


## PROJECTE FINAL DE CARRERA DE LA LLICENCIATURA EN CIÈNCIES AMBIENTALS



# Gestió forestal de masses d'arboç (*Arbutus unedo*) en regeneració després de foc al terme municipal d'Esparreguera

**Autora: Alba Guarch Ribot**

**Director: Anselm Rodrigo Domínguez**

Professor agregat de la Unitat d'Ecologia del  
Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia

**Codirectora: Lúdia Quevedo Dalmau**

Tècnica de l'Ajuntament d'Esparreguera  
Estudiant de Doctorat de la Unitat d'Ecologia del  
Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia

**Universitat Autònoma de Barcelona, juliol de 2008**



## **AGRAÏMENTS**

Si aquest projecte ha estat una font d'aprenentatges més que de preocupacions ha sigut en bona part gràcies a l'Anselm, que m'ha fet la feina més fàcil amb la seva proximitat, consells pràctics i múltiples correccions. D'altra banda, tot això ja ho havia descobert en les assignatures de la carrera en què vaig ser alumna seva.

Durant el temps de redacció del projecte he viscut una etapa molt feliç amb les noies del Garraf: l'Ana, l'Anna, la Clara i l'Helena.

Agraeixo també la disponibilitat de familiars i amics per donar-me un cop de mà quan ho he necessitat.

I, sobretot, vull donar les gràcies a la Lídia per tot el temps dedicat. M'ha proporcionat moltíssima informació de l'àrea d'estudi i del disseny experimental, i el treball de camp ha sigut molt agradable al seu costat. Molta sort i ànims per a la tesi!

## ÍNDEX

	Pàgina
1. ANTECEDENTS .....	4
1.1. Incendis forestals a la conca mediterrània .....	4
1.2. Respostes de les plantes mediterrànies al foc .....	6
1.3. Gestió forestal de zones cremades .....	9
1.3.1. Tractaments silvícoles .....	9
1.3.2. Model de combustible .....	10
1.3.3. Anàlisi multicriterial .....	11
2. JUSTIFICACIÓ I OBJECTIUS.....	13
3. MATERIAL I MÈTODES .....	14
3.1. Espècie estudiada .....	14
3.2. Àrea d'estud.....	16
3.3. Disseny experimental .....	19
3.4. Anàlisi de les dades de creixement .....	22
3.5. Escenaris de gestió forestal .....	22
3.6. Anàlisi multicriterial.....	24
4. RESULTATS.....	26
4.1. Creixement dels peus d'arboç .....	26
4.2. Rebrotada induïda .....	28
4.3. Escenaris de gestió forestal .....	29
4.3.1. Creixement.....	29
4.3.2. Model de combustible .....	30

	Pàgina
4.3.3. Possibilitat de pastura .....	30
4.3.4. Preu dels tractaments silvícoles.....	31
4.4. Anàlisi multicriterial.....	33
4.4.1. Arboç dominant.....	33
4.4.2. Arboç no dominant .....	35
5. DISCUSSIÓ.....	39
5.1. Creixement dels peus d'arboç.....	39
5.2. Rebrotada induïda.....	40
5.3. Estudis futurs .....	40
5.4. Model de combustible .....	41
5.5. Anàlisi multicriterial.....	42
6. CONCLUSIONS .....	44
7. PRESSUPOST .....	45
8. REFERÈNCIES.....	46
9. ANNEXOS.....	51
Annex A: Models del canvi global.....	51
Annex B: Models de combustible .....	52
Annex C: Fotografies de les parcel·les.....	57

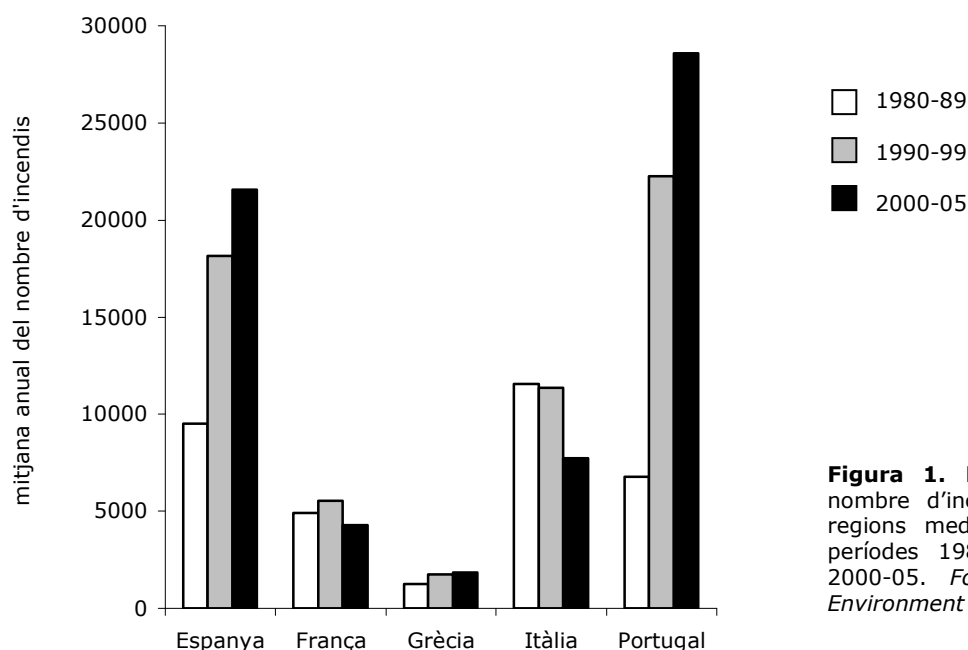
## **1. ANTECEDENTS**

### **1.1. Incendis forestals a la conca mediterrània**

El foc és un factor ecològic que juga un paper decisiu en la dinàmica i estructura dels ecosistemes mediterranis, que tradicionalment es cremen amb certa freqüència (Pausas 1999). Els incendis forestals són una pertorbació, és a dir, una acció exercida sobre l'ecosistema que determina la seva simplificació estructural i funcional de forma sobtada (Terradas 1996). El foc interromp la dinàmica espontània de la vegetació, que tendeix a assolir una estructura de la comunitat cada cop més complexa, amb un major desenvolupament vertical i un augment de la biomassa. La seva reestructuració, la successió secundària, és molt més lenta que la desorganització. El foc ha estat un dels factors que ha contribuït més notablement a la fisiognomia dels ecosistemes mediterranis. Els mosaics que sovint es troben entre estadis de regeneració i degradació de la vegetació són causats per, a més de l'abandonament dels conreus, la incidència periòdica dels incendis (Naveh 1994). Tradicionalment s'ha considerat que el foc és un procés natural al món mediterrani, ja que hi ha evidències de la seva freqüència durant el Quaternari (Carrión 2003), moltes espècies han adquirit mecanismes adaptatius per sobreviure-hi i regenerar-se (Pausas 2005) i la biodiversitat s'ha estructurat segons els diferents règims de foc (Verdú 2007). Tot i això, hi ha estudis que indiquen que els incendis podrien arribar a ser considerats un desastre ecològic en el sentit que poden induir canvis abruptes en les comunitats (Rodrigo et al. 2004, Arnan et al. 2007).

