

REGENERACIÓ I DINAMISME DE LA VEGETACIÓ POSTINCENDI EN EL MASSÍS DEL MONTGÓ.

Daniel Chamorro Cobo i Carolina Bravo Párraga

RESUM: *Regeneració i dinamisme de la vegetació post-incendi en el massís del Montgó.* El Parc Natural del Montgó ha patit diversos incendis de gran magnitud en els últims vint anys, posant en perill la rica vegetació de la zona. Estos han afectat a distintes zones del massís, la qual cosa ha servit per al plantejament d'este estudi, on s'han realitzat mostratges de vegetació per a caracteritzar les distintes zones arrasades. Açò ha permés fer una aproximació de com ha tingut lloc la regeneració i la successió de la vegetació, establint què factors físics i biològics afecten la recuperació de la vegetació post-incendi.

PARAULES CLAU: Montgó, incendis, regeneració, vegetació, successió.

1. INTRODUCCIÓ

Com a introducció crec que no cal, a estes altures, recordar que el Montgó és una de les muntanyes de major interès en el conjunt de tot el litoral valencià, però s'insistix en això per a deixar constància de la doble tasca com a científics i admiradors de la naturalesa. Només cal veure el domini del paisatge de la Marina Alta.

Fora del camp de les apreciacions, les causes d'esta consideració estan ben fundades. El Montgó representa uns dels exemples d'ecosistema mediterrani, ja que des del punt de vista geobotànic, el massís, amb les seues peculiaritats, la seua particular estructura, proximitat al mar i orientació, gaudix d'unes condicions òptimes perquè es d'una rica vegetació.

Esta vegetació és fruit d'un procés evolutiu al llarg del temps. El Montgó, emplaçat en la costa occidental a mitjan camí entre el nord i sud, va constituir el pilar del pont turré-balear en la Península un pas obligat per a l'emigració de molts sers vius (Colom, 1957; Donat, 1988). Este pont va permetre un trasbals recíproc entre la Península i Balears fa 70 milions d'anys (finals del mesozoic), via utilitzada per alguns endemismes. Els contactes i intercanvis florístics han degut de ser possibles també en altres moments, i són significatius i més recents els relacionats amb la dessecació messinià del Mediterrani, succeïda fa aproximadament 6 milions d'anys (Boquet *et. al.*, 1978; Hsü, 1978). Possiblement relacionat amb actuals endemismes valencians-balears, com ho són *Carduncellus dianus* o *Diploaxis ibicensis* (Laguna, 1998). Alguns autors creuen que també va poder haver-hi migracions d'alguns tàxons en els períodes glaciars quaternaris com a conseqüència del descens eustàtic del nivell dels mars.

Estos factors, units a un relatiu aïllament i a un clima benigne, han possibilitat la formació d'una flora de gran diversitat, així com de comunitats vegetals úniques i de gran riquesa en endemismes, convertint al Montgó i el cap de Sant Antoni en enclavaments molt valuosos des del punt de vista botànic, com demostren els escrits d'alguns destacats botànics (Cavanilles, 1797; Bolós, 1956) que descriuen espècies i comunitats singulars de la zona.

A estos processos naturals, cal afegir-los la presència humana que és particularment determinant per a comprendre l'actual paisatge del Montgó. Esta zona pareix ocupada des de la remota antiguitat, com mostren les restes prehistòriques de la penya de l'Àguila i zones pròximes al Montgó (Stübing *et. al.*, 1991). Donant-se una modelació del paisatge i, per descomptat, de la vegetació com a conseqüència de l'acció antròpica.

No obstant això, els canvis recents en els usos i aprofitaments del territori i els recursos naturals han posat en perill la conservació d'este ecosistema tan valuós. Dénia i Xàbia han experimentat en els últims decennis un procés de desenvolupament accelerat (en termes econòmics, demogràfics i d'ús del territori) que ha sotmés als ambients naturals, com el Montgó, a una excessiva i insostenible pressió (P.O.R.N., 2002). Esta situació de deteriorament del medi unit a les excepcionals característiques ambientals, paisatgístiques i culturals del Montgó i el Cap de Sant Antoni van motivar la declaració d'este espai com a Parc Natural (Decret 25/1987, de 16 de març). Així i tot, la situació del Montgó no ha millorat i l'entorn es caracteritza per un desenvolupament urbanístic intensiu, resultat de l'explotació del litoral valencià, sent ocupada la línia de costa i els vessants del Montgó de tal forma que ha quedat pràcticament aïllat per un cinturó d'urbanitzacions i infraestructures.

Tal pressió urbanística es traduïx en la modificació dels límits del parc natural (Decret 110/92, de 6 de juliol), i en l'extensió de diferents incendis de gran magnitud que pareixen estar relacionats amb un intent d'aconseguir una requalificació de terrenys.

Alguns d'estos incendis intencionats succeïxen en els anys 1994, 1995, 1996, 1999 i 2000, sumant entre tots pràcticament tota la superfície del parc. Estos són els més significatius quant a superfície, encara que hi ha hagut més causats per negligències, que afortunadament han cremat menys d'una hectàrea.

Esta reiterada incidència del foc en un paratge tan emblemàtic com el Montgó porta al plantejament d'este estudi. Amb el que es pretén:

- Determinar la incidència de diversos factors físics i biològics que afecten la regeneració de la vegetació del Montgó després dels incendis.
- Caracteritzar des del punt de vista florístic les zones del Montgó arrasades pels incendis en diferents anys, que permeta establir diferències en la regeneració post-foc.
- Caracteritzar la dinàmica sucesional de la vegetació, estudiant les diferents zones amb temps de regeneració distints.

Amb la informació generada s'espera que servisca com a referència per a conèixer el desenvolupament vegetal de la zona i aportar dades per al coneixement del temps necessari per a la regeneració.

1.1. VEGETACIÓ POTENCIAL

Abans d'abordar l'estudi de la regeneració és necessari fer una consideració prèvia important: la vegetació potencial. Davant d'un territori que ha patit diferents incendis es fa necessari intentar esbrinar quines són les etapes madures de la zona per a poder considerar cap a on es dirigix eixa regeneració actual.

L'intent de definir la vegetació potencial de la zona d'estudi és complex pel fet que s'han donat diferents opinions i interpretacions del territori valencià. Com a vegetació potencial, entenem la comunitat vegetal que existiria en una àrea donada com a conseqüència de la successió geobotànica progressiva si l'home deixara d'influir i alterar els ecosistemes vegetals (Rivas Martínez, 1987).

Utilitzar esta definició sempre és controvertit per la projecció cap al futur. Ja que, caracteritzar la vegetació primitiva del territori és complicat perquè ha variat al llarg de la història i és el resultat de l'evolució natural i de l'acció antròpica des del neolític.

Hi ha dues interpretacions contraposades. La primera interpretació (escola de Rivas Martínez et al.) parla d'una vegetació on l'etapa madura és un bosc dens de carrasca (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*), exercint l'associació *Rubio longifolia-Quercetum rotundifoliae* el paper de domini climàtic en el pis termomediterrani i deixa per als cims, com el del Montgó, l'associació *Bupleuro rigidi-Quercetum rotundifoliae* com a etapa final de la dinàmica (Rivas Martínez, 1987). L'alteració d'estos dóna com a resultat l'aparició d'una garriga de coscoll, llentiscle i margalló, representats en l'associació *Quercus cocciferae-Pistacietum lentisci*, i diversos romerars de la classe *Rosmarino-Ericion* (Costa, 1986; Costa, 1987). Sovint, la garriga de coscoll amb llentiscle o sense (nota dominant en el paisatge) reemplaça els antics boscos de carrasca i dóna una falsa sensació de potencialitat (Costa, 1999).

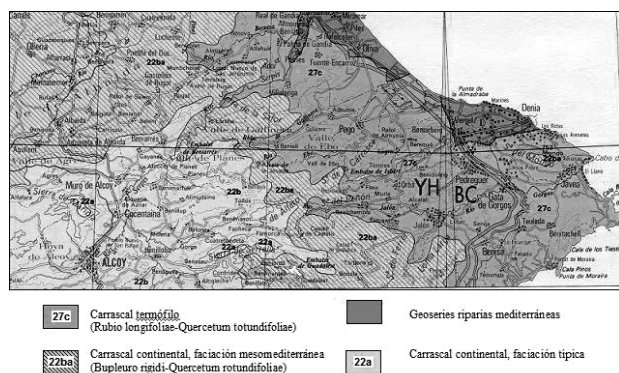


Figura 1. Mapa de vegetació potencial de la zona. (Rivas Martínez, 1987). E. 1:400.000.

La segona interpretació, reduïx estos carrascars llevatins, dels quals parla l'escola de Rivas Martínez, a formacions en el límit d'àrea. Són els carrascars que arriben des de l'altiplà la formació climàtica del pis mesomediterrani, configurant les úniques formacions carrascar continental en la zona de la Comunitat Valenciana (Folch, 1981). Encara que pot estar present en zones on l'altitud i humitat siguen suficients per a la presència de la carrasca, com és el cas d'algunes muntanyes que s'acosten al litoral. D'esta manera, l'etapa madura de la vegetació en el pis termomediterrani, segons els autors catalans (Bolós et al.), és una màquia litoral de coscoll, llentiscle, pi blanc i margalló (fig. 2). Que pertany a l'associació *Quercus cocciferae*-*Pistacietum lentisci* que formaria part de l'aliança *Oleo-Ceratonion* constituint el domini climàtic d'esta zona (Folch, 1981).

