+ constitueix la descripció del mòdul arbustiu acoblat al model forestal GOTILWA+, això és, el desenvolupament del model de simulació de la dinàmica d'ecosistemes arbustius mediterranis. Aquest treball és la síntesi i conclusió de l'esforç de modelització que abasta la tesi. També s'hi inclou una anàlisi de sensibilitat del model i el seu calibratge.

El **capítol 5** *Exercicis de validació del mòdul arbustiu de GOTILWA+ en ecosistemes mediterranis* comprèn els diferents exercicis de validació a què s'ha sotmès el nou mòdul arbustiu. Per a fer-ho, s'han emprat les dades recollides en diferents treballs previs d'altres autors en garrigues de *Quercus coccifera* al Garraf i al Baix Lluenguadoc.

El **capítol 6** *Efectes del canvi climàtic en ecosistemes arbustius mediterranis: una aplicació del mòdul arbustiu de GOTILWA+* presenta els resultats d'un seguit d'experiments de simulació a partir de l'ús del mòdul arbustiu de GOTILWA+ i la definició de diferents escenaris climàtics en consonància amb les prediccions per a l'àrea mediterrània d'alguns Models de Circulació Global (GCMs).

El **capítol 7** recull les conclusions més rellevants d'aquesta tesi.

En conjunt, la tesi es concentra en la posada a punt d'una nova eina metodològica: un model semimecanístic de la dinàmica de fitomassa arbustiva. El producte final d'aquesta síntesi presenta unes potencialitats encara per explorar, que s'escapen de l'àmbit d'aquesta tesi, però que suggereixen futures vies de desenvolupament i experimentació.

Un exemple d'aplicació de les dades contingudes en aquesta tesi es pot trobar descrit a l'article de Salvador *et al.* (2001). En aquest treball es duu a terme una anàlisi de sensibilitat global (GSA) i una anàlisi dels efectes d'escala del model de propagació del foc proposat per Rothermel (1972) a partir de dades de les dades de brolles litorals mediterrànies recollides en aquesta tesi (Pla i Rodà 1999).

Referències

- Beukema SJ, Reinhardt E, Greenough J, Kurz WA, Crookston N, Robinson D. (1999) Fire and fuels extension to the forest vegetation simulator: model description. Working draft on file at the Intermountain Fire Sciences Laboratory, Missoula. <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/4155/ffe-fvs.html>
- Bossel H. (1991) Modelling forest dynamics: Moving from description to explanation. *Forest Ecology and Management* 42:129-141.
- CREAF (2002) Mapa de cobertes del sòl de Catalunya. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. <http://www.creaf.uab.es/mcsc/index.htm>
- De Luís M, García-Cano MF, Cortina J, Raventós J, González-Hidalgo JC, Sánchez JR. (2001) Climatic trends, disturbances and short-term vegetation dynamics in a Mediterranean shrubland. *Forest Ecology and Management* 147:25-37.
- Folch R. (1996) Socioecologia dels incendis forestals. A: Terradas J. (Ed.) *Ecologia del foc*. Enciclopèdia Catalana. Barcelona. Pp. 255-261.
- Gracia CA, Tello E, Sabaté S, Bellot J. (1999) GOTILWA: An Integrated Model of Water Dynamics and Forest Growth. A: Rodà F, Retana J, Bellot J, Gracia CA. (Eds.) *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests*. Springer. Berlin. Pp. 163-178.
- Gracia CA, Burriel JA, Mata T, Vayreda J. (2000-2002) *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya*. 6 volums publicats. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals. Bellaterra (Barcelona).
- Hauhs M. (1990) Ecosystem modelling: science or technology? *Journal of Hydrology* 116:25-33.

Karjalainen T, Spiecker H, Laroussinie O. (Eds.) (1999) Causes and Consequences of Accelerating Tree Growth in Europe. European Forest Institute proceedings núm. 27. Joensuu.

Keane RE, Morgan P, Running SW. (1996) FIRE-BGC: A Mechanistic Ecological Process Model for Simulating Fire Succession on Coniferous Forest Landscapes of the Northern Rocky Mountains. Intermountain Research Estation. USDA Forest Service.

Lavorel S, Canadell J, Rambal S, Terradas J. (1998) Mediterranean terrestrial ecosystems : research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography* 7: 157-166.

McCarthy JJ, Canziani OF, Leary NA, Dokken DJ, White KS. (Eds.) (2001) *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge.

Mohren GMJ, Burkhardt HE. (1994) Contrasts between biologically-based process models and management-oriented growth and yield models. *Forest Ecology and Management* 69: 1-5.

Moreno JM, Oechel WC. (Eds.) (1995) *Global Change and Mediterranean-Type Ecosystems*. Ecological Studies 117, Springer. Nova York.

Oechel WC, Hastings SJ, Vourlitis GL, Jenkins MA, Hinkson CL. (1995) Direct Effects of CO₂ in Chaparral and Mediterranean-Type Ecosystems. A: Moreno JM i Oechel WC. (Eds.) *Global Change and Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer. Nova York. Pp. 58-75.

Palutikof JP, Goodess CM, Guo X. (1994) Climate change, potential evapotranspiration and moisture availability in the Mediterranean basin. *International Journal of Climatology* 14: 853-869.

- Pausas JG. (1998) Modelling fire-prone vegetation dynamics. A: Trabaud L. (Ed.) Fire Management and Landscape Ecology. International Association of Wildland Fire. Washington. Pp. 327-334.
- Peix J. (1999) Foc Verd II. Programa de Gestió del Risc d'Incendi Forestal. DARP. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- Peñuelas J. (1996) Sobre el canvi climàtic i la manera com pot repercutir en els incendis. A: Terradas J. (Ed.) Ecologia del foc. Enciclopèdia Catalana. Barcelona. Pp. 51-56.
- Peñuelas J, Filella I, Comas P. (2002) Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8: 531-544.
- Philpot CW. (1977) Vegetative features as determinants of fire frequency and intensity. Proceedings of the Symposium on Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems. USDA. Pp. 12-16.
- Piñol J, Terradas J, Lloret F. (1998) Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in Coastal Eastern Spain. *Climatic Change* 38: 345-357.
- Pla E, Rodà F. (1999) Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brolles mediterrànies. *Orsis* 14: 79-103.
- Quereda J, Montón E. (Eds.) (2001) Nuestro Porvenir Climático ¿Un escenario de aridez? Publicacions de la Universitat Jaume I. Castelló de la Plana.
- Rego F. (1992) Land use changes and wildfires. A: Teller A, Mathy P, Jeffers JNR. (Eds) Responses of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier. Londres i Nova York. Pp. 367-373.

Rodà F. (1998) La Mediterrània. Ecologia del paisatge. Medi Ambient. Tecnologia i Cultura 21: 41-44.

Rothermel RC. (1972) A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels, General Technical Report INT-115, Intermountain Forest and Range Experiment Station. USDA Forest Service.

Rothermel RC. (1983) How to predict the spread and intensity of forest and range fire. USDA Forest Service. Ogden, Utah.

Salvador R, Piñol J, Tarantola S, Pla E. (2001) Global sensitivity analysis and scale effects of a fire propagation model used over Mediterranean shrublands. Ecological modelling 136: 175-189.

Spiecker H, Mielikäinen K, Köhl M, Skovsgaard JP (Eds.) Growth trends in European Forests. Studies from 12 countries. European Forest Institute Research Report núm. 5. Springer. Berlin-Heidelberg.

Terradas J. (Ed.) (1996) Ecologia del foc. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.

Terradas J. (2001) Ecología de la vegetación. Ediciones Omega. Barcelona.

Terradas J, Piñol J, Lloret F. (1998) Risk factors in wildfires along the Mediterranean coast of the Iberian peninsula. A: Trabaud L. (Ed.) Fire Management and Landscape Ecology. International Association of Wildland Fire. Washington. Pp. 297-304.

Vallejo R. (Ed.) (1997) La restauración de la cubierta vegetal en la comunidad valenciana. CEAM i Generalitat Valenciana. València.

Vázquez A, Moreno JM. (1998) Fire frequency and fire rotation period in areas with different potential vegetation type in peninsular Spain. A: Trabaud L. (Ed.) Fire Management and Landscape Ecology. International Association of Wildland Fire. Washington. Pp. 305-314.

Vélez R. (Ed.) (2000) La defensa contra los incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill. Madrid.

Watson RT, Zinyowera MC, Moss RH, Dokken DJ. (Eds.) (1998) IPCC Special Report on The Regional Impacts of Climate Change. An Assessment of Vulnerability. IPCC. Cambridge University Press. Cambridge.

CAPÍTOL 2

**Dinàmica successional de combustible en
ecosistemes arbustius mediterranis i la seva
relació amb el risc d'incendi**

Abstract *Mediterranean shrubland dynamics and its relationship to fire risk.*

Wildland fires are one of the most important environmental problems in Mediterranean regions. In the last decades, the number of fires and burnt surface has increased remarkably. Phytomass successional patterns determine structural characteristics of the vegetation and, hence, fire risk. This paper reviews studies on fuel dynamics in different Mediterranean shrublands, specially located in Iberian coastal area. The fuel accumulation rate varies depending on different factors involved in vegetation growth. In spite of this, it is possible to establish common patterns for different Mediterranean vegetation-types. This compilation remarks that a burned place shows a high fire risk in a relatively short time after fire. This time lapse is 5-10 years for shrublands and 1-2 years for grasslands. This information, which is scarce for this kind of vegetation in the study area, is useful for fire risk management and fire behaviour prediction.

Resum

Els incendis forestals han esdevingut una de les principals problemàtiques ambientals a l'àrea mediterrània. En les darreres dècades, el nombre de focs i d'àrea cremada han augmentat notablement. A més dels factors de risc associats a les condicions climatològiques i topogràfiques, el comportament del foc ve condicionat per l'estructura de la vegetació i, per tant, dels patrons successional d'acumulació de fitomassa aèria. Aquest treball fa una revisió dels estudis que aborden la dinàmica de diferents formacions arbustives presents a l'àrea mediterrània ibèrica i, amb aquesta, de les principals característiques estructurals de la vegetació relacionades amb el risc d'incendi. La taxa d'acumulació de combustible varia d'acord amb diferents factors vinculats al creixement de la vegetació. Malgrat això, es poden establir uns patrons comuns per a diferents formacions arbustives mediterrànies. Aquesta compilació ha posat de manifest que un indret cremat pot tenir un elevat risc d'incendi en un temps relativament curt, però molt variable, després del foc. Aquest rang de temps se situa en 5-10 anys per a molts matollars, i de 1-2 anys per als herbassars densos. Aquesta informació, que és escassa per aquest tipus de vegetació i en aquesta àrea d'estudi, és una eina valuosa en el camp de la predicció del comportament del foc i de la gestió preventiva del risc.

1. Introducció

Les característiques climàtiques i de la vegetació dels ecosistemes mediterranis han fet del foc un factor ecològic rellevant en la major part de les regions del bioma mediterrani (Naveh 1974, Trabaud 1994). A la conca mediterrània, l'augment en les darreres dècades de la incidència dels incendis forestals en nombre, àrea i freqüència (Piñol *et al.* 1998, Terradas *et al.* 1998, Vélez 2000) ha fet que esdevinguin una de les principals problemàtiques socioecològiques (Folch 1996). Els episodis dels estius de 1994 i 1998 a Catalunya en són un exemple (Taula 1). L'avenç en el coneixement de les causes, els efectes i la prevenció del foc forestal ha esdevingut una prioritat en el camp de la recerca científica en les darreres dècades (Naveh 1989, Vélez 2000).

Taula 1. Nombre d'incendis i superfícies forestals afectades (en ha) a Catalunya durant el període 1983-2001. Font: Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya

Any	Nombre d'incendis	Superfície arbrada	Superfície no arbrada	Superfície forestal
1983	598	15.205	8.859	24.064
1984	403	3.499	6.656	10.165
1985	660	7.567	5.779	13.346
1986	561	43.290	25.216	68.506
1987	352	1.215	731	1.946
1988	646	1.002	1.629	2.631
1989	669	1.298	2.876	4.174
1990	591	668	440	1.108
1991	782	3.231	2.137	5.368
1992	368	757	730	1.487
1993	791	3.328	3.334	6.662
1994	1.217	62.575	14.051	76.626
1995	753	2.202	4.834	7.036
1996	463	531	495	1.026
1997	672	625	298	923
1998	961	13.714	7.278	20.992
1999	841	486	765	1.251
2000	766	2.585	5.845	8.430
2001	723	993	2.002	2.995

Físicament, l'aparició d'un foc depèn la conjunció de tres factors: unes condicions ambientals que garanteixin l'assecamment necessari del combustible perquè aquest cremi, la presència suficient de combustible i l'existència d'una font d'ignició. La distribució d'aquests factors presenta una variabilitat espacial i temporal elevada.

A l'àrea mediterrània, bona part dels focs es produeixen durant els períodes de llargs eixuts amb episodis de vent (als estius i als hiverns secs). La sequera incrementa el risc que cremi la vegetació i el vent n'augmenta la propagació (Chandler *et al.* 1983, Pyne 1984). A més dels factors ambientals (climatològics i topogràfics) i antròpics (que expliquen la major part dels focus d'ignició) relacionats amb el risc d'incendi, cal prendre en consideració els factors biòtics, és a dir, les característiques de la vegetació que es relacionen amb la seva susceptibilitat al foc. Les propietats combustibles de les espècies vegetals determinen si el material vegetal cremarà i de quina manera (comportament del foc, *fire behaviour*). La quantitat de material viu i mort n'és determinant; però també la seva estructura, disposició espacial i les seves característiques físiques i químiques intervenen en la inflamabilitat (la capacitat de prendre flama) i la combustibilitat (facilitat per cremar desprenent energia i consumint-se) (Pyne 1984, Papió i Trabaud 1990, Bond i van Wilgen 1996).

La vegetació mediterrània és dominada per espècies arbustives i arbòries perennifòlies i esclerofil·les acompanyades, sovint, d'un estrat herbaci (Orshan 1983). Les característiques morfològiques i fisiològiques de les espècies llenyoses mediterrànies (contingut hídric relativament baix, alt contingut en resines, greixos i substàncies volàtils, elevada relació superfície/volum de fulles i tiges, presència d'elements morts en capçada, etc.) les fan especialment susceptibles al foc (Philpot 1977). En comunitats diverses, seran les propietats combinades de cadascuna de les espècies les que determinaran si la coberta vegetal cremarà i quin serà el comportament del foc. Les característiques combustibles de les comunitats vegetals a nivell de coberta han estat menys estudiades que no pas aquestes mateixes propietats en espècies individuals (Bond i van Wilgen 1996). Les formacions arbustives mediterrànies es caracteritzen per una elevada presència de combustibles fins (de diàmetres <6

mm) i per una variable quantitat de material mort present a la coberta o al sòl. Sovint, els combustibles herbacis desenvolupen un paper important. Moltes de les formacions mediterrànies presenten, a més, una neta continuïtat en l'espai, tant vertical com horitzontal (Sala *et al.* 1987, Papió 1994, Rego *et al.* 1994).

El règim de foc ve determinat per la combinació de tots els elements que s'han anat esmentant: la freqüència (com de sovint s'esdevé el foc), l'estacionalitat (quan es produeix) i la intensitat (com de virulent és). La variabilitat en cadascun d'aquests elements és molt important: un canvi en el règim del foc pot comportar el canvi en les propietats de la vegetació (Bond i van Wilgen 1996) (Taula 2).

Les comunitats arbustives mediterrànies s'han trobat històricament exposades a un règim de perturbacions marcat per la recurrència i, en el cas del foc, condicionat pels nivells d'acumulació de combustible. Aquesta dinàmica, juntament amb l'elevada resiliència del sistema, determina l'establiment de cicles relativament curts on la composició específica de la comunitat es modifica relativament poc (Hanes 1971). Aquest procés d'*autosuccessió* està força estudiat i documentat en diferents contextos mediterranis (Trabaud i Lepart 1980, Franquesa 1989, Carreira *et al.* 1992, Trabaud 1994, Terradas 2001).

A la península ibèrica, formacions arbustives pròpies d'estadis inicials de la successió han esdevingut un component important del paisatge com a resultat del canvi d'usos del sòl, la degradació del bosc o l'augment de la freqüència d'incendis (Le Houérou 1987, Masalles i Vigo 1987, Lloret 1998). Als Països Catalans, l'àrea ocupada per superfície forestal no arbrada (que inclou principalment matollars, i en una menor proporció, pastures) s'estima en 1.242.588 ha, que representen un 18% de la seva superfície (Inventario Forestal Nacional 1998, Inventaire Forestier National 2001, Gracia *et al.* 2000-2002).

Conèixer la dinàmica successional d'una comunitat després de la perturbació, i amb ella, de les principals característiques estructurals de la vegetació

relacionades amb el risc d'incendi, aporta una informació valuosa en el camp de la predicció del comportament del foc i de la seva gestió preventiva (Legrand 1992). També esdevé una informació cabdal en l'àmbit de la restauració ecològica després del foc (Vallejo 1999).

Taula 2. Exemples de règims de foc per a diferents tipus de vegetació d'arreu del món. Els exemples s'han extret de sistemes no modificats antròpicament. Font: Adaptació de l'autor d'un original de Bond i van Wilgen (1996).

Tipus de vegetació	Freqüència del foc	Estacionalitat	Intensitat
Herbassars	Anual o més gran, depenent de la pressió natural de pastura i la precipitació que en determina la càrrega de combustible.	Els focs es produeixen durant les estacions seques	Oscil·len entre <100 fins >5.000 kW m ⁻¹
Matollars mediterranis	Intervals d'entre 5 i 100 anys	Es concentren als períodes secs estivals	Poden ser >50.000 kW m ⁻¹
Savanes africanes	Anualment o bé un cop cada 30 anys o més, depenent de la precipitació i la pressió de pastura	Els focs es produeixen durant les estacions seques	Com els herbassars
Cerrado brasiler	Focs cada 1-3 anys	Hiverns secs	<i>Sense dades</i>
Bosc d'eucaliptus australians	Algunes àrees cremen sovint (anualment, focs de superfície). Focs de capçada cada 100-300 anys.	Estació seca	Generalment de baixa intensitat 500-3.000 kW m ⁻¹ . Focs de capçada d'alta intensitat són rars (7.000-70.000 kW m ⁻¹)
Bosc nordamericà de coníferes	Focs de superfície cada 1-10 anys. Focs de capçada (reemplaçament de rodal) a intervals de 100-1.000 anys	Períodes secs estivals	Focs de superfície 200-800 kW m ⁻¹ i per als focs de capçada (reemplaçament de rodal) >50.000 kW m ⁻¹
Selva tropical sudamericana	Focs molt pocs freqüents i restringits a individus o taques petites.	Només possibles després d'alguns dies sense pluja	Intensitats molt baixes (<20 kW m ⁻¹)

En aquest sentit, i si atenem al conjunt de les regions mediterrànies, la major part d'estudis en comunitats arbustives referents a les propietats combustibles de la vegetació i a la regeneració després del foc s'han centrat en formacions com el *chaparral* californià, el *matorral* xilè, el *mallee* i *heathland* australià, el *fynbos* sudafricà com va recopilar Keeley (1988) o bé, a la conca mediterrània, els estudis en *garrigues* al Baix Llenguadoc (Trabaud 1980), la *frigana* grega (Arianoutsou i Margaris 1981) i la *batha* israeliana (Naveh i Whittaker 1979). Al nostre país la recerca en formacions vegetals comparables ha estat més aviat dispersa, i la seva restricció temporal i espacial ha fet difícil el desenvolupament d'una teoria general de la dinàmica i el funcionament dels matollars mediterranis (Merino *et al.* 1990). D'aquests treballs sobre la dinàmica després del foc de la vegetació arbustiva mediterrània, generalment molt pocs s'ocupen de la producció i acumulació de fitomassa (Trabaud 1991). La necessitat d'estudis que aprofundeixin en la dinàmica postpertorbació d'aquestes formacions ha estat assenyalada com una tasca urgent, que només ha estat iniciada en determinats aspectes (Morey i Trabaud 1988, Trabaud 1994, Terradas 1996).