En els darrers anys, el nombre de focs, la superfície cremada i especialment el nombre de grans incendis ha augmentat considerablement a la conca mediterrània. A l'Estat Espanyol, de 1960 a 1973 la superfície cremada anualment era de 50.000 ha i el nombre d'incendis menor que 2.000; en canvi, entre 1974 i 1998, la superfície cremada anualment va ser de 215.000 ha i el nombre d'incendis 8.550 de mitjana (Pausas et al. 1999). Aquest patró s'observa en la majoria de regions de la conca mediterrània, com es pot veure a la figura 1 (Institute for Environment and Sustainability 2006). Les causes d'aquesta dinàmica són diverses. D'una banda, ha augmentat l'extensió i continuïtat del bosc per l'abandonament d'activitats agropecuàries. Això provoca que hi hagi més combustible susceptible de ser cremat i incrementa la mida i la severitat dels incendis. Paral·lelament, s'ha produït un augment de la presència incontrolada de l'home al territori, que provoca un increment de les fonts d'ignició i fa augmentar el risc d'inici de foc per negligència humana (Lloret et al. 2002, Viegas et al. 2002). S'han abandonat progressivament les activitats tradicionals d'aprofitament del bosc, que permetien un

control del sotabosc. No hi ha hagut una recuperació de la fauna que ho compensés alimentant-se de la vegetació herbàcia i arbustiva, i per tant es facilita la ignició i la propagació dels incendis. Com a últim factor causant del canvi en el règim de foc, és important l'increment del nombre de dies que presenten condicions ambientals extremes que propicien la crema de combustible. El risc d'incendi ha augmentat com a resultat de l'increment de la temperatura màxima diària i la reducció de la humitat relativa mínima diària (Piñol et al. 1998). La disminució de la precipitació durant l'estiu observada des de 1950 també té un paper destacable, ja que l'àrea cremada augmenta significativament quan els estius dels dos anys anteriors han sigut secs (Pausas 2004). Les prediccions de l'Intergovernmental Panel on Climate Change mostren un panorama força preocupant en aquest sentit, ja que per al període 2090-99 (respecte al període 1980-1999) s'esperen augments de 4°C en les temperatures mitjanes de l'estiu i disminucions del 25% en les precipitacions durant el mateix període de l'any en la conca mediterrània (Meehl et al. 2007). A l'annex A es poden veure els models del canvi global projectats per l'IPCC el 2007.



**Figura 1.** Mitjana anual del nombre d'incendis a diferents regions mediterrànies per als períodes 1980-89, 1990-99 i 2000-05. Font: *Institute for Environment and Sustainability*

Les característiques del foc poden ser molt variables a la conca mediterrània. Les temperatures poden variar des de menys de 300°C en focs lleus fins més de 700°C en els més intensos. Hi ha focs de superfície o subterranis, que només cremen la virosta i les arrels, focs de sotabosc i focs de capçada, que són els més violents. Els focs de major intensitat tenen conseqüències molt més greus sobre els organismes, i provoquen canvis més importants.

El pas del foc té múltiples efectes sobre els ecosistemes. A nivell hidrològic, augmenta molt l'escorriment superficial. Això es deu a la disminució de la massa vegetal, que no pot interceptar la precipitació ni transpirar en la mateixa mesura, i a la capa hidrofòbica que formen les cendres, que dificulta la infiltració. Pel que fa al sòl, es produeix una pèrdua global de nutrients durant l'incendi per volatilització i enlairament de partícules i després del foc per la major erosió i la tala, la temperatura superficial augmenta, desapareixen part dels horitzons orgànics i el sòl perd estructura. La vegetació també pateix efectes immediats, com la combustió de biomassa i la mortalitat d'individus, i a més es produeixen molts efectes sobre la reproducció. Aquests poden ser la destrucció del banc de llavors, el retard del període reproductiu, la desaparició d'animals vectors i en alguns casos l'estimulació de la floració o la germinació. La fauna rep efectes immediats, com són la mortalitat i emigració d'individus, i també efectes indirectes, com la desaparició de fonts d'aliment i la pèrdua de llocs de protecció o nidificació.

## **1.2. Respostes de les plantes mediterrànies al foc**

Les plantes mediterrànies poden presentar dos mecanismes de resposta al foc: la germinació de llavors (persistència de la població) i la rebrotada dels individus cremats (persistència de l'individu).

La primera estratègia per garantir la viabilitat de l'espècie després d'un incendi es basa en la germinació de les llavors. Aquestes es poden trobar emmagatzemades en estructures aèries de les pròpies plantes formant un banc de llavors de capçada, com en el cas de les pinyes de pins com el pi blanc (*Pinus halepensis*). Els fruits d'aquestes espècies protegeixen les llavors de les altes temperatures i les alliberen després del pas del foc, encara amb capacitat per germinar (Ne'eman et al. 1992, Daskalidou et al. 1996, Herranz et al. 1997, Rodrigo et al. 2004). En altres plantes el banc de llavors es troba emmagatzemat al terra (Whelan 1995, Arianoutsou et al. 1996, Ferrandis et al. 1996). Es tracta d'espècies que produeixen una gran quantitat de llavors que poden romandre al sòl molt de temps en estat de dormició, per exemple, les del gènere *Cistus* (Thanos et al. 1992). Són llavors petites que queden enterrades i s'infiltra fàcilment, i amb coberta dura que els permet resistir les altes temperatures. S'ha de tenir en compte que el sòl és un mal conductor tèrmic i que només rep una petita part de la calor produïda per la vegetació que es crema. És a dir, el sòl tampona la temperatura, de manera que aquesta disminueix amb la profunditat. Durant el foc es produeix un trencament de la dormició (a partir de 80°C i sempre que no es passi de 150°C), i això provoca la germinació postincendi.

L'altre mecanisme de resposta al foc és la rebrotada dels individus cremats. Les reserves emmagatzemades en el sistema radicular de les plantes adultes i les característiques estructurals dels sistemes radiculars poden proporcionar un important avantatge a les plantes rebrotadores enfront de les que es reproduïxen únicament per llavors (Terradas, 1996). Les gemmes o borrons són el conjunt de meristemes a partir dels quals es poden produir noves tiges, que s'anomenen rebrots. El banc de gemmes disponible, la seva disposició en la planta i la capacitat de regeneració dels teixits meristemàtics tenen un paper bàsic en la resposta de les espècies després de foc. Encara que el fullatge d'un individu quedi totalment destruït, si les gemmes sobreviuen poden garantir la viabilitat de l'individu. La seva supervivència pot ser deguda a l'escorça, quan les gemmes són aèries, o al sòl, quan són subterrànies. L'alzina surera (*Quercus suber*) és un clar exemple del primer cas, on les gemmes són protegides pel suro, l'escorça gruixuda de l'arbre, que actua com a aïllant tèrmic. En l'altre cas, les gemmes de la soca o de les arrels són protegides pel sòl, com ara en l'alzina (*Quercus ilex*). L'espècie objecte d'aquest estudi, l'arboç (*Arbutus unedo*), és una espècie rebrotadora a partir de gemmes subterrànies.

Les espècies vegetals, per tant, es poden caracteritzar per ser rebrotadores o no ser-ho, i per ser germinadores o no ser-ho. Combinant aquestes dues variables és possible establir una classificació de 4 grups funcionals de resposta al foc (Pausas et al. 2004). En primer lloc, les plantes es divideixen en rebrotadores i no rebrotadores. Dins del grup de les rebrotadores hi ha espècies que també són germinadores, anomenades facultatives, i altres no germinadores, anomenades rebrotadores obligades. Dins del grup de les no rebrotadores hi ha plantes que tampoc són germinadores, espècies que no persisteixen després de foc, i altres que sí que són germinadores, anomenades germinadores obligades.

Les espècies facultatives tenen tant la capacitat de rebrotar com la de germinar després del foc. A la conca mediterrània hi ha poques espècies que formin part d'aquest grup, alguns estudis han determinat que només el 15% del total d'espècies. En canvi, a altres zones mediterrànies, com Sud-Àfrica, el 58% de les espècies són facultatives (Pausas et al. 2004).

Les rebrotadores obligades són el grup predominant a la conca mediterrània, amb el 57% del total d'espècies (Pausas et al. 2004). En són exemples l'alzina (*Quercus ilex*), amb més del 88% d'individus que rebroten després de foc; l'aladern fals (*Phillyrea latifolia*), amb el 86% d'individus rebrotats; el marfull (*Viburnum tinus*), amb el 83% d'individus rebrotats; el bruc (*Erica arborea*), amb el 77% d'individus rebrotats; l'arboç (*Arbutus unedo*), amb el 75% d'individus rebrotats; el llentiscle (*Pistacia lentiscus*), amb el 73%



d'individus rebrotats; el bruc d'hivern (*Erica multiflora*), amb el 57% d'individus rebrotats; i el càdec (*Juniperus oxycedrus*), amb el 55% d'individus rebrotats (López-Soria et al. 1992, Bonfil 2004, Quevedo et al. 2007a).