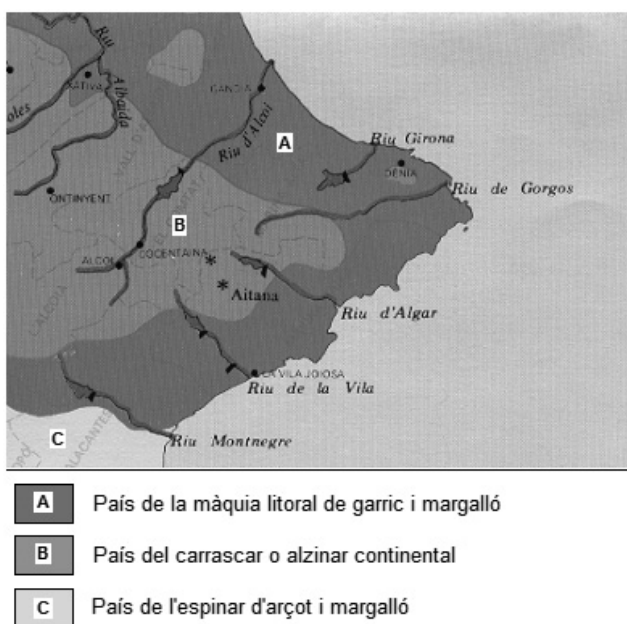


Figura 2. Mapa de vegetació "Dominis de vegetació als Països Catalans. (Folch, 1981). E. 1: 1.000.000.

Autors estrangers (Quezel et al., 1982) també admeten la potencialitat del matoll termòfil mediterrani d' *Oleo-Ceratonion* en la variant càlida de zones subhúmedes.

Unes altres consideracions on es parla directament del Montgó, segueixen l'esquema de l'escola de Rivas Martínez, considerant que la vegetació climàtica és una comunitat de carrascar tèrmic, interromput únicament per accidents topogràfics, rambles o rius (Stübing et al., 1991). En contraposició, Bolós (1956) proposa com la "clímax" del baix Montgó "Querceto-

Lentiscetum", és a dir, que l'etapa madura dels vessants és una màquia caracteritzada per *Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscus*, *Chamaerops humilis*, *Daphne gnidium*, *Rhamnus alaternus*, etc.

La segona interpretació de l'escola catalana pareix més real tenint en compte el paisatge vegetal actual de llevant. Encara que es pot pensar en una expansió de les garrigues com a conseqüència de la modificació antropozoògena de la vegetació, per mitjà dels focs, la consideració d'una monoclímax en el territori pareix exagerada (Costa Tenorio *et al.*, 1997). A més, sense comptar, que ha sigut una zona molt transformada per l'home des de temps prehistòrics, la vegetació és canviant i diversa, ja que les pertorbacions, com el foc o les pluges torrencials, juguen un paper important en la dinàmica de la vegetació mediterrània (Castro, 2002). Açò fa pensar que esta situació afavorix un altre tipus de vegetació, que no seria la d'un carrascar termòfil. Este quedaria reduït només a zones molt concretes del pis termomediterrani com testifiquen els xicotets rodals de *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* en la cresta del Montgó, mentres que seria més freqüent en les alineacions muntanyoses d'ambients meso o supramediterranis. Alguns autors assenyalen que la potencialitat d'estos carrascars litorals en l'àrea llevantina pot estar sobredimensionada i resulta dubtosa en la zona del litoral valencià (Maldonado *et al.*, 2002; Benito *et al.*, 2003).

Les consideracions anteriors han servit per a l'elaboració del següent possible mapa de vegetació potencial, on es mostren certes peculiaritats que no se solen mostrar en un mapa de vegetació potencial normal, on l'escala utilitzada és més gran (fig. 3).

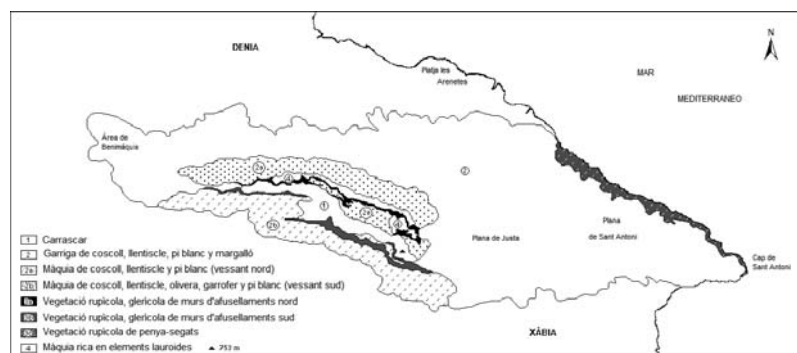


Figura 3. Mapa de vegetació. Elaboració pròpia E. 1:54.700.

Com es pot apreciar, la potencialitat del bosc de carrasca quedaria reduït a les àrees de cims del Montgó, on es donen les condicions perquè esta espècie visca, donant-se com a etapa madura l'aliança *Querco rotundifoliae-Oleion sylvestris*. En les vessants, es donaria una vegetació

potencial amb un estrat arbustiu de coscoll, llentiscle, margalló, etc. i on l'element arbori estaria dominat pel pi blanc conformant l'aliança *Oleo-Ceratonion*. En el vessant septentrional, més fresc i humit, es donaria una màquia final més diversa, on actualment estan presents alguns elements lauroides com *Arbutus unedo*, *Viburnum tinus* o *Pistacia terebinthus*; mentres que en el vessant meridional, que és més pobre en espècies, porta a la formació d'una garriga terminal dominada per margalló, garrofera i olivera, encara que també hi hauria coscoll, llentiscle i argelaga.

En les zones més planes, també es trobaria un matoll dens, on el coscoll, llentiscle i diferents cistàcies dominen. En esta zona, la proximitat al litoral impedeix la instal·lació de l'element arbustiu, com el pi, que no apareixeria per les condicions de vent i onatge i arribar possiblement a tindre els faneròfits un port menor.

És important en un massís com el Montgó, caracteritzat pels grans cingles i talussos, l'existència de vegetació rupícola sent l'única adaptada a estes condicions. Així, en els vessants més ombrejats o influenciats per boira es troben les plantes més valuoses i rares, com *Hippocrepis valentina*, *Scabiosa saxatilis*, *Biscutella montana*, *Sanguisorba ancistroides*, *Silene hifacensis* o *Linaria cavanillesi* conformant la comunitat *Hippocrepido-Scabioetum saxatilis*, que seria potencial en zones del vessant septentrional. En canvi, en els talussos de solana trobem la comunitat *Rhamno borgiaei-Teucrietium buxifolii*, amb plantes com *Teucrium buxifolium*, *Hypericum ericoides* o *Lapiedra martinezii*.

1.2. INCENDIS

En els ecosistemes de tipus mediterrani el foc és una pertorbació molt freqüent que ha contribuït a modelar l'estructura de les comunitats vegetals (Di Castri i Money, 1973; Naveh, 1975; Trabaud 1980; Gill *et al.*, 1980; Castro, 2002). El foc ha passat de ser vist com un succés exogen i catastròfic en els ecosistemes naturals (White, 1979) a definir-se com un component dels ecosistemes naturals, particularment en les regions amb clima mediterrani. Però als incendis naturals cal afegir, a partir del Neolític, focs provocats per l'home per a obtindre pastures i terres de cultiu (Moreno i Oechel, 1994). Per això, la vegetació de les regions amb clima mediterrani està ben adaptada al foc, desenvolupant distintes estratègies per a resistir eixe pas del foc: d'una banda, espècies rebrotadores que recorren a la protecció d'algunes parts de la planta, permetent que sobrevisquen als incendis i posteriorment regeneren els òrgans perduts; d'altra banda, espècies germinadores, els individus moren en els incendis i deixen al darrere un

banc de llavors que assegura la presència de l'espècie en la següent generació (Donat, 1997; Castro, 2002; Lloret, 2004; Pausas, 1999; Pausas, 2004). Encara que la capacitat de rebrot és un tret arcaic, que ja estava present abans que el foc fóra un paper important en la conca mediterrània (Lloret *et al.*, 1999), açò permetrà que les plantes d'esta zona, puguen continuar persistint després dels incendis.

Però a pesar d'eixe reconeixement del foc com un dels factors modeladors del paisatge mediterrani (Naveh, 1994; Thanos, 1999), actualment, els incendis forestals es consideren un dels principals problemes dels boscos i màquia mediterranis (Lloret, 2004), afavorits fonamentalment per la densitat demogràfica i canvis en els usos de territori, és a dir, estan en relació directa amb la presència humana (Reyna *et al.*, 1988). A més, la vegetació mediterrània es caracteritza per una elevada combustibilitat (Elvira i Hernando, 1989) que unit a la facilitat de propagació d'incendis i l'aridesa del període estival, fa de l'àrea forestal valenciana una zona vulnerable, com es deduïx dels importants incendis ocorreguts en el Montgó.