L'objectiu principal d'aquest treball és dur a terme una revisió i compendi dels estudis que directament o indirectament aborden la dinàmica successional de fitomassa aèria de les diferents comunitats arbustives presents principalment als Països Catalans i a l'àrea mediterrània ibèrica, posant de relleu aquells estudis que relacionen les propietats estructurals de la vegetació amb el risc d'incendi. D'aquest propòsit inicial se'n concreten els següents objectius secundaris: (1) identificar aquells patrons successionalis que són comuns i divergents en les diferents comunitats arbustives. (2) Analitzar quines característiques ambientals afavoreixen una major taxa d'acumulació de biomassa i com evolucionen la combustibilitat i la inflamabilitat de la vegetació amb el desenvolupament de la comunitat. (3) Descriure escenaris de risc potencial per a cadascuna de les comunitats i en les diferents fases de desenvolupament.

2. Metodologia

S'ha realitzat una revisió dels treballs que han abordat la dinàmica successional a nivell de comunitat o de coberta vegetal, i compresos en l'àrea d'estudi o zones properes. Principalment s'ha centrat la recerca a les comunitats arbustives mediterrànies principals dels Països Catalans i s'ha estès a d'altres zones mediterrànies ibèriques (Múrcia i Andalusia). La major part d'aquesta franja costanera de terra baixa (dels 0-1000 m d'altitud) presenta un bioclima xerotèric o mediterrani típic, amb hiverns suaus i llargs períodes d'eixut estival. Les precipitacions es concentren a la tardor i la primavera i les mitjanes anuals oscil·len entre més de 1000 mm de les zones més septentrionals i humides a valors inferiors als 350 mm en els indrets més àrids de la península ibèrica, els quals es consideren zones subdesèrtiques. L'exposició a episodis de vent és també una característica compartida de determinades àrees costaneres, com valls, planes i penínsules. Els substrats de l'àrea d'estudi són principalment de naturalesa calcària, per bé que al Principat hi trobem alguns enclavaments silícics importants.

La nomenclatura i criteris adoptats en la classificació i denominació de les comunitats vegetals segueix la proposada per Folch (1986).

La recerca d'estudis no s'ha limitat a les publicacions que han aparegut en un conjunt de revistes en un període de temps. El recull s'ha estès des de treballs citats en les darreres dues dècades en bases de dades científiques (*Life Science Collection* i *Current Contents Collection*) fins articles i treballs més antics o bé publicats en publicacions d'abast local.

Tot plegat ha permès incloure un ampli ventall geogràfic i cronològic de recerques bibliogràfiques. Els articles recullen estudis observacionals i experimentals. Malgrat que molts d'aquests tenen un abast local molt limitat, el seu compendi i interrelació poden ajudar a una comprensió global de les pautes i processos que intervenen en la regeneració de la vegetació després d'una pertorbació. Si bé molts d'aquests treballs se centren en la resposta de la vegetació després del foc, també s'han inclòs treballs que avaluen la resposta

successional a d'altres tipus de pertorbacions (com les tallades arreu o les estassades) que permeten complementar i establir paral·lelismes en la dinàmica de la vegetació, tot i que s'hi observen diferències (Riba i Terradas 1985, Papió 1994). La majoria dels treballs avaluats es fonamenten en l'ús de cronoseqüències que, tot i les seves limitacions (Ferran i Vallejo 1998), segueix sent un mètode àmpliament utilitzat en l'estudi a llarg termini de la dinàmica de vegetació longeva.

La revisió centra l'anàlisi en l'evolució de la fitomassa aèria viva i morta després del foc perquè aquesta variable (càrrega de combustible total) és un indicador bàsic de la combustibilitat de la vegetació, ja que hi ha una relació directa entre la quantitat de combustible i la calor alliberada i la potència del front de l'incendi (Trabaud 1992, Etienne i Legrand 1994). Tanmateix, quan és oportú, es fa menció d'altres factors que incrementen el grau de risc, com la inflamabilitat de les espècies, la presència de materials morts en les capçades o d'altres característiques físiques i químiques rellevants (Armand *et al.* 1993). Totes les dades de fitomassa recollides es donen en pes sec a l'estufa (0% d'humitat).

Finalment, cal remarcar alguns aspectes metodològics en la recollida de dades de fitomassa aèria dels diferents treballs estudiats que poden influir en l'estimació de les càrregues de combustible compilades. La majoria dels treballs compilats es basen en la recollida de fitomassa de quadrats de mostreig (o, en algun cas, parcel·les circulars o transectes en faixa) d'una superfície determinada. D'una banda, el criteri de selecció dels quadrats (això és, si es troben centrats en individus, si exclouen o no clarianes). En aquest sentit, val a dir que alguns dels treballs seleccionats (Sabaté 1986, Sala *et al.* 1987, Martínez Fernández *et al.* 1994) posen l'èmfasi en propietats individuals (perfils foliar) i la definició de les superfícies de mostreig es troba centrada en individus i/o en superfícies homogènies exclouent clarianes. D'altra banda, la mida dels quadrats o superfícies de mostreig és un altre aspecte metodològic rellevant si considerem l'heterogeneïtat espacial de la comunitat. Així, la major part de les superfícies dels quadrats mostrejats en els treballs descrits se situen en un rang comprès entre 1-4 m² que, en funció de la continuïtat horitzontal de la vegetació (recobriment), poden no estar recollint prou satisfactòriament les

variacions del micromosaic espacial d'aquestes formacions. Atenent a aquests aspectes metodològics, algunes de les dades que es recullen en aquesta revisió (especialment, les que provenen de treballs amb un èmfasi individual i una superfície de mostreig baix) poden estar sobreestimant la càrrega de combustible ($t\ ha^{-1}$ de fitomassa aèria viva i morta) en llocs de recobriment inferior al 100%.

3. Patrons successional, règim de foc i risc d'incendi

El risc d'incendi en un indret recent cremat, tallat arreu o estassat és, evidentment, molt baix o nul. Però la regeneració de la vegetació fa que gradualment la cobertura i la biomassa vegetal tornin a incrementar-se. En augmentar la fitomassa aèria i la seva continuïtat horitzontal també augmenta la probabilitat que un punt d'ignició generi un incendi i la intensitat del foc un cop aquest es propaga. Aquesta tendència s'aprofundeix encara més quan, amb el pas del temps, es van acumulant materials vegetals morts a la coberta o al sòl (virosta). Sovint, es descriu un creixement de la relació entre el material mort i el viu al llarg de la successió (Christensen 1993, Papió 1994) (Figura 1). Com a resultat, una zona cremada pot tenir un elevat risc d'incendi pocs anys després del foc (Baeza *et al.* 1998). Alguns autors (Green 1982) han suggerit que canvis en el període mitjà de retorn del foc entre diferents ecosistemes arbustius mediterranis són el resultat de canvis en la taxa a la qual varia la relació mort/viu al llarg de la successió. Els patrons successional d'acumulació de fitomassa aèria tenen, doncs, un clar efecte sobre el règim de foc (Christensen 1993).

Tanmateix, es fa difícil definir un model general precís (i no simplement qualitatiu) aplicable d'una manera extensiva a tots els processos de regeneració o successió després dels incendis o d'altres perturbacions, ja que les interaccions existents entre la vegetació, la perturbació i el medi determinen la diversificació de l'impacte sobre la vegetació i, en conseqüència, condicionen l'existència de diferències en la resposta regenerativa (Riba i Terradas 1985, Terradas 2001).

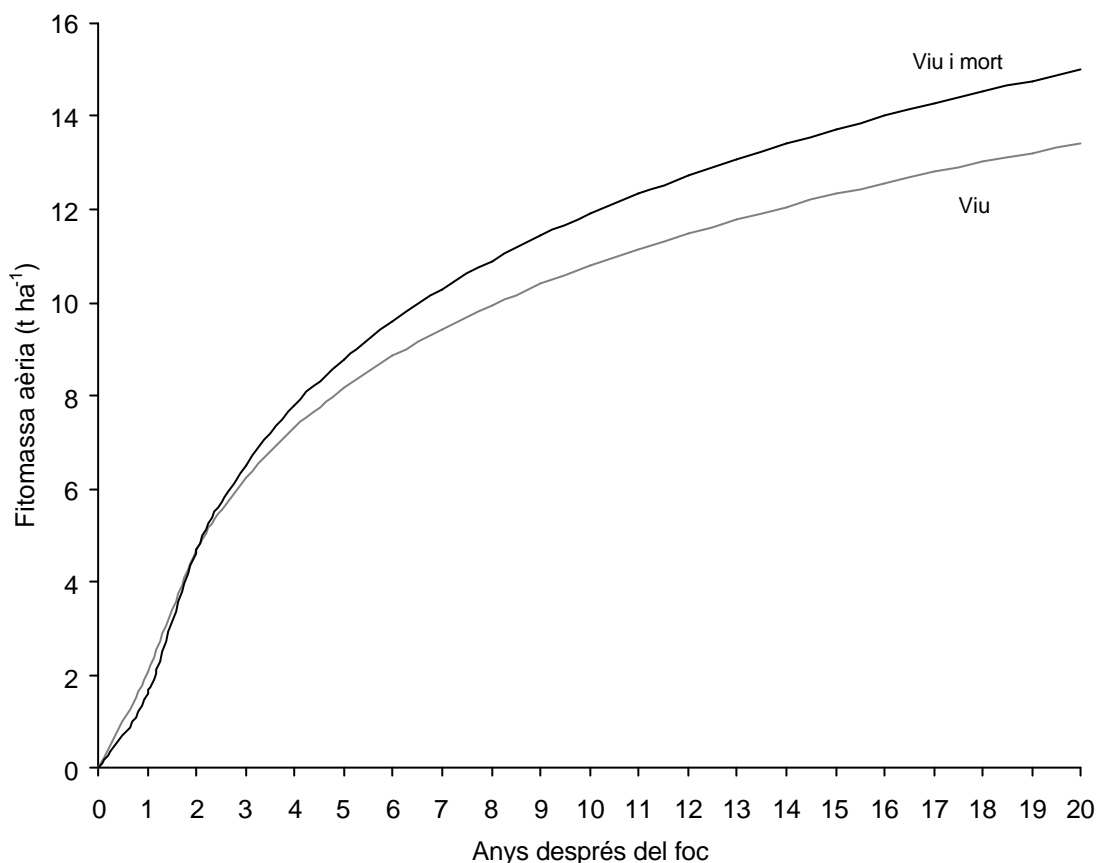


Figura 1. Evolució de la fitomassa aèria (viva i morta) d'una garriga (Garraf) després del foc, segons les dades de Papió (1994).

Tot i que el procés de regeneració no és únic, en línies generals i en ambients mediterranis, podem definir un seguit de generalitats en la resposta a la pertorbació (Sanroque *et al.* 1985, Riba i Terradas 1985, Keeley 1986, Morey i Trabaud 1988, Trabaud 1994, Papió 1994, Franquesa 1989, Clemente *et al.* 1996, Pausas i Vallejo 1999):

- a) Després de la pertorbació el sistema presenta un potencial regeneratiu més o menys gran. Aquesta capacitat de recuperació la donen les soques capaces de rebrotar, els rizomes o altres òrgans subterranis resistents i les llavors amb capacitat de germinar presents al banc de llavors del sòl o bé a les mateixes plantes cremades. També cal comptar amb l'arribada al sistema de diàspores mòbils.

- b) Generalment, es descriu un ràpid recobriment de la vegetació al poc temps de l'incendi, depenent de la intensitat del foc i de l'estació en què s'ha produït. La colonització es fa bàsicament per rebrots i per germinació d'espècies prolífiques preexistents. Generalment, les espècies que omplen l'espai després del foc són aquelles amb capacitat rebrotadora. Els buits que hi deixen són ocupats per espècies germinadores.
- c) La vegetació assoleix un cert grau d'estabilització als pocs anys després del foc. L'estabilitat s'avalua a partir dels canvis en la composició específica i la seva freqüència. Un percentatge molt elevat de les espècies que constitueixen la formació vegetal estabilitzada s'instaura des dels primers moments de la successió.
- d) Les espècies anuals presenten un paper secundari en la dinàmica de la vegetació durant els primers anys posteriors al foc.
- e) El restabliment de la comunitat existent abans de l'incendi és més lent com més complexa és la comunitat.

La majoria dels estudis recopilats estarien en consonància amb el model successional de *composició florística inicial* o *inhibició* (Egler 1954, Connell i Slatyer 1977), en el sentit que la major part de les espècies preexistents estan presents immediatament després del foc, tot i que posteriorment canviï la seva abundància relativa. Així, no podem parlar pròpiament de successió secundària, o reemplaçament gradual d'una comunitat per una altra en un mateix indret, sinó d'un procés d'autosuccessió (Hanes 1971) que tendeix a recuperar la comunitat preincendi. Aquest procés es relaciona amb la llarga història d'interacció recurrent entre el foc i el paisatge vegetal mediterrani (Naveh 1989, Trabaud i Galtié 1996). Tanmateix, l'autosuccessió no és generalitzable a tots els contextos mediterranis, ja que focs repetits amb un curt interval de retorn (o bé un incendi previ a la maduració de les llavors de les espècies germinadores dominants) esgoten la capacitat regenerativa de la comunitat i provoquen canvis importants en la composició específica (Moreno 1997, Vallejo 1999, Terradas 2001).

Les característiques d'inflamabilitat i la velocitat de regeneració de la vegetació són molt variables. És evident que com més inflamable sigui la vegetació i més

ràpid sigui el seu creixement després del foc, més curt serà el temps per arribar a estadis de risc elevat.

La inflamabilitat de la vegetació, com ja s'ha esmentat anteriorment, es troba fortament lligada a les característiques estructurals i a la composició química de les espècies que conformen la coberta. D'aquestes, la variació successional de la gruixària del material mort té una gran influència en la taxa a la qual aquest combustible assoleix l'equilibri amb les condicions d'humitat de l'atmosfera i, per tant, condiona notablement la inflamabilitat de la vegetació (Viegas *et al.* 2001). Més enllà dels factors físics i químics individuals directament relacionats a la capacitat d'ignició, alguns autors (Christensen 1993) han apuntat que la inflamabilitat es troba inversament relacionada amb el contingut mineral de la virosta i de les plantes, a nivell de coberta. Continguts baixos de nutrients en els teixits poden amortir el procés de descomposició, afavorint l'acumulació de combustible. Així, l'autor suggereix que, sovint, s'estableix una correlació inversa entre la fertilitat d'un lloc i la freqüència del foc.

El creixement de la vegetació varia en funció de les condicions ambientals pròpies del lloc (climatologia, fisiografia, profunditat del sòl), del tipus de vegetació, de la història de perturbacions que han afectat aquest lloc (incloent la intensitat i l'estació del darrer incendi), i dels esdeveniments posteriors al darrer incendi (precipitacions, pastura, etc.). Aquests factors poden variar molt en distàncies curtes, i també d'un incendi a un altre. En general, s'ha observat que les comunitats dominades per espècies rebrotadores (sovint desenvolupades en substrats durs, normalment calcaris) presenten una elevada velocitat de regeneració de la coberta vegetal a causa de la seva eficient rebrotada. Al contrari, comunitats vegetals dominades per espècies germinadores obligades (desenvolupades sovint en substrats blans, com ara les margues) requereixen molt més temps per a recobrir el sòl i són molt més dependents del règim de pluges després del foc per a germinar i desenvolupar-se (Vallejo 1999).

Els ecosistemes arbustius mediterranis presenten diferents respostes a canvis en la freqüència del foc. Tot i que aquest camp és poc conegut i explorat,

alguns autors (Trabaud 1991, Ferran i Vallejo 1998) han demostrat la pèrdua progressiva de la capacitat de creixement en matollars dominats per rebrotadores després de focs repetits i freqüents. Aquesta pèrdua es deu a la disminució de la reserva de carbohidrats i nutrients emmagatzemats a la biomassa subterrània. Alhora, focs recurrents tendeixen a fer augmentar la presència de fitomassa herbàcia. En ecosistemes arbustius dominats per espècies germinadores, el temps necessari per a la formació dels primers fruits serà un factor clau per al manteniment d'aquestes espècies per a un interval de focs determinat (Keeley 1986). La influència del moment de l'any en què s'esdevé la pertorbació (estadi fenològic de la vegetació) també és determinant per a comprendre la resposta de l'ecosistema (Trabaud 1991, Papió 1994).

No obstant, pot ser útil assenyalar aquelles condicions que afavoreixen una ràpida regeneració de la vegetació en un lloc cremat (Moreno 1997, Vallejo 1997, Ferran i Vallejo 1998, Pausas i Vallejo 1999). En general, i centrant-nos en els matollars de terra baixa o muntanya mitjana, les principals són :

- a) El règim de precipitacions de la zona.
- b) Que la vegetació estigui constituïda per espècies d'elevada capacitat de creixement.
- c) Que el sòl sigui profund.
- d) Que l'orientació del vessant sigui obaga i la posició de la vegetació en el vessant sigui baixa-intermitja, a baixes altituds i amb pendents suaus.
- e) Que el lloc no hagi estat reiteradament pertorbat.
- f) Que el darrer incendi no hagi estat d'intensitat elevada.
- g) Que els anys posteriors al darrer incendi hagin tingut una pluviositat abundosa.
- h) Que el lloc no hagi estat pasturat després del foc.

El desenvolupament de la vegetació postincendi és gradual, i per tant el risc d'incendi associat a la vegetació augmenta també gradualment amb el pas del temps, sense poder precisar un llindar o un punt a partir del qual el risc és elevat. Les corbes d'increment de fitomassa amb el temps solen tenir una forma convexa, amb una taxa d'augment més gran en els primers anys després

del foc, i una estabilització posterior (Figura 2). Les fitomasses assolides a una certa edat regenerativa poden variar notablement dins d'un mateix tipus de comunitat (com il·lustren les corbes d'acumulació de fitomassa de les garrigues de la figura 2). Aquestes variacions poden donar-se també dins mateix d'una comunitat concreta (variació local) com a conseqüència de l'heterogeneïtat del micromosaic ambiental.