Les germinadores obligades representen el 26% de les espècies (Pausas et al. 2004). La capacitat de regenerar-se de les plantes d'aquest grup, però, es pot veure compromesa per l'anomenat *immature risk*, és a dir, la impossibilitat de recuperar el banc de llavors entre focs si l'interval entre perturbacions és inferior al temps necessari perquè la massa assoleixi la maduresa reproductiva (Zedler 1995, Eugenio et al. 2006).

Les plantes de l'últim grup d'espècies, com les de la família de les compostes, no tenen la capacitat de sobreviure mitjançant la rebrotada ni les seves llavors resisteixen les altes temperatures (Retana et al. 2002). Llavors la presència de la planta en la zona cremada depèn exclusivament de l'eficiència en la dispersió de les llavors de zones no cremades. Aquesta dispersió està influenciada tant per les característiques pròpies de cada espècie com per la distància als individus no cremats, o sigui, per la mida del foc i per l'existència d'illes de vegetació sense cremar. Només el 3% de les espècies de la conca mediterrània formen part d'aquest grup (Pausas et al. 2004).

Les comunitats de plantes mediterrànies tenen en general una alta resiliència al foc, la capacitat de restaurar la seva estructura i funció després de la perturbació, ja que moltes espècies poden regenerar-se després d'un incendi. Des dels anys 70 es parla d'autosuccessió per descriure la dinàmica dels comunitats mediterrànies després de foc. Quan es produeix un incendi no es torna completament a estadis anteriors de la sèrie successional, sinó que la vegetació existent en el moment de l'incendi reapareix al cap de molt poc temps (Hanes 1971). Aquest fenomen s'explica precisament pels mecanismes biològics de la rebrotada i la germinació després de foc, que permeten regenerar les espècies presents. S'ha de tenir en compte, però, que l'autosuccessió no sempre és possible, depèn de les condicions abans, durant i després de l'incendi, i de les característiques de les espècies que formen la comunitat. Per exemple, les pinedes de *Pinus nigra* i *Pinus sylvestris* difícilment es recuperen després de foc, ja que molt poques plàntules aconseguen establir-se a causa que les llavors s'alliberen abans de l'època d'incendis. En alguns estudis s'ha determinat que només la meitat de les combinacions d'espècies arbòries típicament mediterrànies presenten una probabilitat major del 50% de recuperar la seva situació pre-incendi (Rodrigo et al. 2004).

### **1.3. Gestió forestal de zones cremades**

#### 1.3.1. Tractaments silvícoles

L'estructura de les comunitats vegetals es veu molt alterada després d'un incendi, a causa de la destrucció de biomassa i pels mecanismes de regeneració de les plantes. Per això és important gestionar correctament la restauració dels terrenys afectats. S'ha de garantir el manteniment de la diversitat biològica, paisatgística i d'usos del territori. Per tal d'assolir aquests objectius es disposa de diferents pràctiques silvícoles, com són la repoblació, l'aclarida de peus, la selecció de rebrots i la desbrossada. Després d'un incendi es poden trobar tres tipus de situacions: la no regeneració de les espècies presents abans del foc, la regeneració a partir de la germinació de llavors o la regeneració mitjançant la rebrotada del individus.

Si la regeneració de les espècies no és efectiva de forma natural, es pot dur a terme una repoblació. Aquesta es fa en tres fases: primer s'elimina la vegetació preexistent, després es prepara el sòl i finalment es reforesta, ja sigui amb llavors o amb plàntules.

Quan la vegetació ha sigut capaç de regenerar-se mitjançant la germinació de llavors, es conformen extensions de plàntules o arbres de poca alçada que poden tenir una densitat excessiva. Això pot provocar un alentiment del creixement dels individus i la dificultat d'assolir una estructura més madura. La gestió adequada en aquesta situació és l'aclarida de peus, que s'encamina a disminuir el nombre d'individus, reduir la seva competència pels recursos i augmentar la seva productivitat. Aquest tractament permet seleccionar els peus amb millors condicions, per exemple, els més alts, més rectes o amb més producció de fruits, encara que de vegades això no és rendible econòmicament.

En els boscos regenerats pel mecanisme de la rebrotada sovint aquesta és massa vigorosa. Llavors s'assoleix una estructura molt més homogènia que la d'abans de l'incendi, ja que el foc afecta tota la vegetació independentment de la seva composició, edat i densitat, i bàsicament es recupera a partir dels rebrots de les plantes llenyoses. Les masses forestals resultants es caracteritzen per una elevada densitat de peus, rebrots relativament petits, un creixement longitudinal molt baix i una producció força minsa (Espelta 2003a). Si a més hi ha un cert dèficit hídric, situació força freqüent als ambients mediterranis, la regeneració de la comunitat encara és més lenta. La biodiversitat també es veu afectada per l'elevada densitat de rebrotadores, ja que dificulten l'establiment de les plàntules de les espècies germinadores (Arnan et al. 2007). Un altre inconvenient d'aquest tipus de regeneració dels boscos és que es fa molt complicat l'ús ramader, a causa de l'elevada densitat de rebrots. En aquesta situació, el que interessa és obtenir una estructura més madura, intentant reduir la competència

entre els diferents peus. Per aconseguir això, es pot dur a terme la selecció de rebrots, és a dir, l'eliminació de peus fins a deixar-ne uns pocs per individu. S'ha de tenir en compte, però, que un tractament més intens causa una aparició més gran de nous rebrots, i aquests resten recursos al peu seleccionat. Aquesta segona rebrotada s'anomena rebrotada induïda. Existeix molt poca informació quant als efectes de la selecció de rebrots sobre les espècies mediterrànies, bàsicament només s'han fet estudis en l'alzina (Espelta 2003a, Bonfil 2004).

Un altre tractament silvícola que es podria aplicar per tal d'afavorir el creixement d'una espècie és la desbrossada, l'eliminació de tot el sotabosc quan aquest sigui excessiu. Això podria reduir la competència pels recursos amb altres espècies, però, en el cas de les plantes rebrotadores, també podria causar una onada de nous rebrots que fes disminuir la producció dels peus dominants.

En aquest estudi s'ha volgut comprovar l'efectivitat de la selecció de rebrots i la desbrossada sobre masses forestals d'arboç en regeneració després de foc.

### 1.3.2. Model de combustible

Les característiques estructurals de les comunitats vegetals els donen diferent capacitat de propagació del foc, i per tant determinen diversos nivells de risc d'incendi (Pla 2002). La gestió forestal del territori pot fer variar les característiques estructurals de la vegetació i, en conseqüència, col·laborar en la disminució o l'augment del risc d'incendi. L'aplicació de tractaments silvícoles a les masses d'arboç fa variar considerablement l'estructura de la vegetació. Això provoca que es creïn diferents condicions d'ignició i propagació del foc. La selecció de rebrots i especialment la desbrossada fan disminuir tant la continuïtat vertical de la vegetació com la continuïtat horitzontal. És a dir, la distància entre els estrats herbaci, arbustiu i arbori augmenta, i també augmenta la distància entre individus d'un mateix estrat, i tot això dificulta la propagació del foc.

El sistema BEHAVE de simulació de propagació d'incendis forestals defineix 13 models de combustible segons les característiques de l'estrat de propagació i la seva continuïtat (Rhotermel 1983), i els classifica en els grups de pastures, matollars, fullaraca i restes silvícoles. Per establir aquests models es té en compte la càrrega de combustible, el gruix dels seus components estructurals (fullaraca, estrat herbaci, arbustos i restes de tala), les relacions superfície/volum dels components i el contingut calòric del combustible. A l'annex B es recull una descripció de cada un dels models.

### 1.3.3. Anàlisi multicriterial

L'elecció de la gestió forestal més adequada per a un territori és un problema complex on s'han de tenir en compte variables molt diverses, des del creixement de les espècies vegetals previst amb cada una de les alternatives fins al cost econòmic que suposaria l'actuació, passant pels beneficis socials que s'obtindrien. Una eina útil en aquests casos de difícil valoració és l'anàlisi multicriterial.

Els mètodes d'anàlisi multicriterial estan pensats per donar respostes a qüestions on la complexitat del sistema real no es pot avaluar sense contextualitzar-les en la seva multidimensionalitat ecològica, econòmica i social. Aquests mètodes procuren considerar de manera simultània els múltiples criteris en conflicte. El terme criteri, en un context de presa de decisions, implica algun tipus d'indicador pel qual una decisió o alternativa pot ser jutjada com a més desitjable que una altra (Belton et al. 2002). La presa de decisions ambientals normalment involucra interessos que competeixen entre ells, diferents grups, objectius i diferent informació (Janssen et al. 1998).