En l'àrea d'estudi s'han registrat 77 (taula 1) incendis des de 1980, segons el Centre de Prevenció d'Incendis d'Alacant, dels quals el 85,1% no supera les 4 hectàrees, i són més de la meitat menor d'una hectàrea. El 90% dels incendis estan relacionats amb causes humanes, directes o indirectes, intencionat o no.

	Nombre d'incendis	Superfície cremada (ha)
1980-1989	25	68,65
1990-1999	44	1734,79
2000-2004	8	13,90
Total	77	1817,34

Taula 1. Incendis ocorreguts des de 1980. Elaborada a partir de les dades facilitades pel Centre de Prevenció d'Incendis de Alacant.

Els més rellevants s'han produït de forma intencionada i correspon als incendis de l' 11/08/1994 amb 820 ha. de muntanya cremada, 12/08/1995 que afectà una superfície de 130 ha., 20/06/1996 amb 100 ha. i 14/08/1999 que passà el foc per 500 ha. Menció especial ha de fer-se a l'àrea de Benimaquia (punta oest del Parc) que ha patit nombrosos incendis provocats per la proximitat d'un abocador d'incineració, tenint en compte l'incendi 2/08/2000 per ser l'últim que va afectar la zona.

Estos incendis de 1994, 1995, 1996, 1999 i 2000 es tindran en compte per a la cartografia (fig. 4) i comparació entre les zones afectades segons la vegetació actual, és a dir, la vegetació regenerada des de la data del foc.



Figura 4. Ortofotos del Montgó (P.O.R.N., 2002), amb els incendis delimitats. La cartografia dels incendis és cedida per Fernando Català. E. 1:44.000

2. REGENERACIÓ DE LA VEGETACIÓ POSTINCENDI

Com es pot veure, l'àrea d'estudi no és una unitat homogènia ja que en l'elecció de les parcel·les de mostratge es va prendre com a requisit les àrees arrasades pels diferents incendis i, com es pot observar en la cartografia (fig. 4) el foc va arrasar diferents zones del massís. Així, en funció d'estes zones, es caracteritza la vegetació afectada per mitjà d'un mostratge estratificat.

El nombre de parcel·les de les quals s'escollirien mostres en cada incendi es va fixar en 5, excepte en incendis de major àrea com els de 1994 i 1999 que es va fixar en 2 i 3 parcel·les més, respectivament, i en cas contrari, en l'incendi del 2000, amb menor àrea, es van estudiar 2 parcel·les. En total són 27 parcel·les de què es disposa de dades per a l'anàlisi.

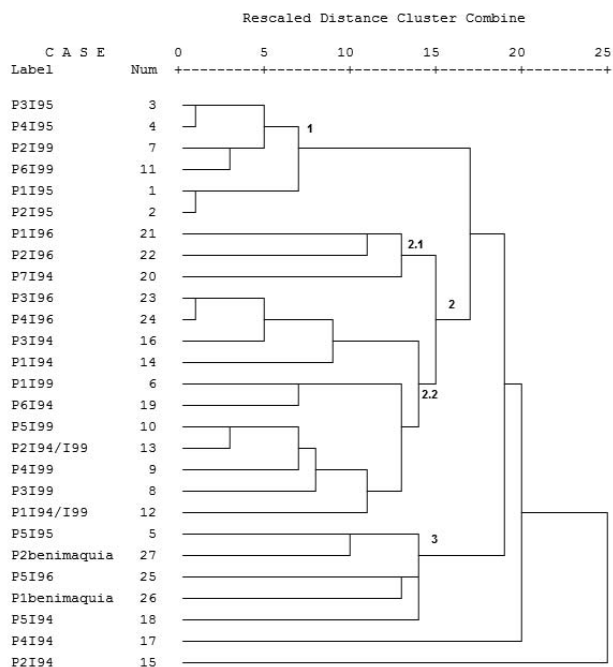
En cada punt de mostratge es va fixar una parcel·la de 10 x 10 m, seguint el codi d'identificació "Pn^oIn^o", sent "Pn^o" nombre de parcel·la i "In^o" any de l'incendi (exemple: P1I95 seria la parcel·la 1 de l'incendi de 1995).

Les variables preses en cada parcel·la van ser: altitud, orientació, pendent, pedregositat, desenvolupament del sòl, cobertura total de la vegetació, alçària de la vegetació, nombre d'arbres en creixement, espècies presents i la seua cobertura.

2.1. ANÀLISI DE VARIABLES BIÒTIQUES I ABIÒTIQUES

Per a fer l'anàlisi de variables es planteja veure les diferències de les variables físiques preses (altitud, orientació, pendent, etc) entre les distintes zones i en quant a les variables biològiques (cobertura vegetal, altura de la vegetació, espècies, cobertura d'espècies, etc), analitzar com són afectades pel temps de regeneració de les distintes parcel·les.

Es realitza, per tant, un anàlisi de conglomerat jeràrquic de les parcel·les prenent com a variables totes les espècies i la cobertura. Així, es comprova com s'agrupen les distintes parcel·les pertanyents a distints temps de regeneració, la qual cosa permetrà qüestionar si la composició florística de les parcel·les estudiades és afectada pels distints incendis i si eixes diferències de desenvolupament poden estar en relació amb les variables físiques.



Gràfic 1. Conglomerat jeràrquic de les parcel·les estudiades.

És lògic pensar que davant d'una pertorbació com el foc, on hi ha una pèrdua d'individus de forma sobtada o episòdica i el conseqüent alliberament de recursos (entre els quals el més evident l'espai), puguem establir-se noves relacions entre els organismes que sobreviuen i que accedisquen unes altres espècies a l'àrea pertorbada. En conseqüència, podria canviar la composició de la zona i ser més homogènia en la zona afectada per l'incendi, després d'uns anys de recuperació. Però pareix que no hi ha una associació clara de les parcel·les, determinada pel temps transcorregut des que van patir l'incendi, que podria haver permès el desenvolupament d'una vegetació semblant en la mateixa zona del foc. Però açò no ocorre així, les parcel·les no s'associen entre si per pertànyer a una zona d'incendi (gràfic 3). Podent-se apreciar una associació preferent dels distints mostratges d'àrees pròximes i amb característiques paregudes. Analitzant el gràfic 3, s'observen 3 clúster clarament definits:

- El primer compost per quatre parcel·les del 95 i dos del 99 (P1I95, P2I95, P3I95, P4I95; P2I99 i P6I99). Les característiques florístiques d'estes són semblants ja que en les 6 parcel·les hi ha un clar domini de *Quercus coccifera* i *Chamaerops humilis* amb una cobertura més gran de 2 i arribar el coscoll a un índex de 4 i 5 en les dues primeres parcel·les de l'incendi del 95 respectivament. *Ulex parviflorus* i *Cistus monspeliensis* són abundants en estes parcel·les.

- El segon clúster és més gran. Està compost per 14 parcel·les que se subdividixen en dos grups. El primer dels grups, 2.1 (gràfic 3), està compost per les parcel·les P1I96, P2I96 i P7I94 caracteritzades per la dominància de diverses espècies com *Chamaerops humilis*, *Rhamnus lyciodes*, *Rhamnus alaternus*, *Cistus albidus* (domina en P7I94) i *Lavandula latifolia* amb un índex entre 2 i 3. Espècies comunes són *Urginea marítima*, *Asparagus horridus* i *Brachypodium retusum* amb un índex de cobertura gran en l'estrat herbaci (3'5 i 4). El segon dels grups, 2.2 (gràfic 3) està compost per 11 parcel·les: les que quedaven de l'incendi del 99 (P1I99, P3I99, P4I99, P5I99, P1I94/99 i P2 I94/199), P1I94, P3I94, P6I94, P3I96 i P4I96. És comú en totes el predomini de *Chamaerops humilis* amb un índex entre 2 - 3'5. També *Ulex parviflorus*, *Rhamnus alaternus* i *Pistacia lentiscus* tenen alt percentatge de cobertura. Les espècies comunes en elles són *Phlomis lychnitis*, *Teucrium pseudochamaeptytis*, *Asparagus horridus*, *Urginea marítima*, *Arisarum vulgare*, *Foeniculum vulgare*, *Arenaria montana* i *Sedum sediforme*. Hi ha un clar agrupament de les parcel·les del 99, i s'hi unixen les de l'incendi de 1994 que és semblant en composició florística. El fet que apareguen dos parcel·les de 1996 unides a les del 94, indica que es troben en la mateixa fase de regeneració amb la presència en estes de *Pinus halepensis*.

- El tercer clúster és el més dispar quant a les parcel·les components, tenint P5I94, P5I95, P5I96, P1Benimàquia i P2Benimàquia. Es caracteritzen per un alt índex de cobertura de *Rhamnus lycioides*, *Ulex parviflorus* i *Rosmarinus officinalis*. Apareixen unes altres espècies que són comunes per la presència en este grup de parcel·les *Teucrium pseudochamaeptytis* o *Urginea marítima*. Estes parcel·les no estan pròximes, excepte les dos de Benimàquia (encara que molt diferents), i són molt dispers quant a condicions físiques.

- P4I94 i P2I94, són parcel·les que no apareixen associades a cap clúster. Són les que tenen un major desenvolupament de la vegetació, on dominen diverses espècies com *Pistacia lentiscus*, *Ulex parviflorus*, *Cistus albidus* i *Cistus monspeliensis*. A més, apareix l'inici d'un estrat arbori amb presència important de *Pinus halepensis*. En particular, P2I94 té un estrat herbaci xicotet i és la parcel·la amb menys percentatge de *Brachypodium retusum*.