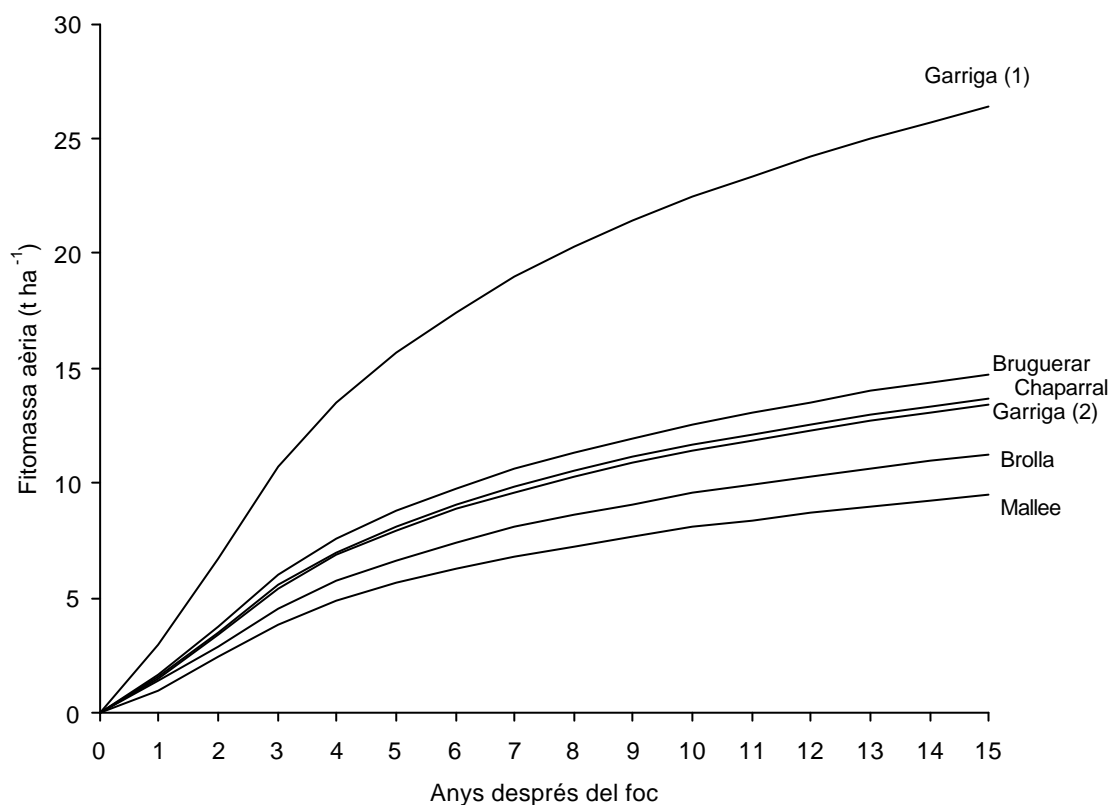


Figura 2. Acumulació de fitomassa aèria a diferents ecosistemes arbustius mediterranis després del foc: Garriga (1) (Baix Lenguadoc), Garriga (2) (Garraf), Bruguerar (Vallès Oriental), Chaparral (Califòrnia), Brolla (Baix Camp) i Mallee (Austràlia), segons Specht (1981), Riba & Terradas (1985), Papió (1994) i Pla & Rodà (1999).

En comunitats de *fynbos* sudafricà, Mooney (1977) assenyala que és necessària l'acumulació de 5 a 10 t ha⁻¹ de fitomassa aèria perquè un foc relativament intens es mantingui. Aquests nivells s'assoleixen al cap de 3 a 5 anys d'edat regenerativa en les esmentades comunitats mediterrànies.

En termes generals, una vegetació d'elevat risc d'incendi és aquella que té una elevada inflamabilitat o una elevada combustibilitat. En el darrer cas, i donades unes determinades condicions meteorològiques (per exemple, les esperables en un migdia d'estiu, o les que prevalen quan els índex meteorològics de risc superen un cert llindar) el foc es propagarà amb una intensitat tal que en dificultarà l'extinció (Teie 1994). Com les dades necessàries per a calcular aquesta intensitat a partir de models de comportament del foc no estan disponibles pel conjunt del territori l'àrea d'estudi, és més realista una aproximació més general, com per exemple considerar que un matollar o un sotabosc arbustiu que es regeneren després d'un incendi constitueixen una vegetació d'elevat risc quan la seva estructura correspon als models 6 o 7 de combustible (matollar) segons la caracterització de Rothermel (Annex 1). Rothermel (1983) va definir 13 categories estàndard que permeten la classificació de la vegetació segons la seva combustibilitat atenent a criteris fisiognòmics. Aquesta classificació, tot i les seves limitacions per la seva naturalesa estàtica i qualitativa (Bilgili i Methven 1994), és emprada àmpliament en el camp de la gestió forestal. En aquest context, les aproximacions aportades pels models de dinàmica de combustible (Reinhardt *et al.* 2001) poden prendre una especial rellevància.

4. Dinàmica successional en les principals comunitats mediterrànies arbustives i herbàcies als Països Catalans i a l'àrea mediterrània ibèrica

Malgrat les observacions anteriors, en aquest apartat fem una avaluació de l'increment de risc d'incendi després del foc en les principals comunitats mediterrànies no arbrades estudiades en l'àmbit d'aquest treball i en àrees adjacents. S'hi han inclòs, preferentment, les formacions més rellevants pel seu interès en la gestió preventiva d'incendis i la seva àmplia distribució territorial. Algunes formacions arbustives, pel seu baix nivell d'acumulació de fitomassa combustible o bé per la seva escassa representativitat territorial, han estat omeses. Bona part de la informació recopilada queda recollida, de forma sintètica, a la Taula 3:

4.1 Garrigues (*Quercetum cocciferae*)

Constitueixen matollars perennifolis, baixos i densos, formats principalment per garric (*Quercus coccifera*). El garric és una espècie abundant a la conca mediterrània. Del total de superfície ocupada per màquies i altres comunitats arbustives existents a les àrees de la conca mediterrània (131.000 km² (1,31 · 10⁷ ha) segons Le Houérou 1981, Papió 1994), més del 14% són garrigues. Al sud de França s'estima que ocupen més de 3.000 km² (300.000 ha) (Le Houérou 1981). La seva distribució és força àmplia dins l'àmbit d'estudi, tot i que no es disposa de dades precises de la seva extensió. Les garrigues apareixen als dominis de l'alzinar litoral i del carrascar sobretot després de la destrucció del bosc per incendi. Poden assolir recobriments del 90-100% i alçades entre 0,5 i 1,5 m. Presenten poc contingut de matèria orgànica al sòl, però amb una elevada presència d'elements morts a la coberta i a la virosta.

Papió (1994) ha estudiat la dinàmica d'una garriga a partir d'una cronoseqüència al massís del Garraf, trobant fitomasses aèries arbustives de 2,8 t ha⁻¹ al cap del primer any i 17 t ha⁻¹ de pes sec de mitjana en formacions madures de 16-18 anys d'edat després del foc, amb biomasses foliars de 2-3 t ha⁻¹. Aquests valors són comparables als trobats a les garrigues d'edats similars per part de Trabaud (1980) al Baix Lenguadoc i una mica inferiors a les trobades per Rapp i Loissant (1981) a la mateixa regió (5,35 t ha⁻¹ en garrigues de 6 anys i 23,5 t ha⁻¹ als 17 anys després del foc). En garrigues madures del Baix Lenguadoc s'han recollit fitomasses aèries de 28,5 i 32,8 t ha⁻¹ als 28 i 32 anys després del foc respectivament (Trabaud 1980, Trabaud 1991). Sabaté (1986) ha trobat valors similars als de Papió en una garriga del mateix massís del Garraf (11 t ha⁻¹ en 13 anys), tot i que inferiors als recollits al Baix Lenguadoc. Al País Valencià, Cañellas i San Miguel (2000) han estudiat una cronoseqüència de garrigues trobant un rang comprès entre les 4 t ha⁻¹ (7 mesos després del foc) i les 28 t ha⁻¹ en formacions d'uns 40 anys sense haver estat cremades. A la mateixa regió, Ferran *et al.* (1998) han trobat valors similars per a edats regeneratives comparables en garrigues afectades pel foc.

La garriga es regenera molt ràpidament després del foc, per rebrotada del garric. En els tres primers anys s'assoleixen, tant al Garraf, al País Valencià

com al Baix Lluçanès, uns creixements força elevats, recollint en els dos primers anys els màxims increments, (sempre superiors a les $2 \text{ t ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$) de manera que uns 3-4 anys després del foc la vegetació assoleix una fitomassa del 50% de la que tenia abans del foc. Posteriorment, aquests creixements minven de forma gradual i se situen al voltant d' $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$. Paral·lelament, la comunitat assoleix un recobriment ràpid (50-60% el primer any en garrigues amb un recobriment de gairebé el 100% abans del foc (Terradas 1996, Ferran i Vallejo 1998)). En un any, la vegetació pot assolir ja els 50 cm d'alçada mitjana i 1m als 8 anys després del foc, i es veu sovint acompanyada d'una ràpida ocupació de l'espai i de la seva continuïtat vertical i horitzontal (Sala *et al.* 1987, Rego *et al.* 1994). La vegetació herbàcia desenvolupa un paper més important en les fases inicials i intermitges de la successió ($1,0$ i $1,5 \text{ t ha}^{-1}$ a les garrigues de 2 a 5 anys del Garraf (Papió 1994)) i va minvant la seva importància absoluta i relativa amb la maduresa de la comunitat (Trabaud 1991, Pla i Rodà 1999). Amb el desenvolupament de la fitomassa arbustiva augmenta la quantitat de virosta al sòl (entre $7-12 \text{ t ha}^{-1}$ de virosta; Terradas 1996) i la de materials morts en peu, que comencen a acumular-se de forma variable (a partir dels 5 anys a les garrigues del Garraf; Papió 1994) i que en garrigues de 16 anys pot arribar a ser de 3 t ha^{-1} (Papió 1994). En períodes d'eixut estival, aquests materials morts arriben a tenir un contingut hídric del 10-15% (sobre el pes sec) que els fa molt inflamables (Papió 1994). La inflamabilitat serà més elevada com més fragmentat es trobi el material, fet que es troba condicionat per la densitat de rebrots inicials i la seva posterior ramificació. En uns 5-7 anys, la vegetació pot presentar un risc d'incendi elevat en situacions climatològiques adverses.

L'efecte de règims de foc recurrents també ha estat estudiat en aquest tipus de comunitats (Trabaud 1991, Ferran *et al.* 1998). L'elevada freqüència del foc tendeix a fer disminuir la fitomassa a causa de la disminució de la fitomassa llenyosa. Aquests decreixements són més perceptibles en focs de tardor (baix contingut de carbohidrats de reserva). L'estructura de la comunitat canvia amb els focs repetits si la comparem amb vegetació no cremada: l'estrat arbustiu més alt desapareix i l'estrat herbaci esdevé més important.

4.2 Brolles

Constitueixen matollars termòfils perennifolis integrats per arbusts esclerofil·les i malacofil·les. Són formacions secundàries en la zona de l'alzinar o bé en la zona de la màquia litoral. En distingim dues grans categories: les brolles silicícoles d'estepes i brucs (aliança *Cistion*) i les brolles calcícoles de romaní i bruc d'hivern (aliança *Rosmarino-Ericion*). Són comunitats amb un elevat risc d'incendi amb espècies altament inflamables (Pereira *et al.* 1995, Dimitrakopoulos i Panov 2001). Sovint es troben sota un estrat arbori de pi blanc, pi pinyer o surera. En aquestes formacions, l'acumulació de virosta pot ser molt important (especialment si es troben sota estrat arbori de pi), de 12 a 15 t ha⁻¹ (Terradas 1996) un factor més que s'afegeix al seu ja elevat risc.

Altres formacions que podrien ser incloses en aquesta categoria, com poden ser les timonedes o les brolles continentals, no han estat contemplades en aquest recull degut al seu escàs desenvolupament que comporta una poca acumulació de combustible (inferior a les 10 t ha⁻¹) i a la baixa incidència de focs que s'hi descriuen. En aquests darrers tipus de vegetació els focs no presenten dificultats de control (Terradas 1996).

4.2.1 Brolles silicícoles

Les brolles silicícoles d'estepes i brucs poden assolir un gran desenvolupament (recobriments del 70-100% amb alçades variables segons les espècies dominants de 0,5 a 2 m o més). Presenten unes dinàmiques regeneratives força ràpides, ja sigui per la presència d'espècies rebrotadores (brucs *Erica arborea*, *Erica scoparia* o l'arboç *Arbutus unedo*) o germinadores en massa (estepes *Cistus* spp.), i amb la presència d'espècies altament inflamables. Les brolles dominades exclusivament per brucs s'anomenen *brugueres* (Folch 1986). Riba i Terradas (1985) han estudiat una cronoseqüència d'un bruguerar i d'una brolla d'estepes a les serralades litorals i prelitorals catalanes sotmesos a estassada. Aquestes brugueres poden assolir càrregues de combustible d'unes 15 a 20 t ha⁻¹ en 15 anys després de la pertorbació (Pla i Obón, dades no publicades). En comunitats més madures (20-25 anys després del foc), Riba i Terradas (1985) han trobat localment biomasses aèries espectacularment elevades (47 t ha⁻¹), que coincideixen amb les recollides per Merino *et al.*

(1990) en una formació similar (*Erica scoparia* i *Calluna vulgaris*) al sudoest de la península ibèrica. La presència d'un estrat arbori pot fer augmentar notablement la càrrega corresponent a l'aportació de virosta. S'estima que cap als 4-6 anys la vegetació pot ja presentar un elevat risc d'incendi en condicions meteorològiques adverses. Franquesa (1989) troba patrons de ràpida regeneració després del foc en comunitats dominades per *Erica arborea* i *Calicotome spinosa* al Cap de Creus. Pel que fa a brolles d'estepes, Riba i Terradas (1985) recullen una taxa d'acumulació més baixa, assolint l'estabilització de la comunitat en 5 t ha^{-1} en 5 anys de desenvolupament. Aquests valors són similars als trobats per García Novo (1977) i Merino *et al.* (1990) a l'àrea de Doñana (Andalusia). Núñez *et al.* (1989) troben fitomasses properes a 16 t ha^{-1} en brolles madures d'estepa (*Cistus* spp.) als 15 anys d'edat regenerativa al sudoest de la península ibèrica. En funció de les alçades, els recobriments i la composició específica, focs declarats en aquestes condicions poden presentar una intensitat prou elevada que en faci molt difícil el control.

4.2.2 Brolles calcícoles

Les brolles calcícoles de romaní (*Rosmarinus officinalis*) i bruc d'hivern (*Erica multiflora*) també tenen una ràpida regeneració, per bé que les taxes de creixement són sovint inferiors a les d'altres comunitats arbustives (Abad *et al.* 1997). Es tracta de formacions arbustives baixes (0,4-1 m) i amb recobriments força variables (60-90%) depenent de les condicions del medi. Presenten un estrat herbaci força important sota i entre els arbustos. En la zona sud de Catalunya, amb un clima eixut i sobre sòls generalment molt prims, les brolles litorals de romaní i bruc d'hivern poden trigar 17 anys en assolir fitomasses aèries totals de $13-14 \text{ t ha}^{-1}$ (Pla i Rodà 1999, al Baix Camp). Vilà (1993) troba acumulacions de biomassa arbustiva properes a 19 t ha^{-1} en brolles de romaní i bruc d'hivern als 15 anys després del foc al Baix Ebre. Els estadis successional inicials presenten un creixement més vigorós ($1,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$) que s'atenua en arribar a un cert nivell d'estabilització ($0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ entre els 3 i els 17 anys). En estadis madurs, la coberta pot contenir un 15% de necromassa (Pla i Rodà 1999) i més de 2 t ha^{-1} de virosta (Terradas 1996). Aquestes taxes d'acumulació de fitomassa concorden amb les trobades en

brolles de romaní a la regió de Múrcia per Martínez Fernández *et al.* (1994) i Morey i Trabaud (1988) a Mallorca.

Taula 3. Resum de les característiques més importants de la dinàmica successional de combustible en diferents comunitats arbustives i herbàcies dels Països Catalans.

Tipus de vegetació	Caracterització i dinàmica successional	Escenari de risc elevat	Referències
Garrigues	Regeneració ràpida per rebrotada. Pot assolir entre les 16-30 t ha ⁻¹ en formacions madures (20-30 anys després del foc), amb un 15-20% de necromassa dreta. Importància de l'estrat herbaci en fases inicials i intermitges. Focs recurrents redueixen la biomassa llenyosa en relació amb l'herbàcia.	A partir dels 5-7 anys	Trabaud (1980, 1991), Rapp i Loissant (1981), Sabaté (1986), Sala <i>et al.</i> (1987), Papió (1994), Terradas (1996), Ferran i Vallejo (1998), Ferran <i>et al.</i> (1998), Cañellas i San Miguel (2000)
Brolles silícicoles	Regeneració ràpida per rebrotada o germinació en massa. Bruguerars: formació força inflamable que pot assolir alçades considerables en funció de les espècies dominants, pot assolir 15-20 t ha ⁻¹ en 15 anys (o superiors) després de la pertorbació. Brolles d'estepes: formació inflamables de creixement menor.	A partir dels 4-10 anys (en funció de la composició específica i el recobriment).	Riba i Terradas (1985), Franquesa (1987), Núñez <i>et al.</i> (1989), Merino <i>et al.</i> (1990)
Brolles calcícoles	Ràpida regeneració, però taxes de creixement inferiors a d'altres formacions. El rang successional de biomasses se situa entre les 3 t ha ⁻¹ (3 anys després del foc) i les 14-20 t ha ⁻¹ en comunitats madures (15-20 anys després del foc).	A partir dels 8-10 anys o més, depenent de la composició específica i el recobriment	Sanroque <i>et al.</i> (1985), Morey i Trabaud (1988), Vilà (1993), Martínez Fernández <i>et al.</i> (1994), Ferran i Vallejo (1998), Pla i Rodà (1999)
Gatosars, argelaguers i espinars	Acumulen gran quantitat de necromassa dreta. Poden assolir càrregues de 20 t ha ⁻¹ (17 anys després del foc), amb un 50% de material mort.	A partir dels 4-6 anys després del foc.	Abad <i>et al.</i> (1997)
Prats eixuts	Formacions herbàcies de 2-8 t ha ⁻¹ . El risc associat està lligat a l'elevada velocitat de propagació del foc.	1-2 anys	Terradas (1996), Abad <i>et al.</i> (1997)

S'estima que als 8-10 anys, aquestes formacions presenten ja un risc d'incendi molt elevat, amb focs que, en condicions meteorològiques adverses, poden presentar ja algunes dificultats de control en el seu front. Un foc simulat per Pla i Rodà (1999) amb el sistema BEHAVE (Burgan i Rothermel 1984) en una brolla de 17 anys, en condicions d'eixut estival, presentava una intensitat tan elevada que en feia molt difícil el control i l'atac en el seu front (Capítol 3). En zones on el clima o el sòl són més favorables, els temps citats es veuen reduïts. Ferran i Vallejo (1998) han trobat en brolles germinadores de romaní (*R. officinalis*) i gatosa (*Ulex parviflorus*) del Garraf unes elevades velocitats de recobriment després del foc (més del 87% en 2 anys) i una elevada proporció de necromassa de gatosa en brolles de més 8 anys. Mansanet (1987) en estudis amb comunitats similars (brolles arbrades de romaní) al sud del País Valencià troba que la comunitat arbustiva s'ha recuperat fins als nivells preincendi als 10 anys després del foc. Prèviament i també al País Valencià, Sanroque *et al.* (1985) van fer el seguiment d'una brolla densa de bruc d'hivern (*E. multiflora*), romaní i gatosa els dos primers anys després del foc i constataren un augment de la importància relativa d'espècies herbàcies perennes i anuals a l'àrea cremada respecte a l'àrea control.