El principal avantatge dels models multicriteri és que poden considerar un elevat nombre de dades, relacions i objectius que generalment estan presents en un problema real de decisió específica, de manera que el problema pot ser estudiat d'una forma multidimensional (Martínez Alier et al. 1998). D'altra banda, aquests mètodes ens permeten resoldre el problema derivat de la incertesa que es produeix per diferents raons. Cal diferenciar la incertesa interna, relacionada amb el procés d'estructuració del problema i la seva anàlisi, de l'externa, que té a veure amb la pròpia naturalesa de l'ambient i les conseqüències d'aquest (Belton et al. 2002). Pel que fa al primer tipus, podem distingir entre la incertesa de tipus estocàstic, és a dir, aquella relacionada amb el futur i que fa difícil la predicció del que succeirà, de la incertesa *fuzzy*, que es produeix quan la incertesa no té a veure amb el fet que es produeixi o no un esdeveniment, sinó amb la seva descripció, és a dir, quan tot i conèixer i observar el problema, s'és incapaç de descriure'l.

En el moment de prendre la decisió s'ha de fer un balanç de múltiples factors o criteris. La veritable naturalesa dels problemes multicriteri és que sovint la informació de natura complexa i conflictiva reflecteix diversos punts de vista. Aquest aspecte és fonamental ja que en el moment de proposar un pla d'actuació, o arribar a un compromís sobre quina de les alternatives és la més favorable, s'ha de tenir en compte que hi ha diversos interessos i sistemes de valor en joc. Això pot implicar divergències a l'hora de considerar els criteris i les alternatives entre les quals escollir i, per tant, depenent de la interpretació del problema, pot donar resultats diferents. En general, en un problema

multicriteri no s'arriba a una solució òptima, sinó més aviat a una solució de compromís (Munda 1998).

L'anàlisi multicriterial és una eina adequada en avaluacions de projectes i béns públics, ja que té en compte un rang ampli de criteris d'avaluació (Munda 1998). També ha estat demostrada la seva utilitat en moltes polítiques ambientals i problemes de gestió. Espelta et al. (2003a) apliquen aquest tipus d'anàlisi en el seu treball d'àmbit forestal i destaquen la valuosa aportació d'aquestes eines de suport a la presa de decisions en programes de gestió forestal.



## 2. JUSTIFICACIÓ I OBJECTIUS

Els paisatges mediterranis es veuen afectats pel foc cada cop més sovint, amb les conseqüències negatives per als ecosistemes que això suposa. És bàsic per a la prevenció d'incendis dur a terme una bona gestió forestal, encaminada a disminuir la continuïtat de la vegetació i a la vegada a augmentar-ne la productivitat, utilitzant eines com els tractaments silvícoles. Les masses d'arboç (*Arbutus unedo*) en regeneració després de foc presents en l'àrea d'estudi són un bon escenari per testar l'eficàcia d'aquestes actuacions. Cal destacar que no existeixen estudis sobre l'efecte dels tractaments silvícoles sobre els boscos d'arboç, una comunitat ara per ara amb poca presència però que pot anar guanyant importància amb l'augment de la freqüència dels incendis.

En aquest marc conceptual el present projecte es planteja dos objectius principals:

1. Quantificar l'efecte de la selecció de rebrots i la desbrossada sobre masses d'arboç (*Arbutus unedo*) en regeneració després de foc
  - 1.1. Avaluar el creixement longitudinal dels peus d'arboç
  - 1.2. Comptabilitzar els nous rebrots apareguts des de l'aplicació dels tractaments silvícoles i quantificar el seu creixement
  - 1.3. Determinar el model de combustible que conforma cada actuació
2. Valorar les diferents alternatives de gestió mitjançant una anàlisi multicriterial
  - 2.1. Definir els diferents criteris de l'anàlisi i caracteritzar-los per a cada escenari de gestió
  - 2.2. Proposar la millor alternativa de gestió

### 3. MATERIAL I MÈTODES

#### 3.1. Espècie estudiada

L'arboç (*Arbutus unedo*) és una espècie vegetal mediterrània de la família de les ericàcies (*Ericaceae*). És un arbre sovint poc desenvolupat i d'aspecte arbustiu. El seu fullatge es manté verd tot l'any. L'escorça és bruna i es desprèn en petites làmines, i les branques joves són vermelloses i piloses. Les fulles són coriàcies, glabres, lluents, oblongo-lanceolades o oblongo-obovades i més o menys serrades. El limbe mesura 3-11 cm de longitud i 2-4 cm d'amplada. El pecíol és vermellós i curt, de 0,2-1,0 cm. Les flors es disposen en panícula terminal, són pentàmeres i més o menys pèndules. Els sèpals mesuren 1-2 mm. La corol·la és petita, de 7-10 mm, urceolada i blanca. El fruit, comestible i conegut com a cirera d'arboç, és una baia esfèrica de 20-25 mm de diàmetre de color groc, coberta de petits tubercles piramidals vermells. A la figura 2 es pot veure un detall d'una branca d'arboç. La floració es produeix entre el setembre i el febrer, i els fruits maduren entre l'octubre i el desembre de l'any següent (Masclans 1959, Bolós et al. 1995).

L'arboç presenta una àmplia distribució a la conca mediterrània, excepte en les zones àrides o amb fred intens (Torres et al. 2002). Apareix normalment a les muntanyes baixes prop del litoral, i penetra considerablement a les zones occidentals europees, de clima atlàntic i de temperatures suaus. Habita a les màquies i als alzinars poc densos. Normalment no fa boscos, però sí que en pot arribar a formar en zones cremades. A Catalunya es troba per tot el litoral, sobretot des de l'Empordà i fins al Baix Llobregat, i en menor mesura del Garraf al Montsià. S'endinsa fins a la Garrotxa, Osona, el Bages i la Segarra. Apareix en alguns punts arrecerats dels Pre-Pirineus, com el Berguedà i la Segarra. No és present a més de 1200 m d'altitud (Masclans 1959, Bolós et al. 1995).

L'arboç presenta un model de regeneració després de foc molt característic, no disposa de banc de llavors al sòl i molt poques vegades se'n troben plàntules, malgrat que és present en molts matollars i masses forestals. És un rebrotador obligat, la seva supervivència després del foc depèn enterament de la rebrotada, ja que les plàntules es poden establir només diversos anys després del foc (Konstantinidism 2006). És una espècie de rebrotada intermèdia, el 70-80% dels individus rebroten després d'un incendi (López-Soria et al. 1992, Terradas et al. 1988). L'òrgan de rebrotada de l'arboç, i de moltes altres espècies rebrotadores, és anomenat *lignotuber* (Mésleard et al. 1989). La major part de la soca de l'arboç està lignificada i morta, i serveix de magatzem de glúcids, nutrients i aigua. Només queden algunes zones sense lignificar distribuïdes

irregularment en els teixits més externs que, per desdiferenciació i rediferenciació, poden donar continuïtat a l'individu a través de la rebrotada (Terradas et al. 1988). D'aquesta manera, el *lignotuber* compleix dues funcions, emmagatzemar gemmes en dormició que rebrotaran després d'una pertorbació i acumular carbohidrats no estructurals i nutrients que podran suportar aquests nous rebrots (Canadell et al. 1998).

El principal factor limitant de l'arboç és la disponibilitat d'aigua, l'estrès hídric que pateix en les èpoques de sequera estival típiques dels ambients mediterranis en redueix la fixació de carboni. En canvi, no es manifesta especialment sensible al fred, l'altra gran limitació climàtica de la producció. Així, l'arboç presenta un elevat control estomàtic de la transpiració, amb un característic tancament d'estomes al migdia els dies d'estiu amb forta demanda evaporativa. A causa d'aquests llargs períodes de tancament estomàtic, el balanç de carboni no és gaire favorable a l'estiu, en comparació amb altres espècies. Aquest desequilibri el compensa allargant els períodes de fixació de carboni durant la resta de l'any, ja que la fotosíntesi en l'arboç és menys sensible al fred que en moltes espècies de característiques semblants (Beyschlag et al. 1986-87, Castell 1997).