Açò reflectix una agrupació preferent de les distintes àrees de mostratge per la proximitat i la igualtat de condicions físiques, i és aparentment important el pendent, l'orientació i l'altitud, la qual cosa pareix condicionar la composició florística de les distintes zones. Continua pesant més la

pertinença a les unitats ambientals que el possible efecte del foc, i manté cada zona les peculiaritats florístiques.

No s'aprecia una associació determinada per l'edat de regeneració, ni tampoc que les zones cremades recentment (parcel·les del 99 i Benimàquia) siguen les últimes a integrar-se al conjunt. Així, l'associació de les parcel·les en els clúster no està condicionada pel temps transcorregut des que patira incendi, la qual cosa porta a pensar que cobra major importància la vegetació que hi havia en la zona abans de l'incendi. Per esta raó, la regeneració post-incendi en la regió mediterrània ha sigut descrita com un procés d'autosuccessió (Hanes, 1971), on el ràpid restabliment de la comunitat preincendi s'aconsegueix per mitjà de dos eficaços mecanismes de regeneració: rebrot i germinació*. Amb el que en l'estructura i la composició florística de la vegetació del Montgó, deduïda de les parcel·les estudiades, pesa més la pertinença a diferents hàbitats o ambients que la incidència dels incendis, reinstal·lant-se la vegetació que existia prèvia a l'incendi. Encara que no es tenen mostratges exhaustius de la zona abans dels incendis, sí que hi ha inventaris i caracteritzacions (Bolós, 1956) de la zona que porta a confirmar esta hipòtesi. A més, coincidix amb uns altres estudis realitzats sobre recuperació de comunitats vegetals cremades (Casal, 1982; Tárrega, 1987), on també es posa de manifest que el temps de regeneració des de l'incendi no condiciona la composició florística.

Es pot apreciar en el gràfic 3 que les parcel·les que apareixen separades dels altres grups coincidixen amb les més desenvolupades, P2I94 i P4I94, que té més cobertura de *Pinus halepensis* el que indica l'inici d'un estrat arbori. És a dir, estes parcel·les estan en estats més avançats en la successió dinàmica i no s'unixen a la resta de parcel·les ja que les altres estan menys desenvolupades.

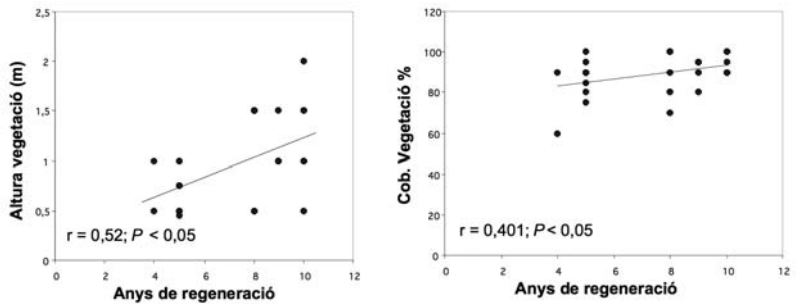
Per a saber quines variables poden imposar restriccions en eixe desenvolupament de la vegetació es realitzà una anàlisi de comparació de mitjanes (Taula ANOVA), per mitjà de la qual es comprovà quines són les variables físiques significatives que distingixen a les diferents zones d'incendis (amb un nivell de significació de $\alpha = 0.05$). L'única que és significativa estadísticament és l'altitud, amb un p-valor = 0.007.

Per tant, hi ha diferències en l'altitud de les parcel·les pertanyents als incendis i poden ser un factor que condicione el desenvolupament de la vegetació després de cada incendi. Amb l'altitud es relaciona la diferència de temperatura i humitat. La proximitat del Montgó al mar (gradient altitudinal) porta com a conseqüència la formació d'un plomall de núvols. El procés és el següent: l'aire del Mediterrani és humit en qualsevol moment de l'any, quan esta massa d'aire arriba a la costa, remunta el Montgó i és

* Llegiu apartat 1.2. *INCENDIS*, on es tracta les síndromes de rebrotador i germinador.

obligada a ascendir a més de 700 m, es refreda per un procés adiabàtic a raó de 4-5 °C cada 1000 m (Pérez, 1987), és a dir, 2 °C menys en els cims respecte el nivell del mar. Segons la proximitat a què es trobe este aire de la saturació, es formarà una barrera ennuvolada en la cara de sobrevent (en l'ombria), o un simple plomall en la cima, aportant aigua en forma de criptoprecipitacions. Este aportament d'aigua es tradueix que a més altitud més disponibilitat hídrica, donant-se unes condicions més favorables per al desenvolupament de la vegetació.

El desenvolupament de la vegetació de les distintes zones afectades, s'ha mesurat per mitjà de les variables cobertura i alçada de la vegetació en les parcel·les, i són útils per a comprovar si hi ha diferències en el creixement de la vegetació. Així, s'han realitzat models de regressió respecte al temps de regeneració (gràfics 2 i 1), i són estos significatius (amb un $\alpha = 0,05$). Que posen de manifest la relació d'estes variables amb el temps de regeneració.



Gràfics 2 i 3. Gràfics de dispersió. Alçada de la vegetació i cobertura vegetal en relació amb el temps de regeneració, respectivament. Representada la recta de regressió de les dues variables.

Les dues variables estan correlacionades positivament amb el temps de regeneració. Amb una significació a nivell 0'05, les correlacions tenen els valors següents:

	Correlació	Sig.
Alçada vegetació	0,522	0,005
Cobertura vegetació	0,402	0,038

Taula 2. Significació estadística de la correlació de les dues variables.

Açò es corrobora en veure les dades, ja que les parcel·les amb més alçada de la vegetació són les de l'incendi de 1994 (amb un temps de

regeneració de 10 anys) i arriben a aconseguir en alguna 2 metres d'alçària (P1194). En canvi, les parcel·les de l'incendi del 1999 i 2000 (amb un temps de regeneració de 5 i 4 anys respectivament) són les que tenen les altures més baixes estant en un rang de 0'50-1 m. Ocorre el mateix per a la cobertura vegetal, sent major en les parcel·les del 94, entorn al 90-100%, i menor en les parcel·les del 1999 i 2000, amb valors de 75-90 %, encara que en la parcel·la P2199 s'arriba a un 100 %. Esta diferència respecte a les altres pot explicar-se per tindre un pendent més suau que les altres parcel·les d'este grup (pendent = 8°), permetent un millor desenvolupament de la vegetació i adquirint major cobertura. Encara que, a l'analitzar si hi ha relació entre el pendent i la cobertura vegetal no s'obtenen una correlació estadísticament significativa (p -valor = 0,43), el coeficient de correlació és negatiu ($r = -0,158$), és a dir, que en alguns casos es pot veure com a menor pendent hi ha major cobertura. Però esta relació no s'observa tan clarament com en uns altres factors. En uns altres estudis (Samo, 1985), on es troben indubtablement relacionats, s'apunta que el coeficient de la correlació és baix i no és tan clar com en uns altres factors estudiats.

També, cal apuntar que l'alçària de la vegetació de la parcel·la està correlacionada positivament amb la cobertura vegetal, tenint coeficient ($r = 0'580$) significatiu a nivell 0'01. Són les parcel·les amb 100% de cobertura vegetal les que tenen més alçària. En definitiva, el temps de regeneració es troba ben relacionat amb l'alçària de la vegetació i la cobertura vegetal.

En el cas de les variables qualitatives, com pedregositat i desenvolupament del sòl, pareix que sí que són significatives amb un p -valor 0,049 i 0,48 (a nivell $\alpha = 0'05$), respectivament, imposant restriccions en el desenvolupament de la vegetació, ja que les zones amb major cobertura coincideixen amb zones de menor pedregositat i major desenvolupament del sòl.

2.2 ESPÈCIES SIGNIFICATIVES EN LA SUCCESSIÓ

Una vegada realitzada l'anàlisi de quines variables biòtiques i abiòtiques preses en cada parcel·la són importants en la regeneració postincendi de la vegetació és important establir quines espècies estan relacionades amb el temps passat des de la incidència del foc. Amb una anàlisi de comparació de mitjanes (a nivell $\alpha = 0'05$), s'obté com a espècies significatives: *Pinus halepensis*, *Quercus coccifera*, *Rhamnus alaternus*, *Calicotome spinosa*, *Cistus albidus*, *Lavandula dentata*, *Rosmarinus officinalis*, *Thymus vulgaris*, *Fumana laevipes*, *Asparagus horridus* i *Phagnalon saxatile* (taula 3).

Espècie	Significació
<i>Pinus halepensis</i>	0,049
<i>Quercus coccifera</i>	0,000
<i>Rhamnus alaternus</i>	0,003
<i>Calicotome spinosa</i>	0,001
<i>Cistus albidus</i>	0,000
<i>Lavandula dentata</i>	0,026
<i>Rosmarinus officinalis</i>	0,007
<i>Fumana laevipes</i>	0,026
<i>Thymus vulgaris</i>	0,014
<i>Asparagus horridus.</i>	0,028
<i>Phagnalon saxatile</i>	0,038

Taula 3. Taula amb les espècies i significació a nivell 0,05.