4.3 Gatosars, argelaguers i espinars

Es tracta de matollars secs, dominats per espècies espinoses germinadores com l'argelaga (*Genista scorpius*, *Calicotome spinosa*) o la gatosa (*U. parviflorus*). Aquestes comunitats destaquen per l'acumulació d'una gran quantitat de fitomassa aèria, bona part de la qual és material mort, fet que afavoreix un elevat risc d'incendi. Un gatosar de certa maduresa (17 anys després del foc) pot assolir càrregues de combustible de fins 20 t ha⁻¹ de fitomassa aèria total, de la qual la meitat correspon a material mort. En gatosars del País Valencià, el risc és ja elevat als 4-6 anys després del foc, i augmenta molt posteriorment degut als canvis en l'acumulació de material mort i en la densitat aparent de la vegetació (Baeza *et al.* 1998).

4.4 Prats eixuts i herbassars

Formacions principalment dominades per espècies herbàcies. Els focs, emperò, no assoleixen temperatures gaire elevades i gairebé no arriben a

malmetre el sòl. Els focs hi són relativament fàcils de controlar. El risc associat a aquests tipus de comunitats és la seva elevada inflamabilitat quan les herbes estan seques (normalment, juny-desembre), l'elevada velocitat de propagació del foc i, per tant, el fet d'esdevenir espais de transmissió del foc cap a formacions arbustives o arbòries. Les comunitats més destacades, des del punt de vista de la gestió preventiva del foc, estan dominades per gramínies perennes com són els gramenets d'albellatge (*Hyparrhenia hirta*), els fenassars (*Brachypodium phoenicoides*) i els llistonars densos (*Brachypodium retusum*). Aquestes comunitats presenten quantitats de fitomassa aèria entre 2 i 8 t ha⁻¹ (Terradas 1996, Abad *et al.* 1997). Els fenassars poden acumular entre 5 i 8 t ha⁻¹ de material vegetal, del qual 1-2 t ha⁻¹ corresponen a espècies llenyoses. La virosta pot arribar a ser de 2-3 t ha⁻¹. En cas d'incendi i a diferència de les comunitats dominades per espècies llenyoses, es crema tota la fitomassa present. En llistonars del País Valencià s'ha trobat una relació positiva entre la recurrència del foc i la biomassa i recobriment de *B. retusum* (Abad *et al.* 1997). Aquestes comunitats poden cremar cada 1 o 2 anys (Terradas 1996).

5. Conclusions

L'objectiu d'aquest resum ha estat posar de manifest que un lloc cremat pot tenir un elevat risc d'incendi en un temps relativament curt, però molt variable, després del foc. Estem parlant, en casos típics, de 5-10 anys per molts matollars, i d'1-2 anys pels herbassars densos. Aquesta informació (Taula 3) és útil per a dissenyar les intervencions oportunes en aquelles zones d'especial interès per a la gestió del combustible, com els perímetres i les franges de protecció i les línies elèctriques. A més, en aquest treball s'han descrit els patrons successional principals que es donen a les comunitats arbustives presents als Països Catalans i s'han apuntat les característiques ambientals que afavoreixen unes majors taxes d'acumulació de biomassa.

Sovint es considera que les zones recentment cremades no són llocs prioritaris per a realitzar inversions en prevenció d'incendis. El fet que el risc d'un nou incendi sigui sovint substancial al cap de pocs anys, i que moltes actuacions

preventives siguin molt més senzilles i econòmiques en llocs recent cremats, haurien de fer reconsiderar aquesta posició.

Si ens restringim als grans incendis, la probabilitat que es repeteixi un gran incendi en un mateix indret és menor que les xifres aquí donades poden suggerir, perquè la major part dels grans incendis requereixen d'un foc de capçades, generant un foc d'alta intensitat. Com l'estrat arbori normalment manca o és molt discontinu en zones recent cremades, la repetició d'un gran incendi es veu dificultada. Nogensmenys, no s'ha de subestimar el paper que poden tenir zones cremades fa pocs anys, i actualment en fase de matollar o herbassar, en propagar el foc cap a zones arbrades, propiciant així els grans incendis.

Per a disposar de la informació quantitativa i territorialitzada que ara ens manca sobre el temps que triga la vegetació després del foc en assolir graus elevats de risc, calen els estudis de base pertinents. Aquests estudis, units als coneixements ja existents sobre els canvis successional de la vegetació mediterrània, permetrien avançar en el camp de la modelització de la dinàmica de la vegetació i del combustible i, per tant, l'optimització de la gestió del risc.

Referències

Abad N, Caturla RN, Baeza J, Bladé C, Vieira F, Carbó E, Valdecantos A, Bonet A, Serrasolses I, Guàrdia R, Raventós J, Alloza JA, Escarré A, Bellot J, Vallejo VR. (1997) Regeneración de los montes quemados. A: Vallejo R. (Ed.) La restauración de la cubierta vegetal en la comunidad valenciana. CEAM i Generalitat Valenciana. València. Pp. 52-148.

Arianoutsou M, Margaris NS (1981) Early stages of succession after fire in a phryganic (East Mediterranean) ecosystem. Regeneration by seed germination. Biol. Ecol. Medit. 8 (3-4): 119-128.

Armand D, Etienne M, Legrand C, Marechal J, Valette JC. (1993) Phytovolume, phytomasse et relations structurales chez quelques arbustes méditerranéens. Annales des Sciences Forestières 50: 79-89

Baeza MJ, Raventós J, Escarré A. (1998) Structural changes in relation to age in fire-prone Mediterranean shrubland. A: Viegas DX (Ed.) Proceedings of the 3rd International Conference on Forest Fire Research. Coimbra. Pp. 2567-2578.

Bilgili E, Methven IR. (1994) A Dynamic Fuel Model for Use in Managed Even-aged Stands. International Journal on Wildland Fire 4 (2): 177-185.

Bond WJ, van Wilgen BW. (1996) Fire and Plants. Chapman & Hall. Londres.

Burgan RE, Rothermel RC. (1984) BEHAVE: Fire behaviour prediction and fuel modeling system. FUEL subsystem. USDA. Forest Service. Intermountain Research Station.

Cañellas I, San Miguel A. (2000) Biomass of root and shoot systems of *Quercus coccifera* shrublands in Eastern Spain. Annals of Forest Science 57: 803-810.

Carreira JA, Sanchez-Vazquez F, Niell FX. (1992) Short-term and small-scale patterns of post-fire dolomitic basin of Southern Spain. *Acta Oecologica* 13 (3): 2141-2153.

Chandler C, Cheney P, Thomas P, Trabaud L, Williams D. (1983) *Fire in Forestry. Forest Fire Behaviour and Effects. Vol I.* John Wiley & Sons. Nova York.

Christensen NL (1993) *Fire Regimes and Ecosystem Dynamics.* A: Crutzen PJ, Goldammer JG (Eds.) *Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires.* John Wiley & Sons, Anglaterra. Pp. 233-244.

Clemente AS, Rego FC, Correia OA. (1996) Demographic Patterns and Productivity of Post-Fire Regeneration in Portuguese Mediterranean Maquis. *Int. J. Wildland Fire* 6 (1): 5-12.

Connell JH, Slatyer RO. (1977) Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1177.

Dimitrakopoulos AP, Panov PI. (2001) Pyric properties of some dominant Mediterranean vegetation species. *Int. Journal of Wildland Fire* 10: 23-27.

Egler FE. (1954) Vegetation Science Concepts: I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.

Etienne M, Legrand C. (1994) A non-destructive method to estimate shrubland biomass and combustibility. A: Viegas DX (Ed.) *Proceedings of the 2nd International Conference on Forest Fire Research.* Coimbra. Pp. 425-434.

Ferran A, Vallejo VR. (1998) Long-term plant regeneration after wildfires in Mediterranean ecosystems of NE Spain. A: Trabaud L. (Ed.) Fire Management and Landscape Ecology. International Association of Wildland Fire. Washington. Pp. 155-166.

Ferran A, Delitti W, Vallejo VR. (1998) Effects of different fire recurrences in *Quercus coccifera* communities of the Valencia Region (Spain). A: Viegas DX (Ed.) Proceedings of the 3d International Conference on Forest Fire Research. Coimbra. Portugal. Pp. 1555-1569.

Folch R. (1986) La vegetació dels Països Catalans. Ketres. Barcelona.

Folch R. (1996) Socioecologia dels incendis forestals. A: Terradas J. (Ed.) Ecologia del foc. Enciclopèdia Catalana. Barcelona. Pp. 255-261.

Franquesa T. (1989) El paisatge vegetal de la Península del Cap de Creus. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.

García Novo F. (1977) The effects of the fire in the vegetation of the Doñana National Park S.W. Spain. Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel management in Mediterranean Ecosystems. USDA Forest Service California 1: 318-325

Gracia CA, Burriel JA, Mata T, Vayreda J. (2000-2002) Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. 6 volums publicats. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Bellaterra.

Green IR (1982) Prescribed burning in the California Mediterranean ecosystem. A: Conrad CE, Oechel WC. (Eds.) Dynamics and Management of Mediterranean-type Ecosystems. USDA Forest Service. Pp. 464-471.

Hanes TL. (1971) Succession after fire in the chaparral of southern California. Ecological Monographs 41: 27-52.

Inventaire forestier national (2001) Inventaire forestier départemental. Pyrénées-Orientales. Ministère de l'agriculture et de la pêche. França. <http://www.ifn.fr>

Inventario Forestal Nacional (1998) Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1996. España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Keeley JE. (1986) Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. A: Dell B, Hopkins AJN, Lamont BB. (Eds.) Resilience in Mediterranean-type ecosystems. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Paï sos Baixos. Pp. 95-112.

Keeley JE (1988) Bibliographies on chaparral and the fire ecology of other Mediterranean systems. California Water Resources Center. University of California.

Legrand C. (1992) Régénération d'espèces arbustives méditerranéennes par rejet ou semis après brûlage dirigé et pâturage. Conséquences sur la dynamique d'embroussaillage. Tesi doctoral. Université de Droit, d'Economie et des Sciences d'Aix-Marseille.

Le Houérou HN. (1981) Impact of man and his animals on Mediterranean vegetation. A: Di Castri F, Goodall DW, Specht RL. (Eds.) Mediterranean-type shrublands. Elsevier. Amsterdam. Pp. 479-522

Le Houérou HN. (1987) Vegetation wildfires in the Mediterranean basin: evaluation and trends. *Ecologia Mediterranea* 13: 13-24.

Lloret F. (1998) Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 9: 417-430.

Mansanet CM. (1987) Incendios forestales en Alicante. Estudio de la evolución de la vegetación quemada. Caja de Ahorros Provincial. Alacant.

Martínez Fernández J, Romero Díaz MA, López Bermúdez F, Martínez Fernández J. (1994) Parámetros estructurales y funcionales de *Rosmariuns officinalis* en ecosistemas mediterráneos semiáridos. *Studia Oecologica* 10-11: 289-216.

Masalles R, Vigo J. (1987) La successió a les terres mediterrànies: sèries de vegetació. A: Terradas J. (Ed) Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres pertorbacions. *Quaderns d'ecologia aplicada* 10: 27-43.

Merino O, Martin MP, Martin A, Merino J. (1990) Successional and temporal changes in primary productivity in two mediterranean scrub ecosystems. *Acta Oecologica* 11 (1):103-112.

Mooney HA. (1977) The carbon cycle in Mediterranean-climate evergreen scrub communities. A: Mooney HA, Conrad CE (Eds.) Proceedings of the symposium on the environmental consequences of fire and fuel management in Mediterranean ecosystems. USDA, Forest Service. Washington. Pp. 107-115.

Moreno JM. (1997) Factors and mechanisms controlling post-fire vegetation regeneration in Mediterranean-type ecosystems. A: Balabanis P, Eftichidis G, Fantechi R. (Eds) Forest fire risk and management. Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazard. Brussel- les. Pp. 263-285.

Morey M, Trabaud L. (1988) Primeros resultados sobre la dinamica de la vegetacion tras incendio en Mallorca. *Studia Oecologica*, 5: 137-159.

Naveh Z. (1974) The role of fire in the Mediterranean region. A: Kozlowski TT, Ahlgren CE. (Eds.) Fire in Ecosystems. Academic Press. Nova York. Pp. 401-434.

Naveh Z. (1989) Fire in the Mediterranean. A landscape ecological perspective. A: Goldammer JG, Jenkins MJ (Eds.) Fire in ecosystem dynamics. Proceedings of the 3rd International Symposium on Fire Ecology. SPB Academic Publishing. La Haia.

Naveh Z, Whittaker RH. (1979) Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in Northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetation* 41: 171-190.

Núñez E, Cabeza J, Escudero JC. (1989) Relación entre la biomasa de jarales y su rendimiento energético por pirolisis. *Options Méditerranéenes* 3: 345-350.

Orshan G. (1989) *Plant Pheno-morphical Studies in Mediterranean Type Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers. Londres.

Papió C. (1994) *Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies*. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.

Papió C, Trabaud L. (1990) Structural characteristics of fuel components of five Mediterranean shrubs. *Forest Ecology and Management* 35: 249-259.

Pausas JG, Vallejo VR (1999) The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. A: Chuvieco E. (Ed.) *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Springer. Berlin. Pp: 3-16.

Pereira JMC, Sequeira NMS, Carreiras JMB. (1995) Structural properties and dimensional relations of some Mediterranean shrub fuels. *International Journal of Wildland Fire* 5: 35-42.

Philpot CW. (1977) Vegetative features as determinants of fire frequency and intensity. *Proceedings of the symposium on the environmental consequences of fire and fuel management in Mediterranean ecosystems*. Washington. Pp. 12-16.

Piñol J, Terradas J, Lloret F. (1998) Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in Coastal Eastern Spain. *Climatic change* 38: 345-357.

Pla E, Rodà F. (1999) Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brolles mediterrànies. *Orsis* 14: 79-103.

Pyne SJ. (1984) Introduction to wildland fire management in the United States. Wiley. Nova York.

Rapp M, Loissant P. (1981) Some aspects of mineral cycling in the *garrigue* of Southern France. En: Di Castri F, Goodall DW, Specht RL. (Eds.) Mediterranean-type shrublands. Elsevier Scientific Publishing Company. Nova York. Pp. 289-301.

Rego FC, Pereira JP, Fernandes P, Almeida AF. (1994) Biomass and aerial structure characteristics of some Mediterranean shrub species. A: Viegas DX (Ed.) Proceedings of the 2nd International Conference on Forest Fire Research. Coimbra. Pp. 377-384.

Reinhardt E.D., Keane R.E, Brown J.K. (2001) Modeling fire effects. International Journal of Wildland Fire 10: 373-380.

Riba M, Terradas J. (1985) Regeneració d'un bruguerar d'*Erica arborea* i una brolla de *Cistus* spp. sotmesos a estassada. Orsis 1: 81-90.

Rothermel RC. (1983) How to predict the spread and intensity of forest and range fire. USDA Forest Service. Ogden, Utah.

Sabaté S. (1986) Evolució de l'estructura horitzontal i ocupació de l'espai de la garriga després del foc. Tesi de Llicenciatura. Universitat de Barcelona.

Sala A, Sabaté S, Gracia CA. (1987) Structure and organisation of a *Quercus coccifera* garrigue after fire. Ecologia Mediterranea 13: 99-110.

Sanroque P, Rubio JL, Mansanet J. (1985) Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). Ecol. Biol. Sol. 22(2): 131-147.

Specht RL. (1981) Primary production in Mediterranean-climate ecosystems regenerating after fire. A: Di Castri F, Goodall DW, Specht RL. (Eds.) Mediterranean-type shrublands. Elsevier. Amsterdam. Pp. 257-267.

Teie WC. (1994) Firefighter's Handbook on Wildland Firefighting. Deer Valley Press. Califòrnia.

Terradas J. (Ed.) (1996) Ecologia del foc. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.

Terradas J. (2001) Ecología de la vegetación. Ediciones Omega. Barcelona.

Terradas J, Piñol J, Lloret F (1998) Risk factors in wildfires along the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. A: Trabaud L (Ed.) Fire management and landscape ecology. International Association of Wildland Fire, Washington. Pp. 297-304.

Trabaud L. (1980) Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc. Thèse Doct. Etat Univ. Sci. Tech. Languedoc. Montpellier.

Trabaud L. (1991) Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. Journal of Vegetation Science 2: 307-314.

Trabaud L. (1992) Les feux de forêts. Mécanismes, comportement et environnement. France-selection. Aubervilliers.

Trabaud L. (1994) Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. A: Moreno JM, Oechel WC. The Role of Fire in Mediterranean-type Ecosystems. Springer-Verlag. Nova York. Pp. 1-15.

Trabaud L, Galtié JF (1996) Effects of fire frequency on plant communities and landscape pattern in the massif des Aspès. Landscape Ecology 11: 215-224.

Trabaud L, Lepart J. (1980) Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57.

Vallejo VR. (Ed.) (1997) La restauración de la cubierta vegetal en la comunidad valenciana. CEAM i Generalitat Valenciana. València.

Vallejo VR. (1999) Post-fire restoration in Mediterranean ecosystems. A: Eftichidis G, Balabanis P, Ghazi A. (Eds.) *Wildfire management*. Algosystems. Atenes. Pp. 199-208.

Vélez R. (Ed.) (2000) La defensa contra los incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill. Madrid.

Viegas DX, Piñol J, Viegas MT, Ogaya R. (2001) Estimating live fine fuels moisture content using meteorologically-based indices. *International Journal of Wildland Fire* 10: 223-240.

Vilà M. (1993) Efecte de la competència en la rebrotada, en el creixement i en la floració d'*Erica multiflora* L. sotmesa a diferents pertorbacions. Tesis doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. Bellaterra.

CAPÍTOL 3

Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brolles mediterrànies

Fragment de l'article publicat

Pla E, Rodà F. (1999). Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brolles mediterrànies. Orsis 14: 79-103.

Abstract *Successional fuel dynamics in a Mediterranean shrubland.*

Successional changes of vegetation structural properties related to fire behaviour in a Mediterranean shrubland were studied through a wildfire chronosequence, which comprises fires of 3, 10 and 17 years of regenerative age in southern Catalonia. Aerial biomass was collected from 8 plots of 9 m² for each fire. Plots were located on south- and north-facing slopes. Laboratory processing of plant material allowed us to determine structural (diameter classes and dead to live ratio) and functional (leaves and twigs production) community parameters. No significant differences between fuel loads in opposite slopes for the same fire were found. The fuel accumulation rate was higher in the early successional stages than in the later ones. Dominance of kermes oak (*Quercus coccifera*) in mature successional stages was also observed. Leaves biomass reaches a steady state in the intermediate successional period, earlier than total biomass. The increase in the different components of fuel complex (fine materials and dead fuel) determines the increase of fire hazard with the regenerative age of the shrubland. Finally, the BEHAVE fire simulation system has been used to evaluate, in a quantitative way, the fire risk related to fuel dynamics.