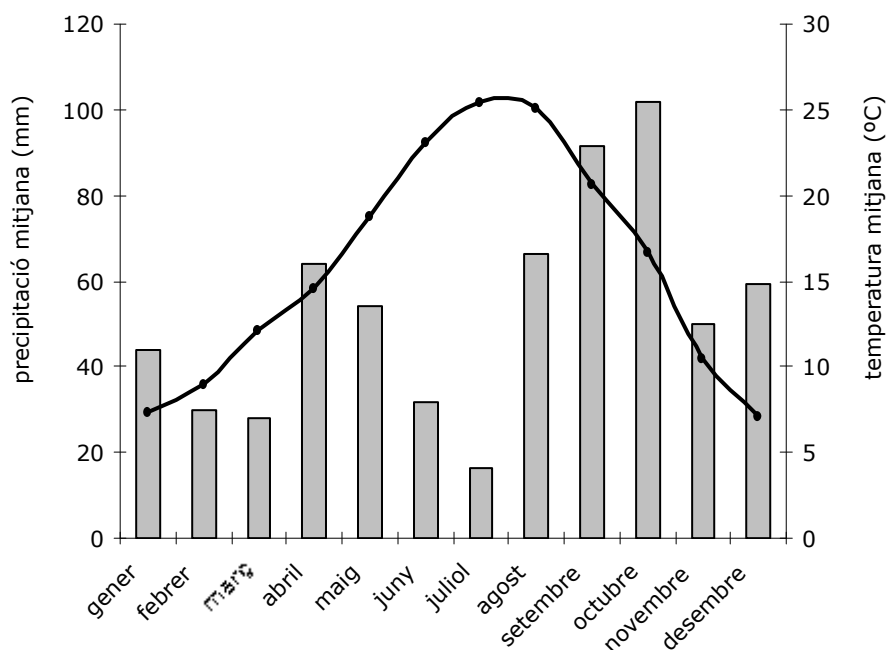
**Figura 2.** Detall d'una branca d'*Arbutus unedo* amb fulles, flors i un fruit. Font: Wikimedia



### 3.2. Àrea d'estudi

L'estudi s'ha dut a terme en una zona forestal mediterrània del nord de la comarca del Baix Llobregat, al terme municipal d'Esparreguera (1° 52' N 41° 35' E). Concretament, la zona estudiada es situa entre el Tossal Rodó (396 m), el coll de la Portadora (461 m), el coll de les Bruixes (389 m) i el turó de la Socarrada (519 m), tal com es veu al mapa topogràfic de la figura 4. Aquests turons s'eleven bruscament a l'est del riu Llobregat, que es troba a tan sols 65 m sobre el nivell del mar i que els separa del massís de Montserrat.

L'àrea d'estudi presenta un clima mediterrani sec (segons l'índex Thornwaite), amb una precipitació mitjana anual de 637 mm i una temperatura mitjana anual de 15,9°C (període de mesura 1993-2008). Els estius són calorosos i amb poques precipitacions, mentre que els hiverns són temperats. El mes més fred és el desembre, amb temperatures de 3,2-11,2°C, i el més més càlid és el juliol, amb temperatures de 19,0-31,8°C. Les pluges són irregulars i es concentren a la primavera i sobretot a la tardor. A l'estiu es produeix un dèficit hídric molt important, ja que les temperatures assolides són força elevades i la precipitació esdevé mínima, sobretot al mes de juliol. A la figura 3 es pot veure el climograma de la zona d'estudi.

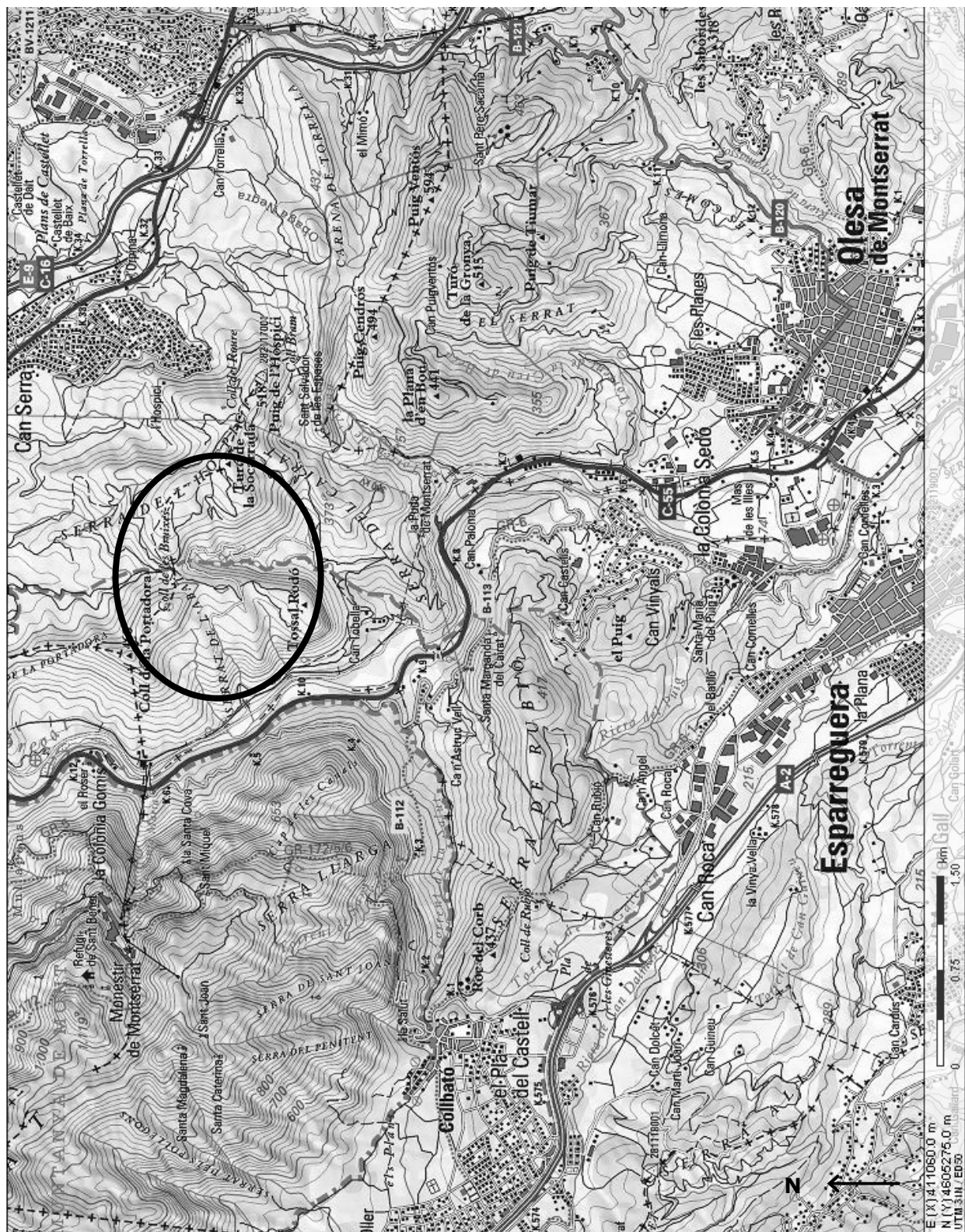


**Figura 3.** Climograma de l'àrea d'estudi. Dades del municipi d'Olesa de Montserrat per al període abril de 1993 - abril de 2008. Font: Estació meteorològica d'Olesa de Montserrat

La litologia dominant a la zona són argiles, sorrenques i limonites de color vermell, amb afloraments de conglomerats vermells i alguna àrea de calcàries dolomítiques i dolomies. El sòl és del tipus *xerocept* típic, desenvolupat sobre materials no calcaris i amb un horitzó càmbic; o bé *xerocept calcixerollic*, desenvolupat sobre materials calcaris i amb

un horitzó càlcic o petrocàlcic. Els nivells d'erosió són rellevants en alguns punts, a causa del pendent pronunciat, a la reducció de la cobertura vegetal pels incendis forestals patits i a l'escassa regeneració natural (Quevedo 2003).