Observant els resultats obtinguts és necessari fer una correlació de les espècies significatives amb l'edat de l'incendi. Així, es pot veure com es relacionen i quin significat té la presència d'estes en les diferents parcel·les. Depenent del valor, positiu o negatiu de la correlació, s'ha confeccionat la taula següent:

Correlació positiva	Correlació negativa
<i>Pinus halepensis</i> (r =0'563)**	<i>Fumana laevipes</i> (r =-0'302)
<i>Quercus coccifera</i> (r =0'056)	<i>Rosmarinus officinalis</i> (r =-0'130)
<i>Rhamnus alaternus</i> (r =0'188)	<i>Thymus vulgaris</i> (r =-0'437)*
<i>Calicotome spinosa</i> (r =0'276)	<i>Asparagus horridus</i> (r =-0'304)
<i>Cistus albidus</i> (r =0'525)**	<i>Phagnalon saxatile</i> (r =-0'205)
	<i>Lavandula dentata</i> (r =-0,167)

Taula 4. Correlació de les espècies significatives en relació al temps de regeneració.

Hi ha espècies amb un coeficient de correlació positiu amb l'edat de l'incendi, és a dir, com més és el temps de regeneració, més cobertura tenen estes. De les espècies de la taula 4 tenen més evidència estadística en la relació *Pinus halepensis* i *Cistus albidus*, amb un p-valor de 0,002 i 0,005, respectivament. Més cobertura en les parcel·les d'estes dues espècies és indicatiu de més temps de recuperació i més allunyades de les primeres fases de la dinàmica sucesional. Com s'ha dit anteriorment, el *Pinus halepensis* constituïx l'element arbori de la garriga termòfila (Folch, 1981), i la persistència en la zona després dels focs i presència en les parcel·les

* La correlació és significativa a nivell 0'05

** La correlació és significativa a nivell 0'01

amb més temps de regeneració és degut a la condició de germinador, amb capacitat a resistir el pas del foc, ja que el gènere *Pinus* és l'únic gènere de la conca mediterrània que es caracteritza per tindre pinyes serotines (Lamot *et al.*, 1991; Ojeda, 2001). Este pi manté les pinyes tancades durant un llarg temps, protegint les llavors i amb la calor de l'incendi s'obrin, i es dispersen les llavors després de l'incendi (Heras *et al.*, 2002). D'altra banda, *Cistus albidus* també és una altra espècie germinadora que està present en la garriga. Pareix que forma extensions grans en el massís (està en quasi totes les parcel·les) i s'associa normalment a zones castigades pels incendis (Donat, 1988). Açò és degut al fet que és una espècie afavorida pel foc, ja que les cistàcies poden resistir la calor de l'incendi (Pausas, 2004) i són estimulades pel foc (Lloret, 2004; Ojeda, 2001) comportant-se com un piròfit, convertint-se en una de les espècies germinadores amb gran èxit en la zona. Una major incidència del foc podria afavorir-la, fent-se el seguici florístic més piròfit.

Les espècies amb un coeficient de correlació negatiu, indiquen el contrari, és a dir, a major cobertura d'estes menys temps ha passat des de l'incendi. L'espècie amb major evidència estadística en la relació és *Thymus vulgaris* (p -valor = 0,026), sent la seua major presència i cobertura relacionades amb les parcel·les de menor temps de regeneració. Esta espècie és característica de zones solejades i està present en el matoll més baix (Donat, 1988), la qual cosa explicaria la seua menor presència en zones on ha passat més temps des de l'incendi, ja que al desenvolupar-se unes altres espècies de més grandària es configura una coberta vegetal tancada, quedant exclosa de les etapes madures per falta d'il·luminació.

Estes espècies poden ajudar a identificar quin és l'estat de la vegetació en la dinàmica i identificar les diferents etapes de recolonització de la vegetació després dels incendis forestals en esta zona. Així, es podria diferenciar entre:

- Etapes primerenques: caracteritzades per més cobertura de *Thymus vulgaris*. I unes altres espècies que tenen una correlació negativa amb l'edat, però que no és tan clara: *Fumana laevipes*, *Rosmarinus officinalis*, *Asparagus horridus*, *Phagnalon saxatile* i *Lavandula dentata*.
- Etapes madures: caracteritzades per més cobertura de *Pinus halepensis* i *Cistus albidus*. Encara que hi ha altres espècies que tenen relació positiva, i no és tan clara com les anteriors, poden ser indicatives d'estes etapes: *Quercus coccifera*, *Rhamnus alaternus* i *Calicotome spinosa*.

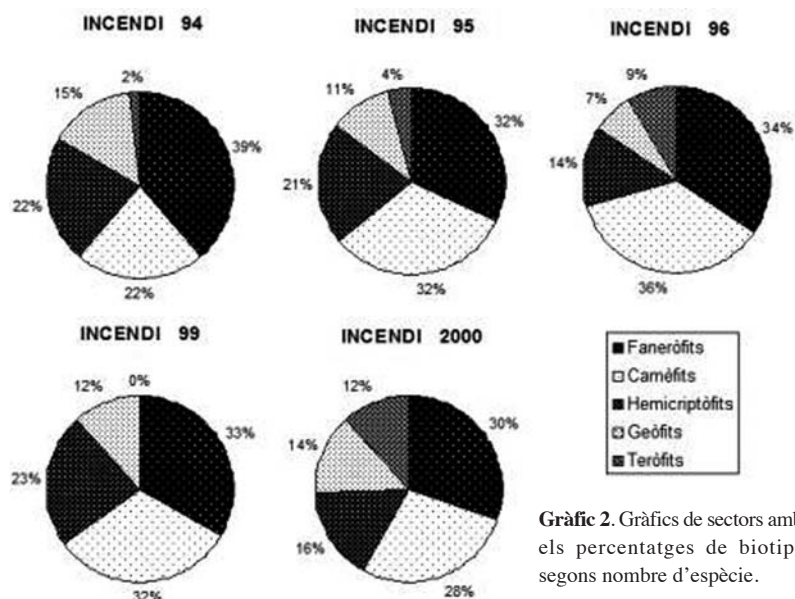
Es podria establir que les etapes primerenques són aquelles zones amb més poc temps de regeneració des de l'incendi coincidint amb una estructura de timoneda, on predominen els camèfits (*Fumana laevipes*, *Phagnalon saxatile*) i espècies que solen ser característiques de zones solejades i seques com *Rosmarinus officinalis* o *Asparagus horridus* (Stübing et al., 1991). Al contrari, les etapes madures es podrien definir com una garriga o màquia termòfila sublitoral caracteritzada per una orla espinosa, on dominen els faneròfits arbustius com *Quercus coccifera*, *Rhamnus alaternus* o *Cistus albidus*, i l'estrat arbratge està representat per *Pinus halepensis*. És esperable que este últim arribe a conformar un estrat arbori definit acompanyat d'estes espècies. Una mereix una menció especial l'estepa blanca (*Cistus albidus*), que pareix que la extensió en la zona es deu al fet que ha sigut afavorida pel foc.

2.3 LA SUCCESSION PER BIOTIPS

Un altre mode clàssic d'abordar els estudis sucesionals és recorrent a l'agrupació de les espècies d'acord amb els coneguts biotips de Raunkjaer, que té en compte les formes morfològiques i fisiològiques d'adaptació a l'ambient i la posició dels rovells en les estacions desfavorables (Font Quer, 1956). Així, es pot comprovar si hi ha un patró general en l'evolució sucesional depenent del nombre d'espècies i cobertura dels biotips segons el temps de regeneració des de l'incendi.

S'han confeccionat els següents gràfics de sectors on es reflectix el percentatge dels diferents biotips presents en les distintes parcel·les segons l'incendi. Primer es té en compte el nombre d'espècies que pertanyen als diferents biotips (gràfic 2) i a continuació la cobertura que tenen les espècies en les distintes parcel·les corresponents als diversos incendis (gràfic 3). Relacionant els dos aspectes es pot veure el comportament de la vegetació en zones amb diferents temps de regeneració des de l'incendi, cosa que ajudarà a la comprensió de la successió de la vegetació després de l'incendi.

El següent gràfic reflectix l'espectre dels tipus biològics per nombre d'espècies de les distintes zones afectades pels incendis.



Gràfic 2. Gràfics de sectors amb els percentatges de biotips segons nombre d'espècie.