Resum

S'ha estudiat la dinàmica de combustible en brolles mediterrànies a partir d'una cronosequència de tres incendis de 3, 10 i 17 anys al Baix Camp (Tarragona). S'ha recollit la biomassa aèria en 8 quadrats de 9 m² per incendi, distribuït en vessants nord i sud. Al laboratori s'han determinat diferents paràmetres estructurals (mort/viu i classes de gruixària) i funcionals (producció de brots) de la comunitat. Els resultats han mostrat les tendències principals en la dinàmica d'aquestes comunitats en relació al risc d'incendi. No s'han observat diferències significatives entre les càrregues de combustible recollides en diferents orientacions per a un mateix incendi. La taxa d'acumulació de combustible és més elevada en els períodes inicials de la successió i s'atenua en els períodes posteriors, coincidint amb la presència d'un nombre major d'espècies arbustives però amb clara dominància del garric (*Quercus coccifera*). També s'ha observat una estabilització de la biomassa foliar de la comunitat. L'increment de les diferents fraccions de material arbustiu viu i mort i del combustible herbaci condiciona l'augment del risc d'incendi amb l'edat regenerativa de la brolla. Finalment, s'ha utilitzat el sistema BEHAVE de simulació de propagació d'incendis forestals per avaluar quantitativament el risc associat a cada escenari regeneratiu.

1. Introducció

La caracterització de les comunitats vegetals segons les seves propietats estructurals ha conduït a la definició de models de combustible, atenent a les diferents tipologies de vegetació (Rothermel 1983). L'ús d'aquest tipus d'aproximacions ha anat associat a sistemes de simulació de la propagació d'incendis forestals com el sistema BEHAVE (Rothermel 1983, Burgan i Rothermel 1984, Andrews 1986, Andrews i Chase 1989). La dinàmica de les característiques estructurals de la vegetació al llarg del temps pot provocar que models associats a nivells amb baix risc d'incendi evolucionin cap a nivells d'alt risc. Aquí neix la necessitat d'estudiar els canvis d'aquestes propietats estructurals amb el temps.

L'estudi de la dinàmica de combustible s'ha desenvolupat en algunes formacions arbustives mediterrànies, com el *chaparral* californià (Rothermel i Philpot 1973) o el *fynbos* sudafricà (van Wilgen *et al.* 1992). Per a ecosistemes arbustius de la conca mediterrània es disposa de certa informació referent als efectes de l'edat regenerativa en els canvis estructurals i la seva relació amb el risc d'incendi, tasca que s'ha anat desenvolupant en formacions com la garriga de *Quercus coccifera* (Trabaud i Papió 1987) o el gatosar d'*Ulex parviflorus* (Baeza *et al.* 1998), però que resulta encara insuficient per al desenvolupament de models de dinàmica de combustible en aquest tipus de comunitats.

Recollint aquests precedents, els objectius proposats en aquest treball són els següents:

- Estudiar la dinàmica successional de les característiques estructurals i funcionals d'una brolla litoral mediterrània a partir de la comparació d'una cronoseqüència d'incendis.
- Comparar les seves característiques estructurals en diferents situacions topogràfiques (orientació).
- Utilitzar el sistema BEHAVE de simulació d'incendis forestals a fi d'avaluar l'increment del risc d'incendi al llarg de la successió després del foc i determinar els estadis de desenvolupament de la vegetació que s'associen a situacions de risc potencial més elevat.

2. Material i mètodes

2.1 Àrea d'estudi

El treball s'ha realitzat en brolles litorals calcícoles pertanyents a una cronoseqüència d'incendis ubicats a la part baixa de les serres litorals del sud de Catalunya. Les comunitats estudiades són una bona mostra de les formacions arbustives típicament mediterrànies del sud de Catalunya i abasten, a l'àrea escollida, una elevada extensió amb un mosaic notable de taques de diferents edats regeneratives determinat per l'elevada freqüència d'incendis forestals de la zona. Aquestes formacions s'inclouen fitosociològicament dins l'aliança *Rosmarino-Ericion*. Constitueixen matollars termòfils perennifolis integrats bàsicament per petits arbusts, majoritàriament escleròfil·les. Es tracta de matollars secundaris en el país de les màquies litorals de garric i margalló (Folch 1986), força estesos en el litoral meridional català. Són comunitats diverses sovint dominades per romaní (*Rosmarinus officinalis*) i bruc d'hivern (*Erica multiflora*) amb presència d'altres espècies que com el garric (*Quercus coccifera*) poden esdevenir dominants en alguns casos. Poden presentar un estrat herbaci notable sota els arbusts i, sovint, van acompanyades d'un estrat arbori de pi blanc (*Pinus halepensis*). Cal destacar la presència d'espècies característiques i distintives d'aquest context meridional mediterrani com l'esteperola (*Cistus clusii*) i l'albada (*Anthyllis cytisoides*), entre d'altres. La virosta és escassa en aquest tipus de formacions.

L'àrea d'estudi s'ha localitzat principalment a la comarca del Baix Camp (Tarragona), en zones d'elevada recurrència d'incendis forestals. A partir del registre d'incendis forestals proporcionat pel Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya, l'ús de fotointerpretació i la recopilació del treball realitzat al CREAM per R. Díaz-Delgado, X. Pons, R. Salvador i J. Valeriano, s'han escollit tres incendis de 3, 10 i 17 anys d'edat respectivament. S'ha procurat que les tres àrees de brolla incloses en la cronoseqüència presentin les màximes similituds en les condicions climatològiques, litològiques i en el tipus de vegetació.

Les zones estudiades presenten un clima termomediterrani, d'hivern suau i de períodes eixuts de llarga durada. Les mitjanes anuals de temperatura se situen entorn els 15 i 16 °C i els totals anuals de precipitació vora els 500 mm (Generalitat de Catalunya 1997). El vent pren molta importància, especialment a les planes i vessants litorals. La intensitat i freqüència del mestral (NW) és força elevada en aquestes zones, fet que fa augmentar els índexs d'ariditat (Folch 1980).

La litologia de les zones és formada per roques calcàries i dolomies del triàsic i el juràssic (IGME 1980, 1981). El sòls són prims per efecte de l'erosió o del poc desenvolupament.

Per cada incendi s'han localitzat dos vessants, un solell i l'altre obac. S'ha procurat situar les zones mostrejades a mig vessant, en pendents el més comparables possible. Els pendents dels vessants a les tres zones d'estudi han quedat compresos entre els 13° i els 20°. Aquests vessants no presenten indicis d'haver estat conreats en un passat recent, però no es descarta un antic ús pastoral. Actualment, l'ús predominant en els vessants estudiats és la caça.

En totes les zones, la vegetació abans dels incendis que les van afectar era constituïda per bosc de pi blanc (*Pinus halepensis*). La regeneració natural del pi en aquestes zones després del foc ha estat pràcticament nul·la o escassa. El mostreig, doncs, s'ha centrat en l'estudi de brolles no arbrades i d'aquesta manera s'ha exclòs la incorporació de factors relacionats amb la presència de l'estrat arbori. Les tres zones són:

Zona 1: Incendi del març de 1995. Desdoblament de l'antiga N-340-Collet del Vent. Municipi de Vandellòs i l'Hospitalet de l'Infant. Coordenades UTM (318485, 4535227). Altituds: 130 m (solell) i 100 m (obaga). Brolla poc desenvolupada amb presència abundant d'individus cremats en peu.

Zona 2: Incendi de l'agost de 1988. Zona del Cocó d'en Jaume. Municipi de Pratdip. Coordenades UTM (324856, 4547328). Altituds: 220 m (obaga) i 180 m (solell).

Zona 3: Incendi del desembre de 1981. Zona dels vessants de Mas del Frare-Costers Rojals-Serra de la Pedrera. Municipi de Mont-roig del Camp. Coordenades UTM (325786, 4549895). Altituds: 230 m (obaga) i 240 m (solell).

A la taula 1 es recullen els recobriments i les alçades màximes mitjanes de la vegetació en els diferents vessants de les zones d'estudi.

2.2 Metodologia de camp

Per a cada incendi estudiat i, dins d'aquest, en dues posicions contrastades de solell i obaga, s'han definit aleatòriament 4 quadrats de 3x3 m². En total, han estat 8 quadrats per incendi, 4 per cada orientació. Als quadrats definits s'ha dut a terme un mostreig destructiu precedit de l'avaluació de recobriments i alçades de les espècies presents a partir del mètode de transecte *point quadrat* (Jonasson 1988, Smith 1990).

S'ha tallat arran de sòl tota la fitomassa i s'ha separat per espècies. Els peus morts s'han inclòs en una sola categoria, sense diferenciar espècies. Posteriorment, s'ha pesat la biomassa aèria de cada quadrat amb un dinamòmetre, obtenint-ne el pes fresc (PF) per categoria. De cada categoria se n'ha separat per quarteig una alíquota representativa per a ser processada al laboratori.

El treball de camp s'ha realitzat durant els mesos de juliol i agost de 1998.

Taula 1. Recobriments i alçades màximes de la vegetació en els vessants de les tres zones d'estudi. Mitjana \pm error estàndard.*

	Recobriment (%)		Alçada màxima (cm)	
	solell	obaga	solell	obaga
Zona 1. Incendi de 1995. Vandellòs.	79,0 \pm 3,9 ^a	64,2 \pm 4,1 ^b	16,4 \pm 1,1 ^c	17,4 \pm 0,8 ^c
Zona 2. Incendi de 1988. Pratsdip.	91,2 \pm 3,5 ^a	88,0 \pm 0,8 ^a	26,5 \pm 1,8 ^c	22,4 \pm 0,8 ^c
Zona 3. Incendi de 1981. Mont-roig del Camp.	96,7 \pm 1,1 ^a	93,5 \pm 1,0 ^a	45,2 \pm 6,4 ^c	39,9 \pm 2,4 ^c

* Per a cada variable els nombres d'una mateixa fila (d'un mateix incendi) seguits de lletres diferents indiquen diferències significatives entre vessants segons el test de Duncan ($p < 0,05$).

2.3 Metodologia de laboratori

En fresc, se separa per cada alíquota el material viu del mort. De la part viva se'n separen els brots amb fulles (es designen indistintament com a *brots verds*). S'identifiquen les brotades de l'any per a les espècies on és identificable de la resta de brotades.

El material mort es distribueix en diferents fraccions de mides (segons el diàmetre): $\varnothing < 6$ mm (combustible fi amb un *temps de retard* d'1 hora), $6 \text{ mm} \geq \varnothing < 25$ mm (de 10 hores), $25 \text{ mm} \geq \varnothing < 75$ mm (de 100 hores). El terme *temps de retard* (Byram 1959) es relaciona amb el temps necessari perquè els combustibles estabilitzin el seu contingut d'humitat amb la humitat atmosfèrica, i presenta una relació directa amb el diàmetre, de manera que s'usen de forma equivalent. El material viu s'ha distribuït segons les mateixes classes diamètriques que el mort: $\varnothing < 6$ mm (combustible viu fi), de $6 \text{ mm} \geq \varnothing < 25$ mm i de $25 \text{ mm} \geq \varnothing < 75$ mm. Si bé els *brots verds* pertanyen pel seu gruix a la categoria de combustible viu fi, s'han considerat separatament perquè aporten una informació més detallada de la comunitat a nivell funcional.

Cada fracció de material diferenciat s'asseca a l'estufa (105 °C durant 24 h) i es pesa en sec. Pels brots, se'n separen les fulles de les tiges i se'n mesura també el pes sec (PS), un cop assecats.

Per les espècies en les quals no ha estat possible la identificació de les brotades de l'any (menys del 20% de la biomassa recollida en cada quadrat) s'han aplicat les proporcions mitjanes entre brots de l'any i brots anteriors obtingudes per a les altres espècies.

Els procediments anteriors s'han aplicat a les espècies arbustives.

Tot el material herbaci s'ha tractat com una sola categoria sense diferenciar viu i mort. En el moment que es va realitzar el mostreig, la major part del material herbaci era mort i les espècies dominants eren, amb diferència, el llistó (*Brachypodium retusum*) i la jonça (*Aphyllantes monspeliensis*).

El contingut hídic, en percentatge sobre el pes fresc, s'ha calculat a partir de:

$$\text{Contingut hídic (\%)} = ((\text{PF}-\text{PS})/\text{PF}) \cdot 100,$$

on

PS: pes sec

PF: pes fresc.

En el nostre cas, i fixant-nos en estudis previs (Papió 1994), el contingut hídic s'ha calculat a partir del pes fresc, per bé que sovint en alguns treballs s'avalua sobre el pes sec (Viegas *et al.* 1998).

2.4 Aplicació del sistema BEHAVE

Les dades obtingudes s'han utilitzat per a l'aplicació d'un model de simulació d'incendis forestals. El sistema BEHAVE és capaç de simular el comportament del foc en una zona homogènia, a partir dels factors principals que intervenen en la seva propagació: el tipus de vegetació, el contingut d'humitat de la vegetació, les condicions meteorològiques i les característiques topogràfiques de la zona (pendent). Per fer-ho, el sistema incorpora 13 models de vegetació estàndard que abasten la majoria de tipologies de vegetació presents als Estats Units, per bé que permet la creació de nous models per part de l'usuari a partir del programa NEWMDL. El programa permet la definició dels valors inicials dels paràmetres del model de combustible. El procediment general en l'ús de NEWMDL és, per a cada nou model de combustible, el següent:

- Establiment de la càrrega de combustible i el gruix dels seus components estructurals (fullaraca, estrat herbaci, arbustos i restes de tala).
- Assignació de les relacions superfície/volum dels components.
- La definició del contingut calorífic del combustible.

Les càrregues de combustible mitjanes per a cada incendi, els gruixos i recobriments dels components principals del complex de combustible (estrat herbaci i arbusti) s'han obtingut de la informació recollida al camp. De les càrregues de material arbusti, BEHAVE només contempla, a més del material mort fi i gruixut, el material fi viu pertanyent a fulles i brots ($\varnothing < 6$ mm). La resta, el combustible viu de més gruix, no es pren en consideració a l'hora de

caracteritzar les propietats combustibles de la formació estudiada. Cal precisar que en la definició dels models no s'han contemplat les categories referents a la virosta ni a restes de poda o tala (*slash*).

Les relacions superfície/volum del material combustible i el seu contingut calorífic no s'han avaluat directament i s'han derivat de la bibliografia existent i els seu valors s'han assumit constants en els tres contextos modelats. Les relacions superfície/volum varien en funció del tipus de material i si d'aquest és viu o mort. Per al material herbaci mort s'ha pres una relació de 100 cm^{-1} i pel viu de 80 cm^{-1} (Burgan i Rothermel 1984). Per al component arbustiu, aquestes relacions s'han establert de 60 cm^{-1} per la fracció morta i de 45 cm^{-1} per la viva (Burgan i Rothermel 1984; Papió 1994). El contingut calorífic mig per a la brolla s'ha fixat en 20 kJ g^{-1} , valor força comú entre els citats per a espècies i comunitats arbustives mediterrànies (Burgan i Rothermel 1984; Pereira *et al.* 1995).

Tota aquesta informació ha conduït a la definició de tres models de combustible (14, 15 i 16) corresponents a les tres edats regeneratives de les brolles estudiades. Els models creats són del tipus estàtic i descriuen la vegetació considerant les condicions que presenta la vegetació en l'època de mostreig (especialment pel que fa a les relacions entre la fracció viva i morta de l'estrat herbaci). S'ha considerat que durant el període estival estudiat, el 15% de l'estrat herbaci és viu.

S'ha simulat el comportament del foc en les comunitats modelades en situacions d'elevat risc d'incendi (sequera estival). La humitat del combustible considerada ha estat de 12% d'humitat del combustible mort i 50% en el viu. S'ha utilitzat una velocitat de vent de 40 km h^{-1} i un pendent del vessant del 40%. Les condicions topogràfiques i d'exposició al vent són força representatives dels vessants mostrejats de les zones d'estudi.

3. Resultats

3.1 Càrregues de combustible

En el treball de camp s'ha avaluat la càrrega de combustible a nivell de comunitat, és a dir, la quantitat de fitomassa aèria (expressada en PS per unitat de superfície) de cada situació analitzada. En cada incendi i per cada vessant s'han promitjat les càrregues de combustible dels quatre quadrats (taula 2). En cinc de les sis situacions mostrejades, l'error estàndard de la fitomassa aèria, expressat com a percentatge de la mitjana, és inferior al 10%. En el cas restant (obaga de l'incendi de 17 anys) arriba al 19%, que s'ha considerat acceptable per als objectius proposats. Les càrregues mitjanes de combustible han oscil·lat entre 4,0 i 13,5 t ha⁻¹ en les diferents situacions mostrejades.

En els incendis de 1988 (Pratdip) i 1981 (Mont-roig) les mitjanes de càrrega de combustible són majors en els vessants obacs que a les solanes; l'incendi de 1995 (Vandellòs) mostra la tendència inversa. Una ANOVA de les càrregues de combustible amb 2 factors (orientació i edat postincendi) i efectes fixos, ha permès determinar que no hi ha diferències estadísticament significatives degudes al factor orientació ($F_{1,18,0.05}=0,09$ ($P=0,76$)) mentre que l'efecte de l'edat regenerativa és altament significatiu ($F_{2,18,0.05}=23,85$ ($P<0,0001$)). Aquest fet ha permès agregar les dades corresponents als dos vessants en una sola categoria referent a l'any d'incendi.

Taula 2. Càrregues de combustible (t ha⁻¹) per cada quadrat de mostreig en cada incendi i orientació (N i S).

	Vandellòs 1995/N	Vandellòs 1995/S	Pratdip 1988/N	Pratdip 1988/S	Mont-roig 1981/N	Mont-roig 1981/S
quadrat 1	3,89	5,41	7,56	6,94	9,26	12,03
quadrat 2	4,01	4,67	9,90	8,65	12,44	9,69
quadrat 3	3,31	5,37	8,73	8,01	21,01	14,45
quadrat 4	4,79	5,25	11,33	8,32	11,07	14,79
mitjana	4,00	5,17	9,38	7,98	13,45	12,74
error estàndard	0,30	0,17	0,81	0,37	2,60	1,19

Les dades de càrrega de combustible al llarg de la cronosequència proporcionen informació de la tendència en l'acumulació de fitomassa aèria al llarg de la successió (figura 1). L'incendi de 1995 va deixar, com a mínim, 1 t ha⁻¹ d'individus cremats morts en peu, i s'ha pres aquest valor com a càrrega inicial just després del foc. La corba resultant es podria ajustar a una tendència logarítmica, amb un període inicial d'increment de fitomassa més elevat i una estabilització posterior, tot i que en el període abastat pels incendis mostrejats (3-17 anys) la càrrega augmenta linealment. En el període dels 0 als 3 anys després del foc l'increment de nova fitomassa aèria se situa entorn a 1,2 t ha⁻¹ any⁻¹, mentre que decreix fins a poc més de 0,5 t ha⁻¹ any⁻¹ en el període entre 3 i 17 anys després del foc.

3.2 Distribució de la biomassa aèria en fraccions

Pel que fa a les distribucions de mides de la càrrega de combustible, els resultats s'han agrupat segons les categories determinades al laboratori (taula 3). A l'incendi més recent (3 anys), la fracció predominant correspon als brots verds seguida de la resta de material fi viu ($\varnothing < 6$ mm) i el combustible herbaci. Aquesta pauta de distribució de la càrrega en les diferents fraccions es manté força similar en l'incendi intermedi (10 anys) pel que fa a les dues fraccions principals, per bé que s'observa una baixada molt important del pes relatiu dels brots verds respecte la resta de fi viu ($\varnothing < 6$ mm).