**Figura 4.** Mapa topogràfic de la localització de l'àrea d'estudi dins del municipi d'Esparreguera.  
Font: Institut Cartogràfic de Catalunya





La vegetació està formada per extenses zones de matollar on l'espècie predominant és l'arboç (*Arbutus unedo*). Altres espècies molt abundants són el romaní (*Rosmarinus officinalis*), la gatosa (*Ulex parviflorus*), el garric (*Quercus coccifera*), l'aladern (*Rhamnus alaternus*), el marfull (*Viburnum tinus*), l'estepa blanca (*Cistus albidus*), el bruc d'hivern (*Erica multiflora*), la farigola (*Thymus vulgaris*) i l'esbarzer (*Rubus ulmifolius*). Les espècies arbòries tenen molt poca presència, només es troba algun individu aïllat de roure cerrioide (*Quercus x cerrioides*), alzina (*Quercus ilex*) i pi blanc (*Pinus halepensis*).

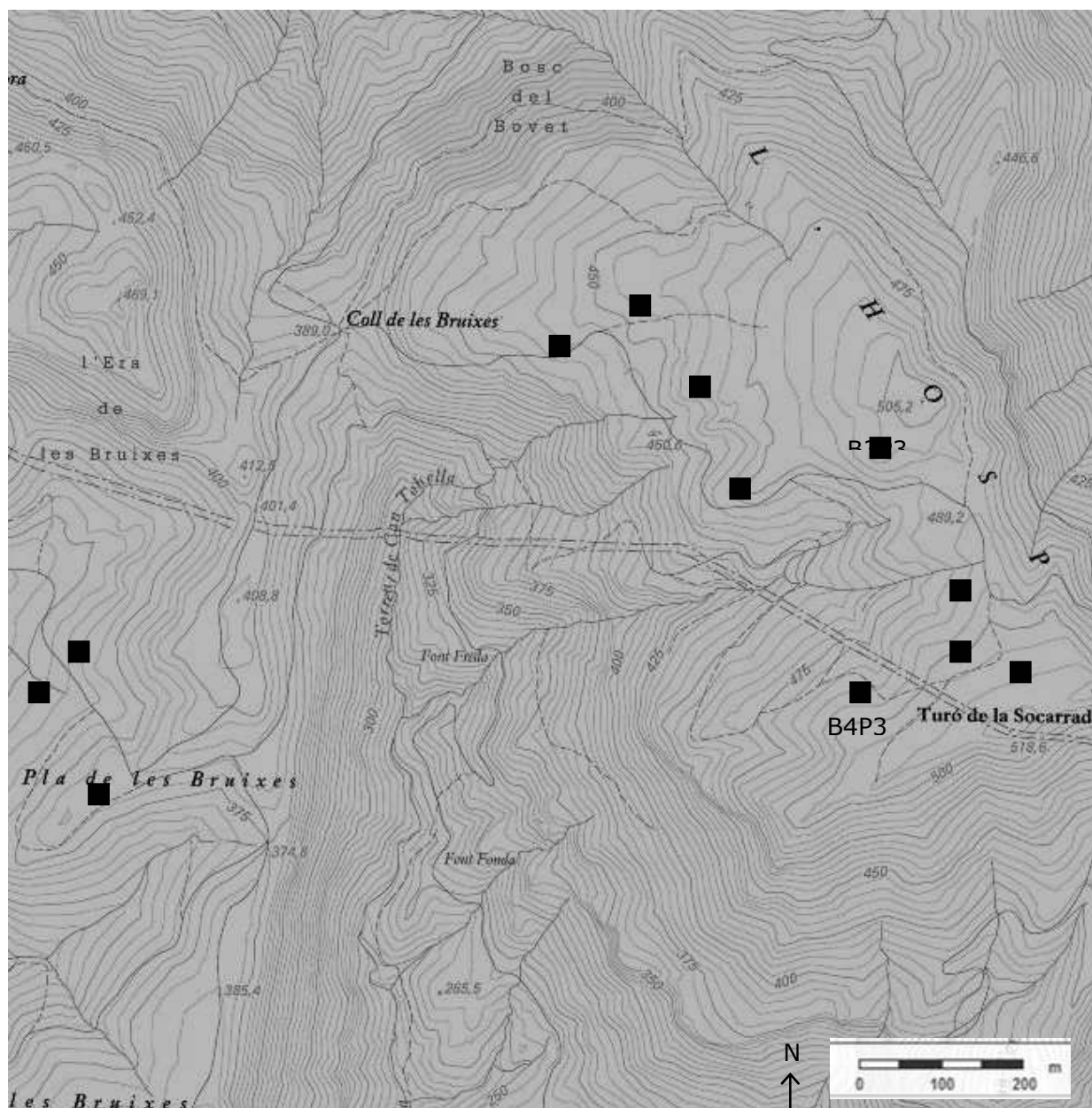
La totalitat de l'àrea d'estudi va ser afectada per un gran incendi de capçada sever ocorregut al 1994 (amb una àrea cremada total de 3104 Ha). A més, la zona havia estat afectada per dos incendis anteriors, també de capçada. Aquests es van produir l'any 1985 (amb un total de 223 ha cremades) i l'any 1986 (1383 ha cremades en total). L'any 1979 tota l'àrea estava coberta per boscos madurs de coníferes, concretament de pi blanc (*Pinus halepensis*), segons el *Mapa de cultivos y aprovechamientos* de 1979 (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 1979), cosa que indica que cap foc recent havia afectat la zona abans de 1979. Després dels incendis la densitat del pi blanc va disminuir notablement, i en canvi la de l'arboç, una espècie que no era la dominant fins llavors, va augmentar molt. Això segurament va ser degut al fet que el temps ocorregut entre el foc de 1994 i els anteriors va ser de 8-9 anys, mentre que el temps necessari per recuperar el banc de llavors de capçada de *Pinus halepensis* està considerat que és entre 10 i 20 anys (Verkaik et al. 2006). Per tant, molt probablement els baixos valors de densitat de *P. halepensis* es deuen al fet que l'interval de temps no va ser prou llarg per permetre acumular un banc de llavors en els arbres provinents de la regeneració després dels incendis dels anys 80. D'altra banda, el fet que les distàncies de dispersió aèria de les llavors de pi blanc siguin relativament curtes, màxim 100 m, limita molt l'arribada efectiva de llavors provinents d'arbres no cremats. A més, com que l'incendi de 1994 va ser de dimensions i intensitat considerables, molt pocs individus van sobreviure dins del perímetre del foc. En conseqüència, la regeneració mitjançant l'arribada de llavors provinents d'arbres no cremats va resultar poc rellevant a la zona. L'àrea d'estudi es caracteritza per una gran densitat d'arboç, que probablement va veure afavorida la seva rebrotada per la poca competència amb altres espècies, com el pi blanc (Quevedo et al. 2007b).

Finalment, cal remarcar que no s'ha dut a terme cap gestió forestal a la zona en els darrers 40-50 anys.

### 3.3. Disseny experimental

L'estudi s'ha realitzat des del febrer de 2007 i fins al gener de 2008 en 12 parcel·les en regeneració després de l'incendi de 1994, que havien estat prèviament cremades el 1985 i el 1986, on l'espècie llenyosa dominant és l'*Arbutus unedo*, amb densitats molt elevades. Les parcel·les són quadrades i amb un costat de 50 m, i s'han agrupat en blocs de 3 parcel·les cadascun. La ubicació dels 4 blocs resultants s'ha fet a l'atzar, tenint en compte que les parcel·les no quedessin tallades per les pistes forestals. En la figura 5 es pot veure la seva localització sobre el mapa topogràfic.

**Figura 5.** Mapa topogràfic de l'àrea d'estudi amb la localització de les parcel·les.  
Font: Institut Cartogràfic de Catalunya



Una de les parcel·les de cada bloc ha estat desbrossada i se n'han seleccionat els rebrots, en una altra només se n'han seleccionat els rebrots i en l'última no s'ha realitzat cap tractament silvícola per tal d'utilitzar-la com a control. El tractament s'ha aplicat a tots els individus d'arboç de cada parcel·la (o no s'ha aplicat en el cas de les parcel·les control), excepte en 20 individus, en què s'han aplicat els altres dos tractaments a 10 individus cadascun, per tal de tenir dades d'individus amb un tractament diferent del de l'aplicat a la parcel·la. El tractament assignat a cada una de les parcel·les de cada bloc s'ha escollit a l'atzar. Per tant, en total s'ha disposat de 4 parcel·les amb selecció de rebrots i desbrossades, 4 parcel·les amb selecció de rebrots i 4 parcel·les control. A la taula 1 es resumeixen les característiques de cada parcel·la, i a l'annex C es poden veure les corresponents fotografies.