S'aprecien diferències quant als percentatges de cada biotip en les distintes zones d'incendis (gràfic 2):

- El nombre d'espècies de faneròfits va incrementant lleument segons passa el temps de regeneració, i és un dels grups morfològics que es manté en un rang del 28% en els primers estadis de recuperació (incendi 2000) i un 39 % com més temps ha passat des de l'incendi, en la zona de l'incendi del 94. Es planteja fer anàlisi de correlacions, i és en este cas positiva ($r = 0,205$), encara que estadísticament no és significativa ($p\text{-valor} = 0,306$ amb $\alpha = 0,05$). Açò s'explica perquè, al ser gran part dels faneròfits rebrotadors (Donat, 1996), poden persistir després de l'incendi i desenvolupar-se des de les primeres etapes després de l'incendi i progressar lleument en la successió.
- Els camèfits tenen una evolució contrària a la dels faneròfits, i són el segon grup amb nombre més gran d'espècies en els incendis amb menor temps de regeneració, com l'incendi del 2000 (28 %), veient-se eixe percentatge disminuït al llarg de les distintes parcel·les. Es posa de manifest una disminució del nombre d'espècies de camèfits com més temps ha transcorregut des de l'incendi, que es confirma en l'anàlisi de correlacions respecte al temps de regeneració, dóna un coeficient $r = -0,406$, i és significativa ($p\text{-valor} = 0,036$ amb $\alpha = 0,05$). Esta regressió de camèfits amb el pas del temps, es creu que pot ser causada pel progressiu augment dels faneròfits, que en ser de més alçària van configurant una coberta vegetal més tancada que

impedix l'arribada de la llum a estrats més baixos i impedir el desenvolupament de les espècies més xicotetes.

- El nombre d'espècies d'hemicriptòfits tenen un percentatge relativament constant, movent-se en un rang del 14% - 23 %, en l'incendi del 96 i en el del 99, respectivament. D'estos percentatges es podria deduir una relació negativa respecte al temps de regeneració, ja que en l'anàlisi de correlació s'obté un coeficient $r = -0,151$, encara que no és significatiu ($p\text{-valor} = 0,437$ amb $\alpha = 0,05$). Açò ocorre així perquè no hi ha un patró de comportament decreixent al llarg del temps com s'aprecia en el gràfic 2. El resultat estadístic dona suport a una relativa constància en les diferents zones amb distints temps de regeneració, i no tenen un clar comportament al llarg del temps i podent estar present tant en etapes primerenques com madures. Este és el cas de *Brachypodium retusum* la presència del qual és constant en totes les parcel·les, tenint un alt índex de cobertura.

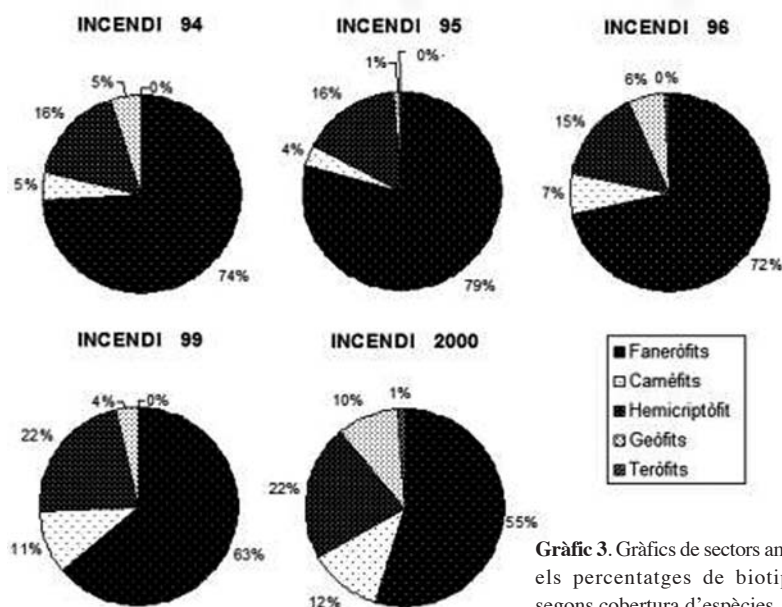
- El nombre de geòfits veu reduït el percentatge amb el temps de regeneració, tenint major percentatge en l'incendi del 2000 amb un 15%, i disminuint el nombre d'estos a mesura que passa el temps de regeneració, fins a l'incendi del 96. Després pareix que recupera un poc el percentatge d'espècies i arriba en l'incendi del 94 al 14 % d'espècies. En l'anàlisi de correlacions, s'obté coeficient $r = -0,076$, estadísticament no significatiu ($p\text{-valor} = 0,719$ amb $\alpha = 0,05$) on es posa de manifest la relació poc clara entre el nombre d'espècies de geòfits i el temps passat des de l'incendi. Es pensa que eixe percentatge més gran en les zones amb més poc temps de regeneració, com les parcel·les de Benimàquia pertanyents a l'incendi del 2000, pot ser degut, possiblement, que en les primeres etapes postincendi patixen una gran expansió donada la seua condició subterrània.

- Els teròfits són els que menys espècies tenen, encara que sí es pot apreciar la seua presència en els temps de regeneració majors, com en el del 2000 amb un 12%, sent el seu percentatge decreixent fins a l'incendi del 94. En l'incendi del 99 representen aproximadament un 0. La correlació és negativa, però no és significativa ($p\text{-valor} = 0,393$ amb $\alpha = 0,05$) sent el coeficient molt baix ($r = -0,171$).

Es pot observar un patró de comportament dels diferents biotips segons el temps de regeneració observant el gràfic 2, però al comprovar estadísticament les relacions dels diferents tipus morfològics només és significativa la relació entre els camèfits i el temps transcorregut des de l'incendi, i és cada vegada menor el nombre d'estos com més és l'edat de l'incendi. Coincidix amb l'anàlisi de les espècies significatives, i té el mateix

resultat ja que les etapes primerenques corresponen amb una major abundància de camèfits, que correspon amb la timoneda que s'ha proposat com a etapa primerenca.

Com s'ha dit anteriorment, és important relacionar estos resultats amb els percentatges de biotips d'acord amb la cobertura, la qual cosa pot ajudar a veure més clar un patró general de comportament en la zona. Així, s'ha confeccionat el següent gràfic a partir de les mitjanes de la cobertura dels biotips dels diferent incendis.



Gràfic 3. Gràfics de sectors amb els percentatges de biotips segons cobertura d'espècies.

D'estes xifres ressalta clarament el caràcter fanerofític de la comunitat, amb una tendència a augmentar la cobertura segons passa el temps de regeneració. L'explicació del domini en els temps de regeneració més curts, com en l'incendi del 2000 (Gràfic 3), és resultat de la capacitat de rebrotar després de l'incendi que permet sobreviure a algunes d'estes espècies. Així, es fa quasi permanent la existència després de l'incendi. Per això, les diferències entre les parcel·les estudiades no són significatives a pesar del progressiu augment de cobertura d'estes espècies al llarg del temps. Estos valors concorden amb les dades de O. de Bolós (1956), on els faneròfits són dominants amb un percentatge d'espècies i índex de cobertura de 56,3% i 70,6%, respectivament.

Quant als camèfits, la desaparició en zones on ha passat més temps des de l'incendi està relacionat amb la més poca cobertura d'estos, i és cada

vegada més reduïda en ser més llarg el temps de regeneració (passa del 12% en l'incendi del 2000 al 5% en l'incendi del 94). A més, l'anàlisi de correlació és negatiu i significatiu, amb un coeficient $r = -0,471$, i un $p\text{-valor} = 0,013$ a nivell $\alpha = 0,05$. Confirmant el que prèviament es pensava, el desenvolupament dels faneròfits tan acusat des dels primers moments va en detriment dels camèfits. Els faneròfits competixen avantatjosament amb els camèfits per la llum, ja que poden formar una coberta vegetal densa (màquia) que impedeix l'arribada de llum al sòl. La correlació entre els dos biotips és negativa i significativa estadísticament ($p\text{-valor} = 0,012$), amb un valor de $r = -0,493$.

Els hemicriptòfits presenten una lleu disminució de la cobertura amb el pas del temps, oscil·lant en un rang del 15-22 %. Amb el temps la cobertura decreix, com el pas del 22 % dels incendis del 99 i 2000 a un 15-16% en els incendis del 94, 95 i 96. Pareix que s'estabilitzen a partir dels huit anys de regeneració. El percentatge de cobertura d'hemicriptòfits es deu, fonamentalment, a *Brachypodium retusum*, que té un alt índex de cobertura, i és l'espècie característica de l'estrat herbaci.

Els geòfits es veuen desfavorits amb el pas del temps, i tenen més poca cobertura, encara que la relació negativa amb el temps de regeneració no és significativa. Esta diferència es veuria més clara si haguera parcel·les amb temps de regeneració d'un any o menys, ja que el desenvolupament d'estos després dels incendis sol ser explosiva per tindre els òrgans de desenvolupament davall del sòl. Per això tenen una bona representació en totes les parcel·les com, per exemple, *Urginea maritima* i *Arisarum vulgare*.

Finalment, els teròfits pareix que són els que més poc desenvolupament tenen, amb una cobertura molt baixa, no obstant aconsegueixen un percentatge més gran en l'incendi del 2000 (1%) la seua relació és negativa en l'anàlisi per parcel·les. La baixa cobertura es relaciona amb la morfologia i fisiologia, encara que també, es pensa que el desenvolupament tan baix dels teròfits pot haver sigut afectat per les gelades d'enguany i retardar la germinació, ja que estes espècies es mantenen en forma de llavor durant l'època desfavorable. En el catàleg florístic del Montgó (Donat, 1988) els teròfits presenten al voltant d'una 20% de cobertura, la qual cosa corrobora la hipòtesi plantejada.