El percentatge de combustible herbaci ja no és tan elevat com en l'incendi de 1995, i la seva quantitat es veu superada pel material viu més gruixut ($6 \text{ mm} \leq \varnothing < 25 \text{ mm}$). L'incendi més antic (17 anys) mostra una distribució de la càrrega substancialment diferent a les anteriors. La fracció predominant correspon al material fi viu sense fulla, seguit del material viu gruixut i dels brots verds.

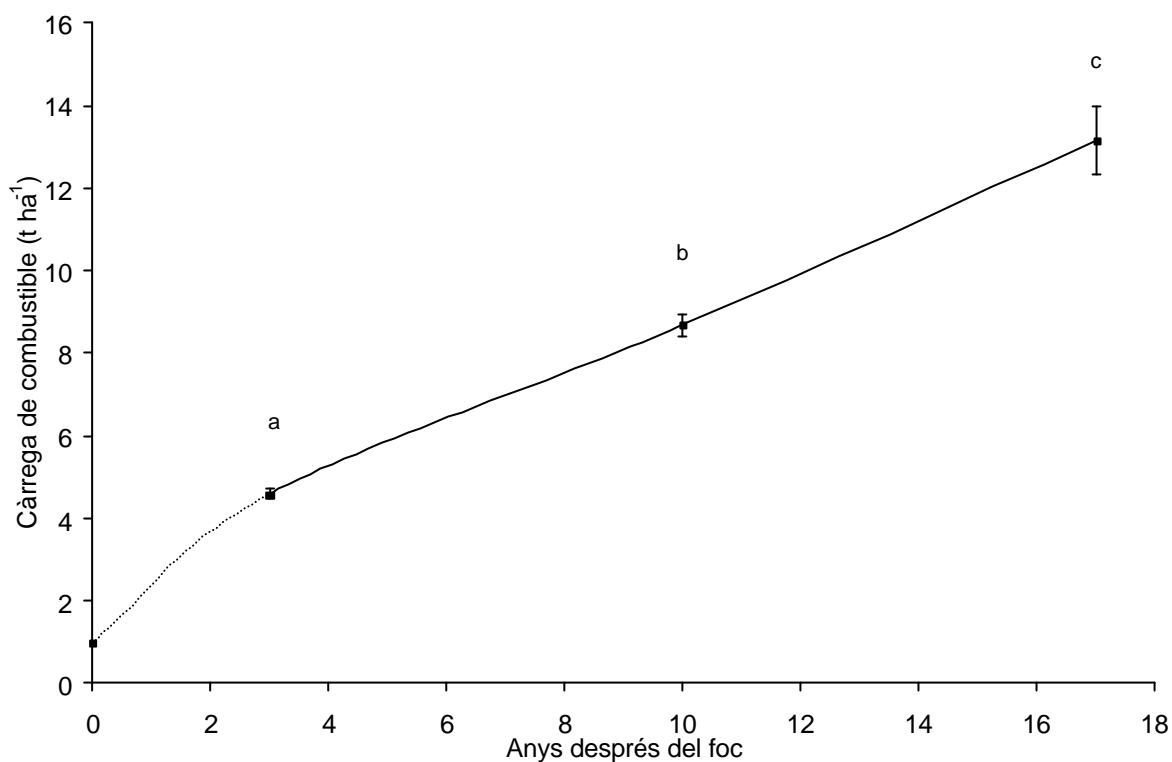


Figura 1. Corba d'acumulació de la càrrega de combustible al llarg de la cronosequència (mitjana \pm error estàndard). Lletres diferents equivalen a diferències significatives segons el test de Duncan ($p < 0,05$).

Taula 3. Mitjanes (en $t ha^{-1}$) i error estàndard per les fraccions de la càrrega de combustible en els diferents incendis mostrejats.

Arbustiu	Incendi 1995		Incendi 1988		Incendi 1981	
	mitjana	EE	mitjana	EE	mitjana	EE
Brots verds (inclou fulles)	1,63	0,15	3,61	0,14	3,18	0,14
Resta de fi viu ($\varnothing < 6$ mm)	0,96	0,13	3,15	0,20	4,16	0,48
Viu ($6 \text{ mm} \leq \varnothing < 25$ mm)	0,17	0,08	0,85	0,23	3,36	0,96
Mort 1h	0,63	0,13	0,46	0,05	1,38	0,24
Mort 10h	0,44	0,12	0,05	0,04	0,28	0,16
Estrat herbaci	0,76	0,13	0,56	0,12	0,74	0,15
TOTAL	4,59	0,12	8,68	0,26	13,15	0,83

El seguiment dels canvis en les quantitats i proporcions de les fraccions al llarg de la cronoseqüència pot ajudar a entendre la dinàmica successional de la brolla. A la figura 2 es desglossa la biomassa de brots verds en la quantitat corresponent als brots de l'any i la resta de brotades anteriors, en els tres incendis. La biomassa corresponent als brots de l'any oscil·la entre $0,74 \text{ t ha}^{-1}$ i 2 t ha^{-1} en els tres incendis. La biomassa de brots verds presenta el seu màxim increment en el període comprès entre els incendis de 3 a 10 anys (de $1,6$ a $3,6 \text{ t ha}^{-1}$). És en aquest darrer incendi on s'observa el màxim d'aquesta fracció. L'incendi de 17 anys mostra una lleu però significativa davallada respecte a l'incendi de 10 anys (figura 2). Aquest patró també s'observa en el desglossament d'aquests brots en fulles i tiges, on és constatable una proporció semblant entre la biomassa foliar i la de tiges en els brots de les espècies estudiades en els tres incendis. Aquesta relació se situa entre 3 i 4 per als diferents incendis (figura 3). La biomassa foliar oscil·la entre $1,3 \text{ t ha}^{-1}$ i $2,5 \text{ t ha}^{-1}$ en les tres situacions estudiades.

Pel que fa a la resta de biomassa viva de la comunitat, les dues categories de gruix ($\emptyset < 6 \text{ mm}$, $6 \text{ mm} \geq \emptyset < 25 \text{ mm}$) presenten una pauta clarament creixent. En els incendis de 3 i 10 anys, existeix una predominança de la biomassa fina en detriment de les fraccions més gruixudes. Aquesta predominança es redueix en l'incendi de 17 anys, on aquestes diferències tendeixen a igualar-se amb un lleuger predomini del material fi (figura 4).

El material mort segueix una dinàmica diferent que el viu, i s'observen també diferències notables entre les fraccions de mida (figures 5 i 6). Cal precisar que aquesta categoria inclou tant els individus morts en peu com les parts mortes dels individus vius recol·lectats. El material mort fi (1h) presenta unes quantitats força estables en els primers períodes estudiats (incendis de 3 i 10 anys) però es dispara en el incendi de 17 anys, doblant-se respecte a l'incendi intermedi (10 anys). El material mort de més gruix mostra un comportament gairebé invers i unes càrregues inferiors respecte al combustible mort d'1h. Presenta la seva càrrega màxima en els primers anys després de l'incendi. En l'incendi de 10 anys aquesta quantitat disminueix a valors molt inferiors als recollits a l'incendi de 3 anys i s'incrementa, per bé que sense significació estadística, als

17 anys. És molt important destacar, tal i com apareix amb detall a les figures 5 i 6, que els valors de combustible mort recollits als 3 anys corresponen, gairebé totalment, a peus morts cremats a l'incendi i que encara romanen en peu. Per al combustible mort d'1h, la fracció de material cremat equival a gairebé el 90% del total recollit per aquesta categoria ($0,63 \text{ t ha}^{-1}$). Per al combustible mort de 10h, aquesta fracció correspon a la totalitat del material recollit ($0,44 \text{ t ha}^{-1}$). En total, i com ja s'ha esmentat, més d' 1 t ha^{-1} de la càrrega de la brolla de 3 anys és material cremat. Quant al combustible herbaci, les càrregues presenten valors similars en els tres incendis sense presentar diferències significatives a nivell estadístic, i oscil·len entre el 17% de la càrrega total als 3 anys fins al 6% als 10 i 17 anys.

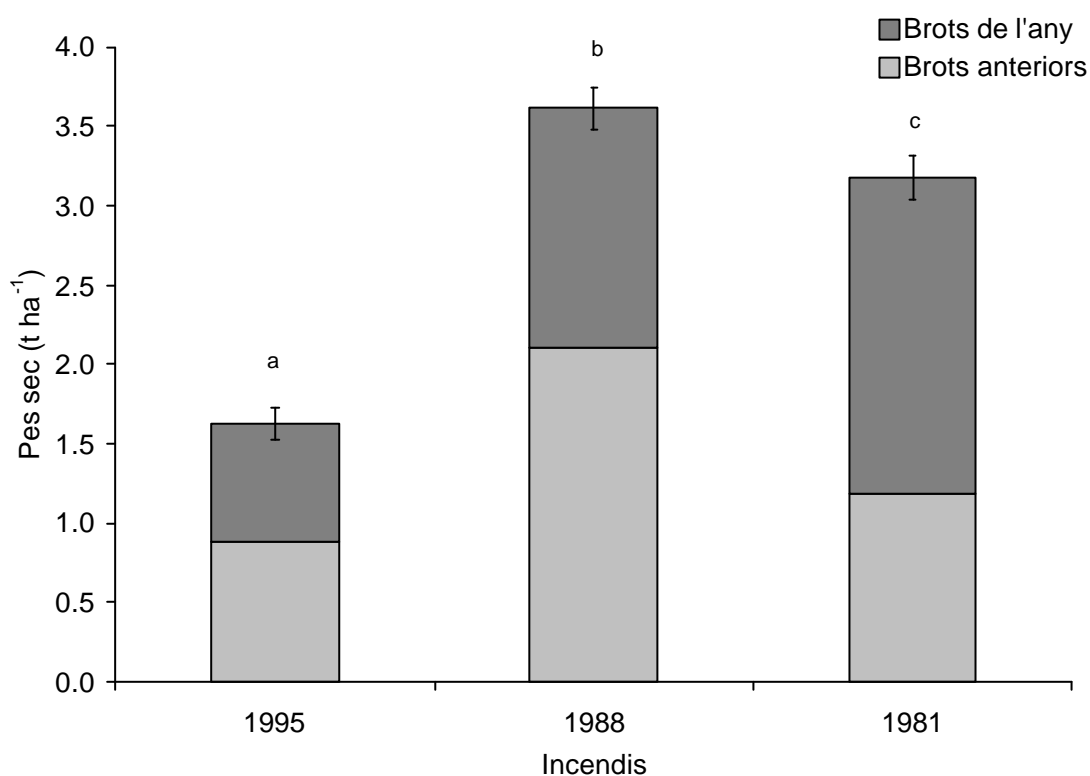


Figura 2. Distribució de la biomassa arbustiva de brots verds en brots de l'any i brotades anteriors. Les barres d'error estàndard i la significació estadística es refereixen a les mitjanes del conjunt de brots verds. Lletres diferents indiquen diferències significatives segons el test de Duncan ($p < 0,05$).

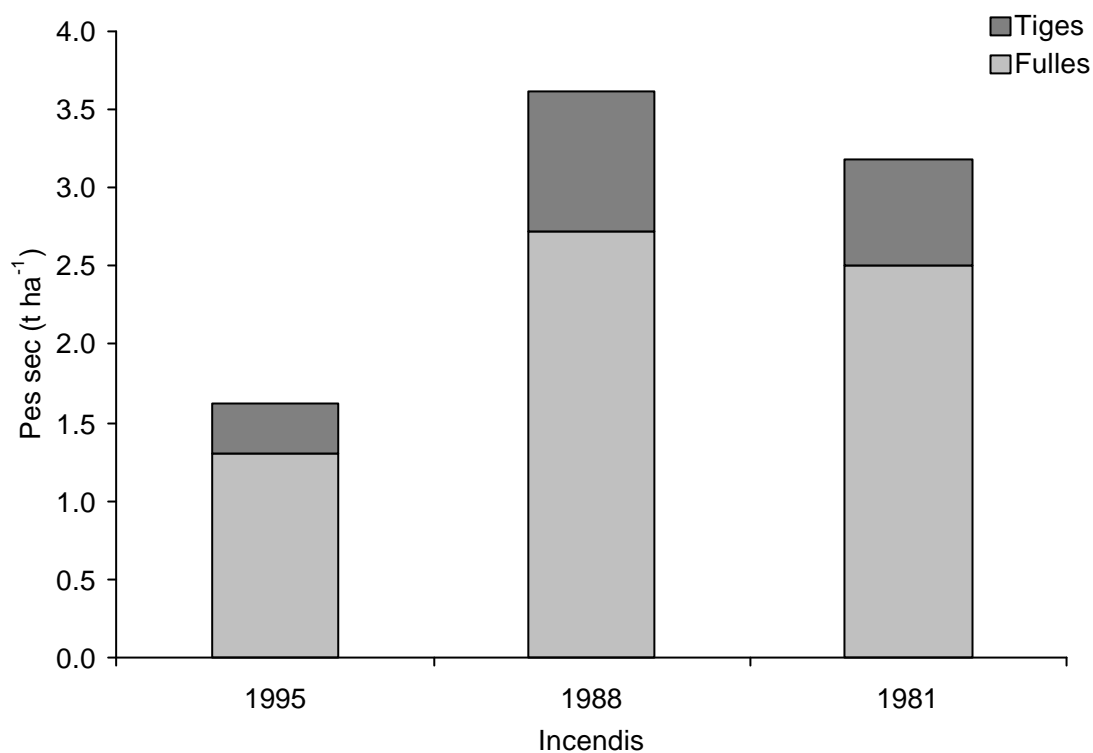


Figura 3. Distribució de la biomassa arbustiva de brots verds en fulles i tiges.

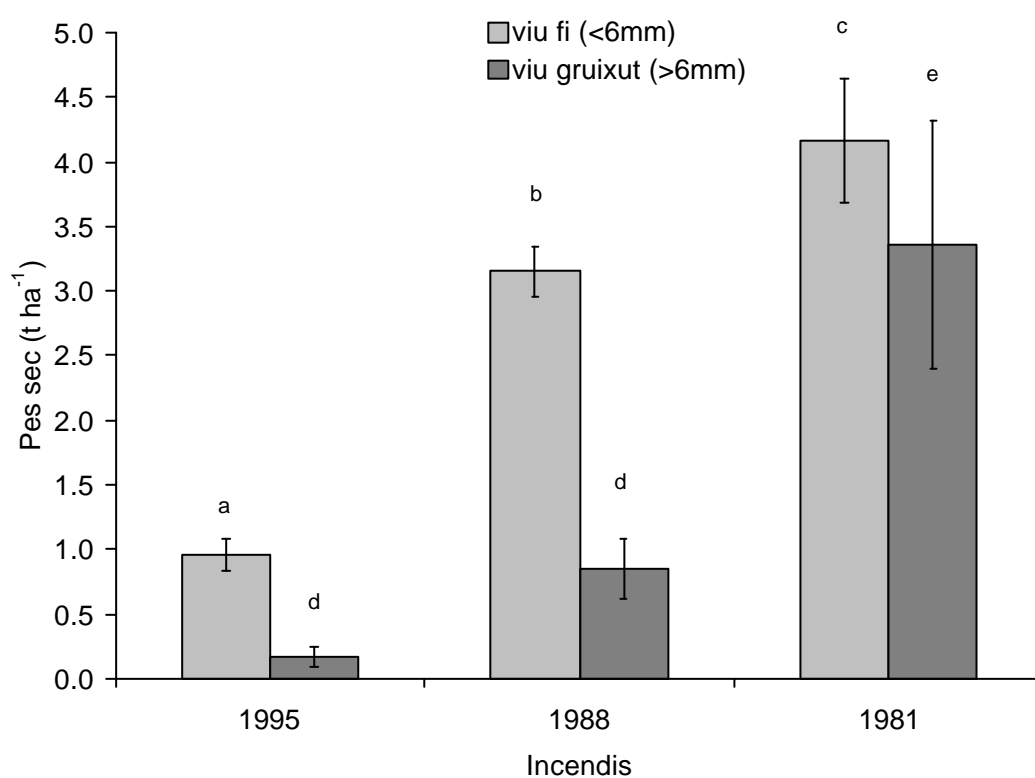


Figura 4. Biomassa aèria arbustiva viva fina de $\varnothing < 6\text{ mm}$ (sense incloure els brots verds) i gruixuda ($6\text{ mm} \geq \varnothing < 25\text{ mm}$). Mitjana \pm error estàndard. Lletres diferents per una mateixa categoria de gruix indiquen diferències significatives segons el test de Duncan ($p < 0,05$).

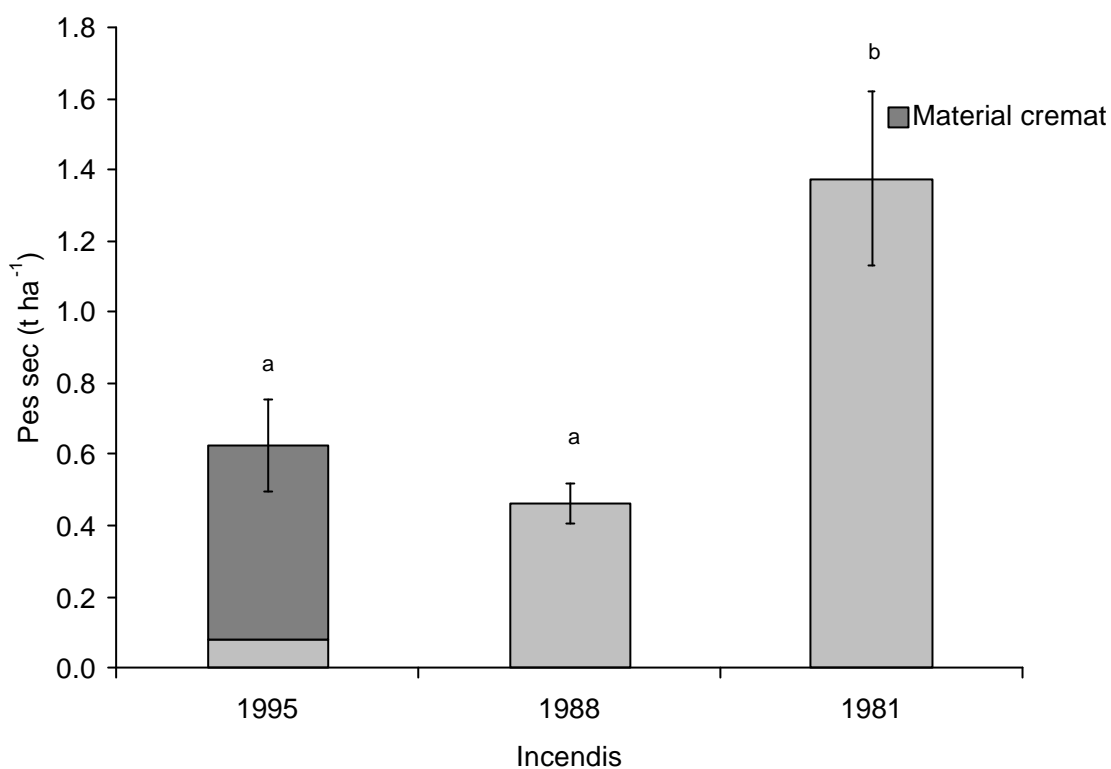


Figura 5. Necromassa aèria arbustiva d'1h. La fracció fosca correspon a material cremat mort en peu. Mitjana \pm error estàndard. Lletres diferents indiquen diferències significatives segons el test de Duncan ($p < 0,05$).