**Taula 1.** Característiques de les parcel·les estudiades. C: control; SR: selecció de rebrots; D: desbrossada

Bloc	Codi parcel·la	Coordenades X i Y del centre	Tractament silvícola	Densitat d'individus (ind/ha)	Densitat de peus* (peus/ha)	Reducció de peus** (%)
1	B1P1	405.696 i 4.604.646	C	1019	8503	5,94
1	B1P2	405.636 i 4.604.579	SR	573	2507	71,56
1	B1P3	405.709 i 4.604.469	SR i D	1019	4108	73,00
2	B2P1	406.350 i 4.605.041	C	668	9851	9,24
2	B2P2	406.264 i 4.605.011	SR	796	3001	77,28
2	B2P3	406.433 i 4.604.942	SR i D	541	1446	77,73
3	B3P1	406.737 i 4.604.724	C	1241	10888	5,25
3	B3P2	406.492 i 4.604.828	SR	1687	3815	81,01
3	B3P3	406.661 i 4.604.864	SR i D	1210	4872	79,68
4	B4P1	406.735 i 4.604.654	C	2133	15062	3,04
4	B4P2	406.838 i 4.604.599	SR	1273	3676	75,89
4	B4P3	406.645 i 4.604.567	SR i D	1719	3820	76,56

\* Densitat de peus actual, després de la realització dels tractaments silvícoles

\*\* Reducció de peus efectuada amb la realització dels tractaments silvícoles respecte la situació inicial

A cada parcel·la, dins una parcel·la interior de 40 metres de costat i deixant un perímetre de 5 metres per evitar l'efecte vora, s'ha fet el seguiment de 50 individus. S'han escollit

a l'atzar 30 individus tenint en compte que n'hi haguessin 10 de mida petita, 10 de mida mitjana i 10 de mida gran. A més, a cada parcel·la també s'ha fet el seguiment dels 20 individus en què s'han realitzat els altres dos tractaments silvícoles. Això significa que a les parcel·les control s'han mesurat 30 individus dels que no s'han sotmès a cap tractament, 10 individus amb els rebrots seleccionats i 10 individus en què, a més de seleccionar-se els rebrots, s'ha desbrossat 2 m de radi al seu voltant. En les parcel·les amb selecció de rebrots es tenen etiquetats 30 individus amb els rebrots seleccionats, 10 individus en què a més d'això s'ha desbrossat 2 m de radi al seu voltant i 10 més en què no s'ha fet cap actuació. Finalment, en les parcel·les amb selecció de rebrots i desbrossades s'ha fet el seguiment de 30 individus amb selecció de rebrots i desbrossats, 10 individus en què s'han seleccionat els rebrots, però 2 m al seu voltant no s'ha desbrossat, i 10 individus que s'han deixat sense cap tractament.

Tots els tractaments silvícoles s'han realitzat durant el febrer i el març de 2007. La selecció dels rebrots s'ha fet de forma proporcional al nombre de peus que presentava cada individu d'arboç, per cada 5 peus existents se n'ha deixat 1 i la resta s'han talat. La desbrossada s'ha realitzat en tota la superfície de les parcel·les corresponents, excepte per als 10 individus control i els 10 amb només selecció de rebrots.

Per avaluar l'eficàcia del diferents tractaments silvícoles s'ha mesurat el seu efecte sobre el creixement dels peus dels individus d'arboç i sobre la rebrotada induïda (el conjunt de rebrots apareguts després del tractament com a conseqüència de la pertorbació soferta). Cal aclarir que a partir d'aquest moment es parlarà de peus per referir-se a tots aquells ja existents abans de l'aplicació dels tractaments i que es parlarà de rebrots per referir-se a aquells apareguts després de l'aplicació dels tractaments. Per estudiar el creixement s'ha determinat la longitud dels peus en dos moments, sempre en les èpoques de no creixement de l'arboç. La longitud prèvia al tractament, és a dir, la de l'hivern de 2006-07, s'ha mesurat l'octubre i novembre de 2007 a partir de la coloració vermellova de les tiges noves. La longitud un any després del tractament, la de l'hivern de 2007-08, s'ha mesurat el desembre de 2007 i el gener de 2008. Pel que fa a la rebrotada induïda, l'hivern de 2007-2008 s'han comptabilitzat els rebrots que han aparegut al voltant de cada individu i s'ha mesurat la longitud del rebrot dominant. Per a fer totes les mesures s'ha utilitzat un metre de fuster amb precisió de centímetres.

### 3.4. Anàlisi de les dades de creixement

Les mesures dels peus d'arboç preses en el treball de camp s'han ponderat per a cada individu abans de ser tractades estadísticament. Així, s'ha calculat la longitud mitjana dels peus de cada individu  $l_{i0}$  abans de l'actuació (hivern de 2006-07) i la longitud mitjana  $l_i$  un any després de l'actuació (hivern de 2007-08). El creixement absolut mitjà dels peus dels individus  $c_{ai}$  s'ha obtingut restant aquests dos valors. El creixement relatiu mitjà dels peus de cada individu s'ha calculat com el quocient entre el creixement absolut mitjà i la longitud mitjana abans de l'actuació ( $c_{ri} = c_{ai} / l_{i0}$ ). Per valorar l'efecte dels tractaments en la rebrotada induïda s'ha mesurat la longitud del rebrot dominant de cada individu, i s'ha obtingut la longitud relativa del rebrot també dividint la longitud del rebrot entre la longitud mitjana dels peus abans de l'actuació ( $r_{ri} = r_{ai} / l_{i0}$ ). El nombre de rebrots de cada individu s'ha relativitzat pel nombre de peus de l'individu ( $n_{ri} = n_{ai} / p_i$ ).

Quan ha sigut necessari, les dades s'han transformat per tal d'obtenir distribucions normals. En el cas de les proporcions, com el creixement relatiu dels peus i la longitud relativa dels rebrots, s'ha utilitzat la transformació  $\arcsin(\sqrt{x})$ . En el cas del nombre de rebrots relatiu, amb distribució original de J invertida, s'ha utilitzat la transformació logarítmica (Sokal et al. 1969).

Per avaluar l'efecte del tractament silvícola de la parcel·la, el tractament de l'individu i el bloc on es troba situat sobre el creixement dels peus d'arboç, la longitud del rebrot dominant i el nombre de rebrots apareguts després de l'actuació s'ha realitzat una anàlisi de la variança mitjançant el model ANOVA. S'han definit com a factors fixos els tractaments silvícoles a nivell de parcel·la i a nivell d'individu, com a factor aleatori el bloc on està situada la parcel·la, i com a rèpliques cada un dels individus d'arboç.

### 3.5. Escenaris de gestió forestal

S'han dissenyat diversos possibles escenaris de vegetació i gestió forestal per tal de fer-ne una anàlisi multicriterial i escollir la millor alternativa. Els escenaris es simulen a partir del comportament dels individus tractats a l'àrea d'estudi, tenint en compte les múltiples combinacions que es donen entre tractament silvícola aplicat a la parcel·la i tractament silvícola aplicat a l'individu.