Tot açò conduïx a pensar que en la regeneració postfoc de les comunitats vegetals de la zona del Montgó no hi ha una successió en sentit estricte (substitució seqüencial d'uns grups per altres), sinó que es dona un canvi gradual que porta a establir una etapa més, etapa de transició. Es proposen tres etapes definides pels biotips:

- Etapa primerenca, on hi hauria un estrat de camèfits dominant

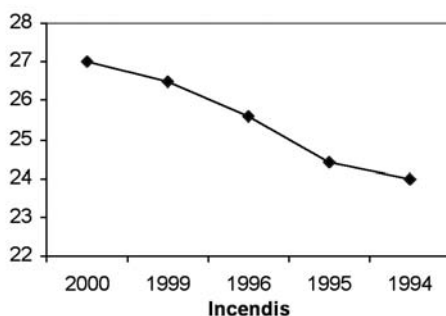
(correspon amb la timoneda definida anteriorment) i acompanyat de les espècies supervivents al foc (faneròfits, hemicriptòfits, geòfits i teròfits).

- Fase intermèdia o etapa de transició, caracteritzada per la coexistència de biotips, on segons passa el temps de regeneració s'anirien entremesclant amb les espècies que van apareixent per rebrot (faneròfits, geòfits i hemicriptòfits) i per llavors que van resistir el foc soterrades en el sòl o que van arribar de zones pròximes.
- Etapa madura, on dominen les espècies de faneròfits, l'augment d'estos desplaça als camèfits, que dominarien les primeres fases de regeneració. Es posa de manifest un progressiu increment de la cobertura vegetal i més gran estabilitat de les comunitats que fan més difícil la competència per a altres espècies.

Pareix un patró típic d'altres comunitats vegetals d'ecosistemes mediterranis, com en sud-oest d'Austràlia, on la regeneració dels boscos escleròfils no segueix un successió en sentit estricte (Purdie & Slater, 1976).

2.4 LA RIQUESA D'ESPÈCIES EN LA SUCCESSION

És interessant observar que en el desenvolupament de la vegetació on pareix que l'estructura va fent-se més complexa hi ha una competència entre les espècies que provoca la permanència d'unes (espècies tardanes de la successió) i la desaparició d'unes altres (espècies primerenques de la successió), en etapes més madures de la successió. El que porta a preguntar-se: s'incrementa el nombre d'espècies amb el pas del temps?, s'ha elaborat un gràfic on es reflecteix la mitjana de les espècies entre les parcel·les pertanyents una mateixa zona d'incendi, que ajudarà a contestar esta pregunta.



Gràfic 4. Mitjana de les espècies presents en cada zona d'incendi.

Es pot apreciar que en les zones on hi ha més temps de regeneració (10 anys en les parcel·les del 94) la mitjana del nombre d'espècies és més baixa, en són 24, i les zones on ha passat menys temps des de l'incendi (4 anys en les parcel·les del 2000) la mitjana és més alta, 27 espècies (Gràfic 4). Açò porta a establir que hi ha una tendència a la disminució de la riquesa d'espècies segons passa el temps de regeneració. Pareix evident, ja que en un principi en les primeres etapes després de l'incendi, es produïx un increment dels recursos que facilita l'establiment d'espècies efímeres i unes altres que tenen les condicions òptimes per al seu desenvolupament (Smith & Smith, 2002), ja que els competidors d'etapes madures han sigut eliminats per la pertorbació. D'acord amb l'anteriorment descrit, les primeres etapes corresponents amb la "timoneda" (caracteritzat per camèfits i espècies que requereixen més insolació), coexistixen amb espècies més longeves de desenvolupament més lent, que comencen a rebrotar i a germinar. Amb la qual cosa, en els primers anys de regeneració hi ha més riquesa d'espècies, com a conseqüència de l'increment de recursos que relaxa la intensitat de la competència i permet la coexistència d'espècies en les primeres etapes. Però amb el pas del temps, les espècies de desenvolupament més lent que presenten més grandàries (faneròfits), competixen pels recursos i eliminen les espècies que estaven en les etapes primerenques, i conformen una garriga més complexa estructuralment.

Açò porta a pensar que hi ha un patró de colonització i extinció que provoca un canvi en la riquesa d'espècies, i té nombre més gran d'espècies en les primeres etapes (en este cas amb 4 anys de recuperació); que va gradualment disminuint amb el pas del temps. El descens de riquesa, pot anar associat a la presència de rebrotadors després dels incendis existents en les parcel·les estudiades ja que les característiques funcionals entre els dos tipus regeneratius són diferents. Les espècies germinadores són principalment no escleròfiles, anemocores i amb fruita seca, com les que correspon amb les primeres espècies de la successió, mentres que entre les espècies rebrotadores són comunes espècies escleròfiles i amb fruits carnosos dispersats per animals (Verdú, 2000).

4. CONCLUSIONS

La composició florística del Montgó no pareix veure's dràsticament modificada pel foc, a pesar de la importància d'estos. Pareix, per tant, que el temps transcorregut des de l'atac de l'incendi no és un dels factors que influïx en la composició florística, i tenen més importància les característiques inherents a la variabilitat del territori i a les espècies que hi havia abans de l'incendi.

Les variables físiques que poden influir en el desenvolupament de la vegetació del Montgó són l'altitud (lligat a diferències de temperatura i humitat), la pedregositat i el desenvolupament del sòl.

Es posa de manifest, en el desenvolupament de la vegetació, un progressiu increment de l'alçària i cobertura vegetal com més temps transcorre des de la incidència del foc, i es recupera l'estructura típica de la màquia mediterrània, caracteritzada per un 100% de cobertura i una alçària de 2 m.

Quant a les espècies significatives que tenen un diferent desenvolupament en les distintes zones a causa dels distints temps de regeneració, són: *Pinus halepensis* Mill, *Quercus coccifera* L., *Rhamnus alaternus* L., *Calicotome spinosa* (L.) Link, *Cistus albidus* L., *Lavandula dentata* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Thymus vulgaris* L., *Fumana laevipes* (L.) Spach, *Asparagus horridus* L. i *Phagnalon saxatile* (L.) Cass.. Estes es comporten de manera diferent en la successió, i és la presència indicativa de primeres etapes de regeneració o d'etapes més madures.

Esta anàlisi d'espècies junt amb l'anàlisi per biotips de Raunkjaer, porta a concretar tres etapes en el dinamisme de la vegetació postincendi del Montgó:

- **Etapa primerenca:** es caracteritza pel predomini de camèfits i el més important és *Thymus vulgaris* L., per ser indicatiu d'esta fase. Este va acompanyat d'unes altres espècies com *Fumana laevipes* (L.) Spach, *Phagnalon saxatile* (L.) Cass. O espècies que es caracteritzen per estar en zones amb elevada lluminositat, com *Rosmarinus officinalis* L. *Lavandula dentata* L. o *Asparagus horridus* L., esta etapa es podria denominar timoneda i seria indicativa de zones degradades, dominada per espècies pioneres de la successió.
- **Etapa intermèdia:** es distingix per la coexistència de biotips i per tant, d'espècies. És una etapa de transició, on les espècies de desenvolupament més tardà comencen a aparéixer, tant rebrotadores que estaven abans de l'incendi com germinadors, s'entremesclen amb

les espècies de l'etapa primerenca. Per tant, es poden trobar espècies de l'etapa primerenca i madura.

- **Etapa madura:** on dominen els faneròfits arbustius, com *Quercus coccifera* L., *Rhamnus alaternus* L., *Calicotome spinosa* (L.) Link o *Cistus albidus* L., sent rellevant la presència d'esta última en etapes madures junt amb *Pinus halepensis* Mill. Estes espècies desplacen els camèfits característics de l'etapa primerenca, uns altres biotips també veuen minvada la presència però no és tan clar com els camèfits. Esta etapa correspon amb l'estructura bàsica de la màquia litoral que es caracteritza en el mapa de vegetació potencial del Montgó.

Les tres etapes es caracteritzen per la presència d'hemicriptòfits, com *Brachypodium retusum* (Pers.) Beauv, que conformen l'estrat herbaci en les tres etapes.

El procés succeSIONAL es caracteritza perquè no ocorre de manera estricta, és a dir, no es dona una substitució d'uns grups per uns altres, sinó que hi ha una coexistència d'espècies durant la successió.

Durant la successió es dona una colonització i extinció d'espècies que provoca un canvi en la riquesa, i hi ha una tendència a la disminució d'espècies segons passa el temps de regeneració i l'etapa madura és menys rica en espècies que l'etapa primerenca.

La vegetació del Montgó regenera relativament bé, la qual cosa indica ja des d'antic una pressió a favor de les espècies adaptades a la supervivència al foc, i té mecanismes eficients de regeneració postincendi. No es pot oblidar que el foc és un component habitual de la dinàmica dels ecosistemes mediterranis, encara que en el cas del Montgó el règim actual està lluny de ser el que hi hauria en absència de l'activitat humana. Per això, es fa necessari una prevenció i control dels incendis de la zona, ja que la vegetació del Montgó es troba en via de recuperació, que la pot fer vulnerable davant nous focs i traduir-se en una degradació del medi.