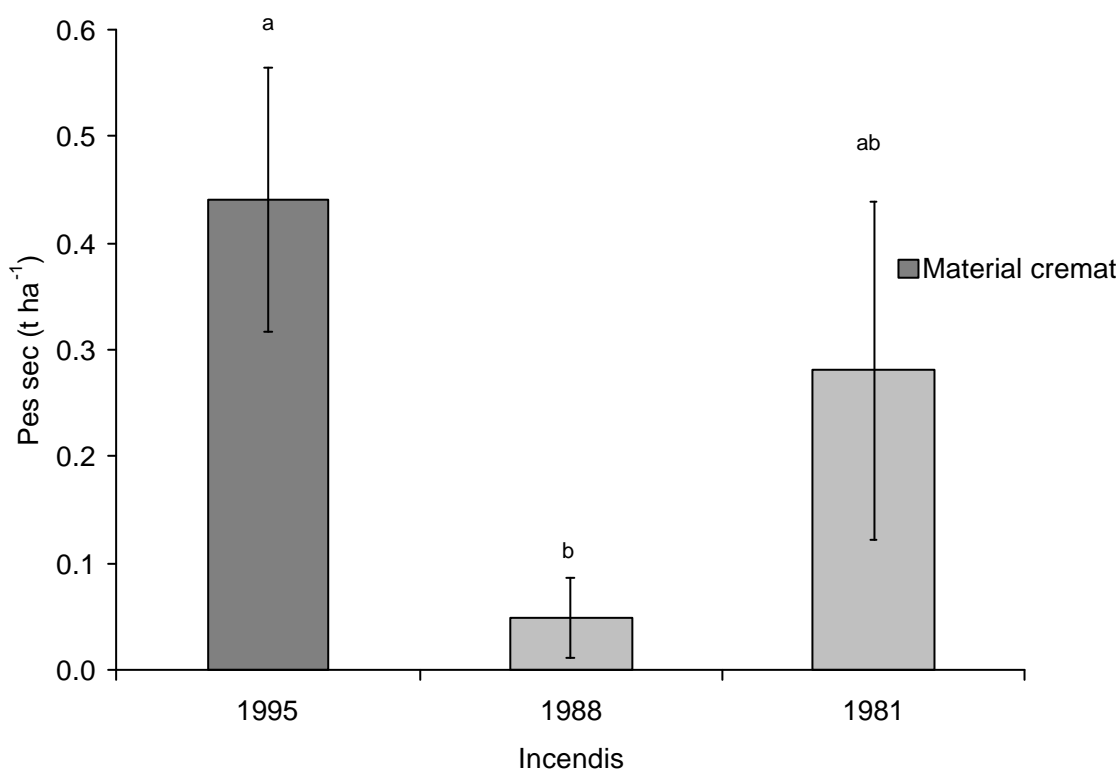


Figura 6. Necromassa arbustiva de 10h. La fracció fosca correspon a material cremat mort en peu. Mitjana \pm error estàndard. Lletres diferents indiquen diferències significatives segons el test de Duncan ($p < 0,05$).

3.3 Relació mort/viu

Un paràmetre utilitzat en la caracterització estructural de les formacions vegetals en relació amb el risc d'incendi és la relació mort/viu. A la figura 7 són observables les diferències d'aquest paràmetre en les tres edats i situacions estudiades. Per a l'incendi de 1995 no s'ha tingut en compte en la relació mort/viu la fracció cremada del material mort i, per tant, no s'ha representat la notable influència que als tres anys del foc té el material cremat que roman en peu. Si l'inclouéssim, obtindríem una relació mort/viu per a l'incendi de 1995 molt més elevada (0,45) que les obtingudes en els altres anys d'incendi estudiats. Així, tenint en compte aquesta consideració, la relació mort/viu mostra una tendència clarament creixent al llarg del període estudiat. Aquesta relació augmenta més del doble en el període comprès entre els 3 i els 10 anys (de 0,3 a 0,7) i també ho fa en el període següent dels 10 als 17 anys (de 0,7 a 0,16).

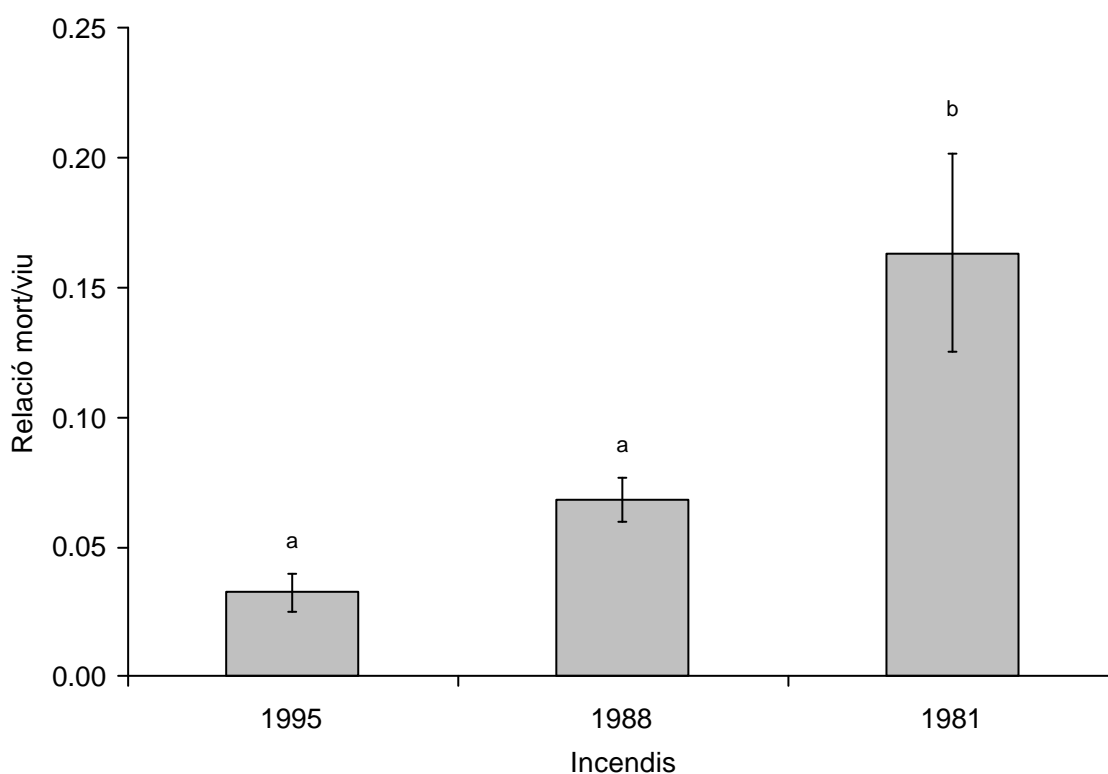


Figura 7. Relacions mort/viu en termes de biomassa aèria arbustiva pels diferents incendis. No s'hi ha inclòs el material cremat mort en peu, que era present només a l'incendi més recent (1995). Mitjana \pm error estàndard. Les columnes amb lletres diferents són significativament diferents segons el test de Duncan ($p < 0,05$).

3.4 Composició i propietats específiques

En aquest apartat, s'han ordenat les espècies en funció de la seva càrrega mitjana en cada vessant mostrejat. S'ha inclòs, també, el percentatge que cadascuna representa sobre el total de la càrrega, el percentatge acumulatiu i el contingut hídric de cada espècie (taules 4-9). Aquesta darrera informació és certament variable en funció de l'època de l'any i el moment del mostreig (especialment dels dies transcorreguts després de l'última pluja) (Viegas *et al.* 1998). Tanmateix, són observables tendències i diferències entre espècies que són rellevants a l'hora de considerar la seva inflamabilitat i combustibilitat i la resposta de la comunitat. S'han inclòs tres categories no específiques: la d'*altres espècies arbustives*, la d'*estrat herbaci* (constituït principalment per *Brachypodium retusum* i *Aphyllantes monspeliensis*) i la d'*individus morts en peu*.

En línies generals, cal destacar que el garric (*Quercus coccifera*) és l'espècie amb més biomassa aèria en tots els vessants estudiats, excepte el vessant nord de Pratedip (1988; taules 4-9). La composició específica és força similar en tots els vessants, per bé que existeixen algunes espècies que no presenten correspondència en tots els vessants mostrejats. S'observen dues tendències principals en comparar les dades recollides per als percentatges acumulats de càrrega de combustible. D'una banda, per a explicar pràcticament la totalitat (>98%) de la biomassa arbustiva aèria (sense incloure els individus morts en peu) són necessàries més espècies per a la brolla més antiga (10 espècies als 17 anys) que per la brolla més jove (7 espècies als 3 anys). D'altra banda, als 17 anys la major part de la càrrega recau en una o molt poques espècies (només *Q. coccifera* ja explica més del 50% de la càrrega mitjana total) mentre que als 3 anys la major part de la càrrega es reparteix entre les espècies codominants. La brolla de 10 anys mostra una posició intermitja en les dues tendències descrites.

Taula 4. Incendi 1995. Vessant nord. Vandellòs.

Espècies i categories	Càrrega mitjana (g m ⁻²) ^a	Error estàndard	% càrrega total	% càrrega acumulada	Contingut hídic (%) ^b
<i>Quercus coccifera</i>	140,47	21,1	35,11	35,1	37,1
<i>Erica multiflora</i>	111,51	26,7	27,87	63,0	38,0
Estrat herbaci	62,48	8,4	15,62	78,6	26,6
<i>Juniperus oxycedrus</i>	7,52	4,4	1,88	80,5	35,6
Altres espècies ^c	4,56	2,3	1,14	81,6	38,7
<i>Globularia alypum</i>	1,70	1,7	0,43	82,0	39,6
<i>Scabiosa</i> sp.	0,93	0,9	0,23	82,3	54,7
<i>Pistacia lentiscus</i>	0,65	0,7	0,16	82,4	45,7
<i>Genista scorpius</i>	0,59	0,6	0,15	82,6	35,6
Individus morts en peu	69,67	8,8	17,41	100,0	13,0
TOTAL	400,08	22,5	100,00	100,0	35,8

^a Biomassa total aèria (viva i morta).

^b Contingut hídic avaluat sobre el pes fresc.

^c Altres espècies: agregació de totes aquelles espècies arbustives amb molt poca abundància en els quadrats mostrejats i que en cap cas supera el 2% del total de la biomassa aèria recollida en els quadrats.

Taula 5. Incendi 1995. Vessant sud. Vandellòs.

Espècies i categories	Càrrega mitjana (g m ⁻²) ^a	Error estàndard	% càrrega total	% càrrega acumulada	Contingut hídic (%) ^b
<i>Quercus coccifera</i>	178,44	63,0	34,50	34,5	35,5
Estrat herbaci	89,90	23,4	17,38	51,9	19,8
<i>Globularia alypum</i>	85,66	21,4	16,56	68,4	31,8
<i>Anthyllis cytisoides</i>	10,65	4,5	2,06	70,5	31,3
Altres espècies ^c	10,25	2,8	1,98	72,5	35,2
<i>Rosmarinus officinalis</i>	8,86	5,4	1,71	74,2	37,8
<i>Erica multiflora</i>	1,90	1,9	0,37	74,6	35,4
<i>Pistacia lentiscus</i>	1,85	1,9	0,36	74,9	44,4
<i>Cistus clusii</i>	1,83	1,8	0,35	75,3	43,5
Individus morts en peu	127,94	41,0	24,73	100,0	12,7
TOTAL	517,27	37,9	100,00	100,0	31,7

^a Biomassa total aèria (viva i morta).

^b Contingut hídic avaluat sobre el pes fresc.

^c Altres espècies: agregació de totes aquelles espècies arbustives amb molt poca abundància en els quadrats mostrejats i que en cap cas supera el 2% del total de la biomassa aèria recollida en els quadrats.

Taula 6. Incendi 1988, Vessant nord. Prasdip.

Espècies i categories	Càrrega mitjana (g m ⁻²) ^a	Error estàndard	% càrrega total	% càrrega acumulada	Contingut hídic (%) ^b
<i>Erica multiflora</i>	213,44	32,1	22,77	65,0	31,7
<i>Pistacia lentiscus</i>	105,88	67,2	11,29	76,3	40,5
Estrat herbaci	81,65	13,0	8,71	85,0	24,4
<i>Juniperus oxycedrus</i>	40,80	40,8	4,35	89,4	39,1
<i>Genista scorpius</i>	36,10	16,8	3,85	93,2	22,7
<i>Rosmarinus officinalis</i>	19,95	19,8	2,13	95,4	31,2
<i>Globularia alypum</i>	12,24	7,1	1,31	96,7	31,5
<i>Cistus monspeliensis</i>	11,05	6,8	1,18	97,8	38,2
Altres espècies ^c	8,70	2,7	0,93	98,8	49,7
<i>Chamaerops humilis</i>	6,75	4,2	0,72	99,5	31,4
<i>Rhamnus lycioides</i>	4,30	4,3	0,46	100,0	31,4
Individus morts en peu	0,45	0,4	0,05	100,0	19,1
TOTAL	937,54	81,3	100,00	100,0	34,7

^a Biomassa total aèria (viva i morta).

^b Contingut hídic avaluat sobre el pes fresc.

^c Altres espècies: agregació de totes aquelles espècies arbustives amb molt poca abundància en els quadrats mostrejats i que en cap cas supera el 2% del total de la biomassa aèria recollida en els quadrats.

Taula 7. Incendi 1988. Vessant sud. Prasdip.

Espècies i categories	Càrrega mitjana (g m ⁻²) ^a	Error estàndard	% càrrega total	% càrrega acumulada	Contingut hídic (%) ^b
<i>Quercus coccifera</i>	428,15	66,3	53,65	53,7	31,5
<i>Erica multiflora</i>	211,50	31,4	26,50	80,2	29,7
<i>Genista scorpius</i>	57,96	48,7	7,26	87,4	27,4
Estrat herbaci	30,62	10,8	3,84	91,3	19,0
<i>Chamaerops humilis</i>	28,84	22,1	3,61	94,9	29,2
<i>Globularia alypum</i>	18,97	11,1	2,38	97,2	31,1
<i>Rosmarinus officinalis</i>	11,83	4,2	1,48	98,7	33,7
Altres espècies ^c	3,63	2,3	0,46	99,2	79,7
<i>Thymus vulgaris</i>	1,23	1,2	0,15	99,3	22,5
Individus morts en peu	5,26	3,2	0,66	100,0	7,6
TOTAL	798,00	36,2	100,00	100,0	31,0

^a Biomassa total aèria (viva i morta).

^b Contingut hídic avaluat sobre el pes fresc.

^c Altres espècies: agregació de totes aquelles espècies arbustives amb molt poca abundància en els quadrats mostrejats i que en cap cas supera el 2% del total de la biomassa aèria recollida en els quadrats.

Taula 8. Incendi 1981. Vessant nord. Montroig del Camp.

Espècies i categories	Càrrega mitjana (g m ⁻²) ^a	Error estàndard	% càrrega total	% càrrega acumulada	Contingut hídic (%) ^b
<i>Quercus coccifera</i>	677,05	319,0	50,32	50,3	34,0
<i>Erica multiflora</i>	281,11	41,0	20,89	71,2	28,2
<i>Rosmarinus officinalis</i>	167,80	49,1	12,47	83,7	31,7
<i>Bupleurum fruticoscens</i>	54,04	8,2	4,02	87,7	32,5
Estrat herbaci	50,61	16,1	3,76	91,5	20,4
<i>Globularia alypum</i>	27,99	21,0	2,08	93,5	28,9
<i>Genista scorpius</i>	19,69	17,3	1,46	95,0	27,6
Altres espècies ^c	13,68	3,9	1,02	96,0	25,6
<i>Pistacia lentiscus</i>	13,55	13,6	1,01	97,0	39,9
<i>Ulex parviflorus</i>	6,72	4,3	0,50	97,5	26,3
<i>Coronilla glauca</i>	5,40	5,4	0,40	97,9	30,0
<i>Rhamnus lycioides</i>	2,93	2,9	0,22	98,1	30,0
Individus morts en peu	24,89	5,7	1,85	100,0	9,7
TOTAL	1345,46	258,6	100,00	100,0	31,7

^a Biomassa total aèria (viva i morta).

^b Contingut hídic avaluat sobre el pes fresc.

^c Altres espècies: agregació de totes aquelles espècies arbustives amb molt poca abundància en els quadrats mostrejats i que en cap cas supera el 2% del total de la biomassa aèria recollida en els quadrats.

Taula 9. Incendi 1981. Vessant sud. Montroig del Camp.

Espècies i categories	Càrrega mitjana (g m ⁻²) ^a	Error estàndard	% càrrega total	% càrrega acumulada	Contingut hídic (%) ^b
<i>Quercus coccifera</i>	911,33	101,5	71,51	71,5	36,6
<i>Chamaerops humilis</i>	82,08	23,3	6,44	77,9	42,9
<i>Bupleurum fruticoscens</i>	37,65	21,9	2,95	80,9	25,0
<i>Pistacia lentiscus</i>	30,15	20,2	2,37	83,3	42,3
<i>Erica multiflora</i>	16,35	11,2	1,28	84,6	27,2
<i>Cistus albidus</i>	11,45	11,5	0,90	85,5	30,5
<i>Olea europaea</i>	6,34	6,3	0,50	85,9	32,7
<i>Pinus halepensis</i>	4,51	4,5	0,35	86,3	49,6
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	2,68	2,7	0,21	86,5	27,2
<i>Ulex parviflorus</i>	0,63	0,6	0,05	86,6	30,0
Altres espècies ^c	19,03	6,0	1,49	88,1	34,8
Estrat herbaci	84,99	24,8	6,67	94,7	22,7
Individus morts en peu	67,22	31,6	5,27	100,0	12,1
TOTAL	1274,44	98,1	100,00	100,0	35,9

^a Biomassa total aèria (viva i morta).

^b Contingut hídic avaluat sobre el pes fresc.

^c Altres espècies: agregació de totes aquelles espècies arbustives amb molt poca abundància en els quadrats mostrejats i que en cap cas supera el 2% del total de la biomassa aèria recollida en els quadrats.

Pel que fa al contingut hídric es poden diferenciar les espècies-categories en cinc grups principals (Papió 1994). De primer, el material vegetal mort llenyós agregat a la categoria d'individus morts en peu, amb un contingut hídric molt baix normalment per sota del 15%. El segon grup és constituït per l'estrat herbaci que presenta un contingut hídric força baix en aquest mostreig estival (per sota del 30%). El tercer grup el formen les espècies arbustives amb continguts hídrics baixos, especialment a l'estiu, com *Genista scorpius* i *Ulex parviflorus*. El quart el conformen un seguit d'espècies de nivells intermitjos de contingut hídric que varien entre el 30 i 40%. El darrer grup està format per arbustos com *Pistacia lentiscus* que conserven un contingut hídric elevat (major del 40%) durant els períodes eixuts.

3.5 Simulació d'incendis amb BEHAVE

La taula 10 recull els resultats obtinguts per als tres models de combustible després d'executar el programa de simulació FIRE 1 del sistema BEHAVE per a l'escenari proposat. Alhora, s'ha inclòs el resultat d'una simulació del model estàndard 5 del sistema BEHAVE. El model 5 correspon a la categoria de models de matollar, i d'aquests, és el que s'ajusta a nivell descriptiu i fisiognòmic a la major part de les brolles estudiades (especialment les més joves amb baixes càrregues de combustible).