AGRAÏMENTS

Este article és el resultat del projecte fi de carrera que es va presentar en la Universidad Autònoma de Madrid, en la convocatòria de setembre del 2005 obtenint la qualificació d' Excel·lent. Va ser dirigit pel Dr. Helios Sáinz Ollero a qui volem agrair des d'ací la seua orientació i ajuda, la qual cosa va permetre comptar amb la seua valuosa experiència sense la qual no hauria sigut possible dur a terme este estudi. També a Alejandro González per les seues ensenyances en el maneig d'Arcgis. Al personal del Centre d'Interpretació del Parc Natural del Montgó, en especial a Inma i Joan pel seu interés i ajuda. Finalment a Javier Martínez per la revisió del text en valencià.

REFERÈNCIES

- BENITO GARZÓN, M., MALDONADO RUIZ, J., SÁNCHEZ DE DIOS, R. Y SAINZ OLLERO, H. (2003). Predicción de la potencialidad de los bosques esclerófilos españoles mediante redes neuronales artificiales. *Graellsia*, 59 (2-3): 345-358.
- BOLÓS, O. DE (1956). *Algunos datos sobre la vegetación del Montgó*. Pub. Universidad de Barcelona Fac. Ci.:191-197 (Barcelona).
- BOQUET, G., WILDER, B. & KIEFER, H. (1978). The missiniam model. A new outlook for the floristics and systematics of Mediterranean area. *Candollea* 33: 269-287.
- CASAL, M. (1982). *Sucesión secundaria en la vegetación del matorral de Galicia tras dos tipos de perturbación: incendio y broza*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla (Sevilla).
- CASTRO DÍEZ, M. P. (2002). Factores que limitan el crecimiento de la vegetación leñosa mediterránea. Respuestas de las plantas: del órgano a comunidad. En: J. Charco (Coord.). *La regeneración del bosque mediterráneo en la Península Ibérica*. ARBA-DGCONA. (Madrid).
- CAVANILLES, A. J. (1797). *Observaciones sobre la Historia Natural, Geográfica, Agricultura, Población, y Frutos del Reyno de Valencia*. Edición Albatros (Valencia).
- COLOM, G. (1957). *Biogeografía de las Islas Baleares. Formación de las Islas y el origen de su Flora y Fauna* (2 vols.). Instituto de Estudios Baleares (Palma).
- COSTA, M. (1986). *La vegetación valenciana*. Universidad de Valencia (Valencia).
- COSTA, M. (1987). El País Valenciano. En: Peinado Lorca, M., Rivas-Martínez, S.(Eds.). *La vegetación de España*. Colección Aula Abierta. Universidad de Alcalá de Henares (Madrid).
- COSTA, M. (1999). *La Vegetación y el Paisaje de las Tierras Valencianas*. Editorial Rueda (Valencia).

COSTA TENORIO, M., MORLA, C. Y SAINZ, H. (Eds). (1997). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Ed. Planeta S.A.(Barcelona).

Decreto 25/1987, de 16 de marzo. *Creación del Parque Natural del Montgó*. Consell de la Generalitat Valenciana.

Decreto 110/92, de 25 de mayo. *Modificación de los límites del Parque Natural del Montgó*. Consell de la Generalitat Valenciana.

DI CASTRI, F. & MONEY H. A. (1973). *Mediterranean type Ecosystem: origin and structure*. Springer-Verlag. New York.

DONAT, P. (1988). *Flora del macizo del Montgó (Marina Alta)*. Tesis inédita. Universidad de Valencia (Valencia).

DONAT, P. (1996). *Flora endémica y de interés del Parque Natural del Montgó: corología, ecología, reproducción, conservación*. Memoria inédita. Universidad de Valencia (Valencia).

DONAT, P. (1997). Estat actual de la flora i vegetació del Montgó. *Aguaits Revista d'Investigació i Assaig* 13-14: 39-48.

ELVIRA, L. M. & HERNANDO, C. (1989). *Inflamabilidad y energía de las especies de sotobosque (Estudio piloto con aplicación a los incendios forestales)*. Edita Instituto Nacional de Investigaciones agrarias. M.A.P.Y.A. (Madrid).

FOLCH I GUILLÉN, R. (1981). *La vegetació dels Països Catalans*. Editorial Ketres (Barcelona).

FONT QUER, P. (1956). *Diccionario de Botánica*. Segunda edición (2001). Ediciones Península (Barcelona).

GILL, A. M., GROVES, R. H. & NOBLE (EDS.) 1981. *Fire and the Australian biota*. Australian Academy of Science. (Camberra).

- HANES T. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-42.
- HERAS, J. DE LAS, MARTÍNEZ SÁNCHEZ, J., GONZÁLEZ-OCHOA, A. I., FERRANDIS, P. & HERRANZ, J. M. (2002). Establishment of *Pinus halepensis* Mill. Sapling following fire: effects of competition with shrub species. *Acta Oecologica* 23: 91-97.
- HSÜ, K. J. (1978). *When the Mediterranean dried up*. SCI-AMAR.
- LAGUNA LUMBRERAS, E.(Ed.) (1998). *Flora endémica, rara o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Medi Ambient (Valencia).
- LAMOT, B. B., LO MAITRO, D. C., COWLING, R. M. & ENRIGHT, N. J. (1991). Canopy seed storage in woody plants. *Botanical Reviews* 57: 1829-1832.
- LLORET, F. (2004). Régimen de incendios y regeneración. En: Valladares, F.(Ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismos Autónomo de Parque Nacionales (Madrid).
- LLORET, F., VERDÚ, M., FLORES-HERNÁNDEZ, N., & VALIENTE BANUET, A. (1999). Fire and resprouting in Mediterranean ecosystems: insights from a external biogeographical region, the mexican shrubland. *American Journal of Botany* 86: 1655-1661.
- MALDONADO, J., BENITO, M., SÁNCHEZ DE DIOS, R. Y SAINZ OLLERO, H. (2002). Evolución reciente de las áreas de los bosques esclerófilos ibéricos. Cambios deducidos a partir de la cartografía forestal. En: Charco, J. (Coord.). *La regeneración del bosque mediterráneo en la Península Ibérica*. ARBA-DGCONA (Madrid).
- MORENO, J. M. Y OECHEL, W. C. (1994). *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. Ecological studies. Springer-Verlag (New York).
- MORLA, C. (1990). *Orientaciones para un recorrido naturalista por el Montgó (Dénia, Alicante)*. Inédito.(E.T.S. Ing. Montes, Dpto. Silvopascicultura, Madrid).

- NAVEH Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29:199-208.
- NAVEH Z. 1994. The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes. En “ *The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems*” Moreno J.M. y Oechel, W.C. (Eds). Springer-Verlag, New-York. 163-186.
- OJEDA, F. (2001). El fuego como factor clave en la evolución de las plantas mediterráneas. En: Zamora, R. & Pugnaire, F.I. (Eds). *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. CSIC-AEET (Granada).
- PAUSAS, J. G. (1999). Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology* 140: 27-39.
- PAUSAS, J. G. (2004). La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. En: Vallejo, V.R. & Alloza, J. A. (Eds.). *Avances en la gestión del monte mediterráneo*. Fundación CEAM.
- PÉREZ CUEVA, A. J. (1987). *El clima, en el Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. Conselleria d’Obres Publiques, Urbanisme i Transport, Generalitat Valenciana (Valencia).
- P.O.R.N. (2002). *Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Montgó*. Conselleria de Medi Ambient (Valencia).
- PURDIE, R.W. & SLATER, R.D. (1976). Vegetation succession after fire in sclerophyll woodland communities in south-eastern Australian. *Aust. J. Ecol.*, 1 (4).
- QUEZEL, P., TOMASELLI, R., & MORANDINI, R. (1982). *Bosque y maquia mediterráneos. Ecología, conservación y gestión*. Editorial Serbal/UNESCO (Barcelona).
- REYNA, S. (Dirección). (1988). *Los incendios forestales en la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana. Conselleria d’Agricultura i Pesca (Valencia).
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1987). *Memoria del mapa de las Series de Vegetación de España*. ICONA (Madrid).

- SAMO, A. J. (1985). *Regeneración natural de montes quemados en la Sierra de Espadán (Castellón)*. Colección tesis doctorales INIA, núm. 59. Edita M.A.P.Y.A. (Madrid).
- SMITH, R. L. & SMITH, T. M. (2002). *Ecología*. Edita Pearson Education (Madrid).
- STÜBING MARTÍNEZ, G. & ESTÉVEZ, A. (Coord.) (1991). *Parque natural del Montgó: Estudio multidisciplinar*. Agència del Medi Ambient & Conselleria d'Administració Pública (Valencia).
- TÁRREGA, M. R. (1986). *Regeneración post-fuego del estrato herbáceo en robledales de Quercus pyrenaica en la provincia de León*. Universidad de León. Tesis.
- TRABAUD, L. 1980. *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones de garriques du bas-Lanquedoc*. Ph. D. Thesis, University of Montpellier, Montpellier.
- THANOS, C. A. (1999). Fire effects on forest vegetation, the case of Mediterranean pine forests in Greece. En "*Wildfire Management*" (Proceedings of Advanced Study Course held in Marathon, Greece, 6-14 October 1997). Efichidis, G., Balabanis, P. And Ghazi, A. (edit). Algosystems S. A. & European Commission DGXII. Athens.
- VERDÚ, M. (2000). Ecological and evolutionary differences between Mediterranean seeders and resprouters. *J. Vegetation Science* 11: 265-268.
- WHITE P.S. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review* 45: pp. 229-299.