En línies generals, es detecta un augment en les variables simulades característiques del comportament del foc amb l'edat regenerativa de la brolla. Els valor obtinguts en totes les variables de sortida per als nous models de brolles de 3 i 10 anys són considerablement inferiors a les recollides a la simulació amb el model 5 estàndard de BEHAVE (Andrews 1986) en les mateixes condicions ambientals. Els resultats de la brolla de 17 anys presenten una similitud força elevada amb els del model 5.

Taula 10. Resultats de les simulacions per als tres models construïts per a les diferents edats regeneratives i per al model 5 estàndard de BEHAVE. Condicions de simulació: 12% d'humitat del combustible mort i 50% del combustible fi viu. Velocitat del vent de 40 km h⁻¹. Pendent del 40%.

	Brolla 3 anys	Brolla 10 anys	Brolla 17 anys	Model 5
Velocitat de propagació (m min ⁻¹)	<0,5	1	107	99
Calor per unitat d'àrea (cal m ⁻²)	482	1003	5170	6526
Intensitat de la línia de foc (cal m ⁻¹ s ⁻¹)	4	16	9206	10745
Longitud de les flames (m)	0,1	0,3	5,2	5,5
Intensitat de reacció (cal m ⁻² min ⁻¹)	46	78	425	477

4. Discussió

La fitomassa aèria ens indica la quantitat màxima de combustible que podria consumir-se en un foc de màxima intensitat (càrrega de combustible potencial). La quantitat de combustible determina o influeix bona part de les propietats de comportament del foc: la taxa de propagació, l'alçada de la flama o la potència del front entre d'altres (Chandler *et al.* 1983).

Molts treballs de caracterització del complex combustible d'espècies i comunitats arbustives es basen en el mostreig a nivell d'individu o bé a partir de quadrats de mostreig més petits (de 0,25 a 2 m²) (Papió 1994, Rego *et al.* 1994, Pereira *et al.* 1995, Abad *et al.* 1997, Baeza *et al.* 1998) que els utilitzats en aquest estudi. El present treball parteix d'un enfocament a nivell de comunitat en el qual s'integren les dades recollides a una escala de 9 m², amb un total de 216 m² mostrejats. Aquest plantejament permet incorporar les variacions del micromosaic espacial, associat a la pedregositat i altres factors, que caracteritza l'estructura de moltes brolles calcícoles mediterrànies.

La dinàmica de la biomassa aèria de la comunitat estudiada ve representada per la corba d'acumulació (figura 1). Els valors recollits són comparables amb els descrits per a altres comunitats arbustives mediterrànies, per bé que són superiors a resultats obtinguts en brolles més esclarissades (Riba i Terradas 1985) i gatosars (Abad *et al.* 1997); són equiparables al chaparral californià d'*Adenostoma fasciculatum*, al *mallee* australià (Specht 1981), a algunes

garrigues del Garraf i del sud de França (Specht 1981, Trabaud i Papió 1987); i molt inferiors a les garrigues denses del sud de França i al chaparral de *Ceanothus* spp. (Specht 1981, Riba i Terradas 1985).

El període inicial després del foc presenta un creixement més vigorós ($1,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$) que tendeix a atenuar-se quan s'ha assolit un cert nivell de desenvolupament de la brolla ($0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ any}^{-1}$ entre els 3 i els 17 anys). Cal destacar aquestes baixes taxes d'increment de biomassa, comparables a les recollides en d'altres brolles esclarissades del sudoest peninsular (Merino *et al.* 1990), al *mallee* australià i a algunes garrigues obertes del sud de França (Specht 1981), i que són degudes probablement a l'escàs desenvolupament del sòl i al fort dèficit hídric, agreujat pel caràcter ventós de la zona. D'altra banda, el vigor inicial és un fenomen àmpliament descrit en ecosistemes mediterranis, relacionat amb les característiques pròpies de la vegetació (presència d'espècies rebrotadores), amb les condicions favorables després de la pertorbació (absència de competència, disponibilitat de nutrients) i amb l'ús dels reservoris de les arrels (Sala 1986).

Els objectius inicials del treball plantejaven la comparació de càrregues en orientacions contrastades (solell-obaga) amb la finalitat d'incorporar una de les fonts d'heterogeneïtat espacial més rellevants. Els resultats han posat de manifest que no s'evidencien diferències estadísticament significatives entre els valors recollits en les diferents orientacions dels tres incendis. Per a la interpretació d'aquest resultat, cal considerar diferents aspectes que poden intervenir en la no diferenciació de les fitomasses aèries en les orientacions estudiades. D'una banda, cal tenir present que les formacions mostrejades es troben en ambients poc favorables al desenvolupament de la vegetació. A més, cal destacar que els pendents relativament moderats dels vessants fan que la irradiància sigui molt elevada fins i tot a les obagues. En aquestes situacions, els factors limitants en el desenvolupament de la comunitat es troben sovint relacionats amb mancances hídriques i nutritives a nivell local que eclipsen en bona mesura els possibles efectes lligats a l'exposició solar.

Quant a la distribució de la biomassa de la comunitat en fraccions de gruixària, cal destacar el patró que s'observa en determinades fraccions i categories. L'observació dels brots verds (brots que mantenen les fulles) aporta un apunt interessant per entendre la dinàmica de la comunitat al llarg de la successió. A l'incendi de 10 anys, la biomassa de brots verds assoleix el seu màxim que presenta un lleuger descens als 17 anys. En aquesta darrera edat, és quan s'observa una proporció més elevada de brots de l'any respecte els brots d'anys anteriors que mantenen fulla. La producció de brots de l'any es troba dins el rang, per bé que lleugerament superior, que altres treballs han recollit en matollars del sud de la Península Ibèrica (Merino *et al.* 1990, Martínez Fernández *et al.* 1994). La producció anual de brots és un paràmetre que presenta força variabilitat interanual, marcadament sensible a les condicions climatològiques del període estudiat.

Mentre el combustible viu de les dues classes de gruixària estudiades presenta una tendència creixent al llarg de les edats avaluades, la biomassa de brots verds, i amb ella la biomassa foliar, presenta una dinàmica pròpia caracteritzada per un creixement inicial molt elevat i una estabilització i lleu decreixement posterior. Aquesta tendència es relaciona, a nivell estructural i funcional, amb els processos ecofisiològics implicats en la producció de fulles i en l'evolució de l'índex d'àrea foliar (LAI). La producció de fulles presenta els valors màxims a les fases inicials de la successió i la seva limitació es dona ja en estadis primerencs de la successió, condicionada per les constriccions ambientals i l'accés als recursos. La biomassa aèria total de la comunitat s'estabilitza en estadis posteriors, fet que es tradueix en un decreixement del quocient entre la biomassa foliar i la biomassa aèria total (o llenyosa) amb l'edat regenerativa. Les brolles estudiades presenten una evolució d'aquesta relació de 0,3 en els estadis inicials a 0,2 en estadis madurs, valors comuns als recollits en garrigues i chaparrals (Gray i Schlesinger 1981, Sala *et al.* 1987, Papió 1994).

En els primers anys, la resta de biomassa es concentra (excloent els brots verds) en material fi viu ($\varnothing < 6$ mm), mentre el material més gruixut ($6 \text{ mm} \geq \varnothing < 25$ mm) és pràcticament inexistent. Al cap de 10 anys, el balanç és clarament

favorable al material fi malgrat el lleuger ascens de la biomassa gruixuda. Als 17 anys, hi ha una distribució més o menys equivalent en els gruixos de la biomassa estructural de la comunitat. Aquesta distribució dels materials per classes de gruixària ve determinada principalment pel grau de desenvolupament de les espècies presents i per les característiques pròpies de l'arquitectura de les plantes. Els materials primis juguen un paper molt important en la inflamabilitat de la vegetació i en la propagació del foc, mentre que els gruixuts costen més de cremar però quan ho fan s'eleva la intensitat del foc, la seva durada i el seu impacte (Trabaud 1992).

La necromassa segueix un patró diferent. L'elevat contingut de material mort gruixut que caracteritza l'etapa immediata després del foc correspon, en gairebé la seva totalitat, a individus cremats que encara romanen en peu durant un període llarg després de l'incendi i que s'integren poc a poc a la virosta al llarg de la successió. Tanmateix, la vegetació en aquests períodes inicials està pràcticament desproveïda de material mort del tipus estructural (1h), que serà força important en els períodes posteriors de la successió tal i com mostra l'evolució d'aquesta fracció en el nostre cas. La proporció de material morts varia segons l'edat, l'espècie, l'esdeveniment de períodes crítics i la competència entre individus i dintre dels mateixos individus. Per a formacions arbustives mediterrànies se sol predir un augment de la intensitat i propagació del foc en comunitats de 10 a 20 anys d'edat (Rothermel i Philpot 1973). Aquest augment ve determinat per la presència de material mort en prou proporció com perquè el foc pugui dessecar els material vius i implicar-los en la combustió.

Finalment, el combustible herbaci desenvolupa un paper determinant a l'hora d'avaluar el risc d'inflamabilitat en els contextos estudiats. Per bé que la biomassa de l'estrat herbaci roman força constant al llarg de la successió, els resultats ressalten l'elevada proporció d'aquesta categoria en les fases inicials després de la successió si la comparem amb la resta de fraccions de biomassa. En altres estudis en comunitats arbustives, la proporció de material herbaci també disminueix amb l'edat regenerativa (Trabaud 1991, Papió 1994).

Un paràmetre sintètic per a l'avaluació de les comunitats en relació amb el seu risc d'incendi és la seva relació mort/viu. Aquesta relació seria molt més elevada en l'incendi de 3 anys si hi consideréssim el material cremat mort en peu. Aquest tipus de material presenta unes propietats d'inflamabilitat i combustibilitat menys actives que la resta de material mort de tipus estructural, tot i que depèn del seu grau d'afectació pel foc. En etapes posteriors, la influència del material cremat es fa menys evident i dóna pas a components morts de tipus estructural (sobretot a la coberta arbustiva). Si només atenem a aquest tipus de fracció, la relació mort/viu segueix una tendència clarament creixent que esdevé un paràmetre descriptiu de la dinàmica successional de producció i distribució de la biomassa aèria que es dóna amb l'edat regenerativa de la brolla.

Els resultats han posat l'èmfasi, també, en la contribució específica a la càrrega total del vessant i al contingut hídric de les espècies presents. En general, les brolles madures han tendit a presentar un major nombre d'espècies rellevants per la seva biomassa que en les etapes primerenques després del foc, per bé que s'acompanya d'una dominància hegemònica del garric. En les fases inicials, la distribució de la fitomassa aèria arbustiva es reparteix principalment entre dues espècies codominants (sovint *Quercus coccifera*, *Erica multiflora* o *Globularia alypum*) amb un pes força important de l'estrat herbaci. Aquestes diferències observades poden estar, però, condicionades per molts factors deslligats de la dinàmica successional: les condicions ambientals de cada vessant, l'època i la intensitat del foc, l'edat de la brolla en el moment del foc o la relació inicial entre espècies germinadores i rebrotadores poden ser factors determinants en les pautes observades, poc controlables en el disseny en cronosequència.

Les espècies dominants de la comunitat no presenten continguts hídrics baixos, encara que la presència d'espècies com *Genista scorpius*, *Ulex parviflorus*, *Thymus vulgaris*, *Globularia alypum*, *Anthyllis cytisoides* o *Juniperus oxycedrus*, juntament amb uns continguts alts de combustible herbaci i material mort, poden ser determinants a l'hora d'avaluar el risc potencial d'incendi i el comportament del foc en períodes d'eixut. Les espècies de contingut hídric baix

es relacionen amb arquitectures estructurals d'elevada relació superfície/volum i amb proporcions elevades de parts mortes en capçada.

Les brolles estudiades pateixen episodis d'extrema sequera no només en èpoques d'eixut estival, sinó provocats per la forta exposició al vent que caracteritza aquestes zones. D'aquestes, les dominades per brolles madures són les que presenten un risc potencial més elevat. S'ha definit una relació directa entre la quantitat de combustible i variables com la calor alliberada o la potència de la línia de front (Chandler *et al.* 1983, Pyne 1984, Trabaud 1992). En aquest sentit els resultats estarien en concordança amb aquesta tendència, per bé que existeix una determinada sensibilitat per part del sistema de simulació envers les proporcions de material viu i mort de la càrrega de combustible a l'hora de construir i fer córrer els models de combustible.

L'alçada de la flama, per exemple, és un bon indicador de la magnitud del foc i presenta una bona relació amb el seu esforç d'extinció (Rothermel 1983, Teie 1994). En la situació simulada, per exemple, els focs descrits en les brolles de 3 i 10 anys podrien ser atacats en el seu front mitjançant estris manuals i mànegues convencionals. Tanmateix, la brolla de 17 anys presentaria una virulència molt elevada, que dificultaria el seu control, i el seu atac en el front seria impossible. Aquesta informació resulta útil per a l'avaluació del risc i per a la seva valoració (dels efectes i del seu control), i en aquest sentit, pot complementar la presa de decisions encaminades a la gestió del combustible. Cal prendre consciència, però, de les limitacions d'aquest tipus d'eines a l'hora d'interpretar els resultats i transcriure'ls damunt del territori. Aquestes limitacions venen condicionades per les suposicions de les quals parteix l'enfocament d'aquests models (superfícies homogènies, simplificació dels processos físics implicats en la propagació).

Referències

Abad N, Caturla RN, Baeza J, Bladé C, Vieira F, Carbó E, Valdecantos A, Bonet A, Serrasolses I, Guàrdia R, Raventós J, Alloza JA, Escarré A, Bellot J, Vallejo VR. (1997). Regeneración de los montes quemados. A: Vallejo R. (Ed.) La restauración de la cubierta vegetal en la comunidad valenciana. CEAM i Generalitat Valenciana. València. Pp. 52-148.

Andrews PL. (1986). BEHAVE: Fire behaviour prediction and fuel modeling system. FUEL subsystem. BURN subsystem. Part 1. USDA Forest Service, Intermountain Research Station.

Andrews PL, Chase CH. (1989). BEHAVE: Fire behaviour prediction and fuel modeling system. FUEL subsystem. BURN subsystem. Part 2. USDA Forest Service. Intermountain Research Station.

Baeza MJ, Raventós J, Escarré A. (1998) Structural changes in relation to age in fire-prone Mediterranean shrubland. A: Viegas DX (Ed.) Proceedings of the 3rd International Conference on Forest Fire Research. Coimbra. Pp. 2567-2578.

Burgan RE, Rothermel RC. (1984). BEHAVE: Fire behaviour prediction and fuel modeling system. FUEL subsystem. USDA. Forest Service, Intermountain Research Station.

Byram GM. (1959). Combustion of forest fuels. A: Davis, K.P. (Ed.). Forest Fire: Control and Use. McGraw-Hill. Nova York. Pp. 113-126.

Chandler C, Cheney P, Thomas P, Trabaud L, Williams D. (1983). Fire in Forestry. Forest Fire Behaviour and Effects. Vol I. John Wiley & Sons. Nova York.

Folch R. (1980). La flora de les comarques litorals compreses entre la riera d'Alforja i el riu Ebre. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.

- Folch R. (1986). La vegetació dels Països Catalans. Ketres. Barcelona
- Generalitat de Catalunya (1997). Atlas climàtic de Catalunya. Institut Cartogràfic de Catalunya i Departament de Medi Ambient. Barcelona.
- Gray JT, Schlesinger WH. (1981). Nutrient cycling in Mediterranean Type Ecosystems. A: Miller PC. (Ed). Resource Use by Chaparral and Matorral. Springer. Nova York. Pp. 259-285
- IGME (1980). Mapa Geològic de Espanya. Escala 1:50.000. Full 472 (Reus). Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.
- IGME (1981). Mapa Geològic de Espanya. Escala 1:50.000. Full 498 (Hospitalet de l'Infant). Instituto Geológico y Minero de España. Madrid
- Jonasson S. (1988). Evaluation of the point intercept method for the estimation of plant biomass. *Oikos* 52: 101-106.
- Martínez Fernández J, Romero Díaz MA, López Bermúdez F, Martínez Fernández J. (1994). Parámetros estructurales y funcionales de *Rosmarinus officinalis* en ecosistemas mediterráneos semiáridos. *Studia Oecologica* 10-11: 289-216.
- Merino O, Martín MP, Martín A, Merino J. (1990). Successional and temporal changes in primary productivity in two mediterranean scrub ecosystems. *Acta Oecologica* 11: 103-112.
- Papió C. (1994). Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- Pereira JMC, Sequeira NMS, Carreiras JMB. (1995) Structural properties and dimensional relations of some Mediterranean shrub fuels. *International Journal of Wildland Fire* 5: 35-42.

Pyne SJ. (1984). Introduction to wildland fire management in the United States. Wiley. Nova York.

Riba M, Terradas J. (1985). Regeneració d'un bruguerar d'*Erica arborea* i una brolla de *Cistus* spp. sotmesos a estassada. Orsis 1: 81-90.

Rothermel RC, Philpot CW. (1973). Predicting changes in chaparral flammability. Journal of Forestry 71: 640-643.

Rothermel RC. (1983). How to predict the spread and intensity of forest and range fire. USDA Forest Service. Intermountain Research Station.

Rego FC, Pereira JP, Fernandes P, Almeida AF. (1994). Biomass and aerial structure characteristics of some Mediterranean shrub species. A: Viegas DX (Ed.). Proceedings of the 2nd International Conference on Forest Fire Research. Coimbra.

Sala A. (1986). Evolució de l'estructura vertical de la garriga després del foc: índex foliar i gradients morfològics. Tesi de Llicenciatura. Universitat de Barcelona. Barcelona.

Sala A, Sabaté S, Gracia CA. (1987). Structure and organisation of a *Quercus coccifera* garrigue after fire. Ecologia Mediterranea 13: 99-110.

Smith RL. (1990). Student Resource Manual to Accompany Ecology and Field Biology. Harper Collins Publishers. Nova York.

Specht RL. (1981). Primary production in Mediterranean-climate ecosystems regenerating after fire. A: Di Castri F, Goodall DW, Specht RL. (Eds.) Mediterranean-type shrublands. Elsevier. Amsterdam. Pp. 257-267.

Teie WC. (1994). Firefighter's Handbook on Wildland Firefighting. Deer Valley Press. Califòrnia.

Trabaud L. (1991). Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. *Journal of Vegetation Science* 2: 307-314.

Trabaud L. (1992). Les feux de forêts. Mécanismes, comportement et environnement. France-selection. Aubervilliers.

Trabaud L, Papió C. (1987). Regeneració de les garrigues de Montpeller i Garraf. A: Terradas J. (Ed.) Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres pertorbacions. *Quaderns d'ecologia aplicada* 10: 101-112.

Viegas DX, Piñol J, Viegas MT, Ogaya R. (1998). Moisture content of living forest fuels and their relationship with meteorological indices in the Iberian Peninsula. A: Viegas DX (Ed.) *Proceedings of the 3rd International Conference on Forest Fire Research*. Coimbra. Pp. 1029-1046.

van Wilgen BW, Richardson DM, Kruger FJ, van Hensbergen HJ. (Eds.) (1992). *Fire in South African Mountain Fynbos: ecosystem, community and species response at Swartboskloof*. Springer. Heidelberg.