Un primer tipus d'escenaris són aquells amb condicions molt semblants a les de la zona d'estudi, on l'arboç és l'espècie llenyosa dominant. Llavors se suposa que la densitat inicial de l'arboç és de 13855 peus/ha, la mitjana observada en les parcel·les estudiades. En aquest cas es proposen tres escenaris:



A1. Àrees sense cap gestió forestal: simulat pels individus control en parcel·les control

A2. Àrees amb selecció de rebrots: simulat pels individus amb selecció de rebrots en parcel·les amb selecció de rebrots

A3. Àrees amb selecció de rebrots i desbrossada: simulat pels individus amb selecció de rebrots i desbrossats en parcel·les amb selecció de rebrots i desbrossades

L'altre tipus d'escenaris són aquells més habituals en els paisatges del territori català, on l'arboç no sol ser l'espècie dominant, sinó que es troba com a espècie acompanyant en boscos d'una altra espècie. En aquests casos s'ha suposat que l'espècie dominant és una rebrotadora mediterrània amb una densitat inicial de 12469 peus/ha, el 90% de la densitat mitjana de les parcel·les estudiades, i que la densitat inicial d'arboç és de 1386 peus/ha, un 10% de la de les parcel·les estudiades. Aquests escenaris es simulen a partir del comportament dels individus tractats de manera diferent que la resta de parcel·la en el present disseny, on aquests individus minoritaris tenen el rol d'arboç dins d'un bosc d'una altra espècie i la resta d'individus de la parcel·la tenen el rol d'espècie dominant. En aquest segon cas es proposen fins a 7 escenaris diferents:

B1. Àrees sense cap gestió forestal: simulat pels individus control en parcel·les control

B2. Àrees amb selecció de rebrots de l'arboç però sense cap tractament a l'espècie dominant: simulat pels individus amb selecció de rebrots en parcel·les control

B3. Àrees amb selecció de rebrots i desbrossada de l'arboç però sense cap tractament a l'espècie dominant: simulat pels individus amb selecció de rebrots i desbrossats en parcel·les control

B4. Àrees amb selecció de rebrots de l'espècie dominant però no dels individus d'arboç: simulat pels individus control en parcel·les amb selecció de rebrots

B5. Àrees amb selecció de rebrots i desbrossada de l'espècie dominant però no dels individus d'arboç: simulat pels individus control en parcel·les amb selecció de rebrots i desbrossades

B6. Àrees amb selecció de rebrots tant de l'espècie dominant com de l'arboç: simulat pels individus amb selecció de rebrots en parcel·les amb selecció de rebrots

B7. Àrees amb selecció de rebrots i desbrossada tant de l'espècie dominant com de l'arboç: simulat pels individus amb selecció de rebrots i desbrossats en parcel·les amb selecció de rebrots i desbrossades

### 3.6. Anàlisi multicriterial

A partir dels resultats obtinguts en les diferents variables s'ha realitzat una anàlisi multicriterial dels escenaris de gestió forestal mitjançant el mètode NAIADE, Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments (Munda 1995). El NAIADE és un mètode d'avaluació multicriterial que efectua la comparació d'alternatives segons un conjunt de criteris. Permet utilitzar informació afectada per diferents tipus i graus d'incertesa, de manera que els valors assignats als criteris per a cada alternativa poden expressar-se en forma de nombres purs (*crisp*), definicions quantitatives amb una incertesa del tipus estocàstic, definicions quantitatives amb una incertesa del tipus *fuzzy* o expressions lingüístiques. És un mètode discret (el conjunt d'alternatives és finit) que no assigna pesos diferents a cada criteri i que genera un rànquing d'alternatives utilitzant una tècnica de comparació per parelles. L'anàlisi multicriterial NAIADE es basa en una comparació algorítmica que es duu a terme en quatre passos: realització de la matriu de criteris/alternatives, comparació per parelles de les alternatives tenint en compte les relacions de preferència, agregació de criteris i finalment rànquing d'alternatives. El rànquing final prové de la intersecció de dos rànquings diferenciats; un d'ells ( $\Phi+$ ) es basa en les relacions de preferència *millor* i *molt millor*, i l'altre ( $\Phi-$ ) es basa en les relacions de preferència *pitjor* i *molt pitjor*. En els rànquings les alternatives es valoren del 0 a l'1 per expressar la intensitat de les relacions (JRC-Ispra 1996, Espelta 2003b).

En l'anàlisi multicriterial realitzat s'han considerat 5 criteris:

- Creixement longitudinal relatiu dels peus d'arboç un any després de l'aplicació dels tractaments silvícoles: criteri quantitatiu del tipus *fuzzy*, presenta una distribució no simètrica caracteritzada per la mitjana i el rang, i la preferència és maximitzar-lo.
- Longitud relativa del rebrot dominant provinent de la rebrotada induïda pels tractaments silvícoles un any després de l'aplicació dels mateixos: criteri quantitatiu del tipus *fuzzy*, presenta una distribució no simètrica caracteritzada per la mitjana i el rang, i la preferència és minimitzar-lo.
- Model de combustible: criteri qualitatiu, segons la descripció del sistema BEHAVE s'assigna un grau (perfecte, molt bo, bo, més o menys bo, moderat, més o menys dolent, dolent, molt dolent, extremadament dolent) al model que conforma cada escenari, i la preferència és maximitzar-lo.
- Possibilitat de pastura: criteri qualitatiu, s'assigna un grau (perfecte, molt bo, bo, més o menys bo, moderat, més o menys dolent, dolent, molt dolent, extremadament dolent) segons si l'escenari permet la introducció de pastura o no, i la preferència és maximitzar-lo.

- Preu del tractament silvícola: criteri quantitatiu del tipus *crisp*, es dóna un valor concret i fix, provinent dels preus reals del mercat tal com s'explica posteriorment, i la preferència és minimitzar-lo.

S'han dut a terme dues anàlisis multicriterials diferenciades, una per als escenaris on l'espècie dominant és l'arboç i una altra per als escenaris on l'espècie dominant és una altra espècie rebrotadora mediterrània, ja que es tracta de trobar la millor alternativa de gestió per a la situació inicial descrita en cada cas.

## 4. RESULTATS

### 4.1. Creixement dels peus d'arboç

Deu mesos després de la realització dels tractaments silvícoles, els individus d'arboç mostren diferències significatives en el creixement relatiu dels peus segons els tractaments silvícoles que s'han aplicat tant a nivell de parcel·la com d'individu i segons el bloc on es troben situats. Com es recull a la taula 2, tant el tractament de la parcel·la, el tractament aplicat a l'individu com el bloc on es troben situats són significatius, ja que els seus P-valor són inferiors a 0,05, mentre que la interacció entre el tractament de la parcel·la i el tractament de l'individu no és significativa.

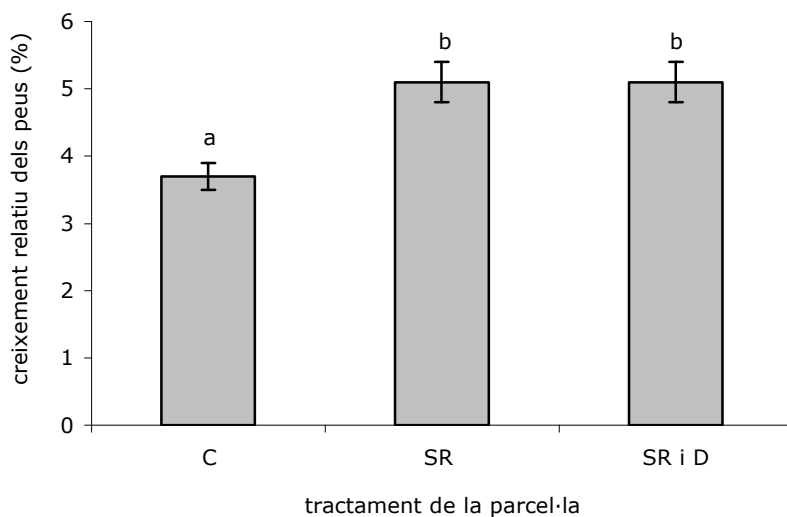
**Taula 2.** Valors de l'ANOVA per als diferents factors en el creixement longitudinal relatiu dels peus d'arboç. S'indica per a cada factor els graus de llibertat, la suma de quadrats, la mitjana de quadrats, el F-valor i el P-valor.

Factor	Graus de llibertat	Suma de quadrats	Mitjana de quadrats	F-valor	P-valor
Tractament parcel·la	2	0,048	0,024	4,571	<b>0,0107</b>
Tractament individu	2	0,047	0,023	4,495	<b>0,0116</b>
Bloc	3	0,050	0,017	3,229	<b>0,0222</b>
Interacció parcel·la-individu	4	0,015	0,004	0,717	0,5803
Error	564	2,935	0,005	-	-

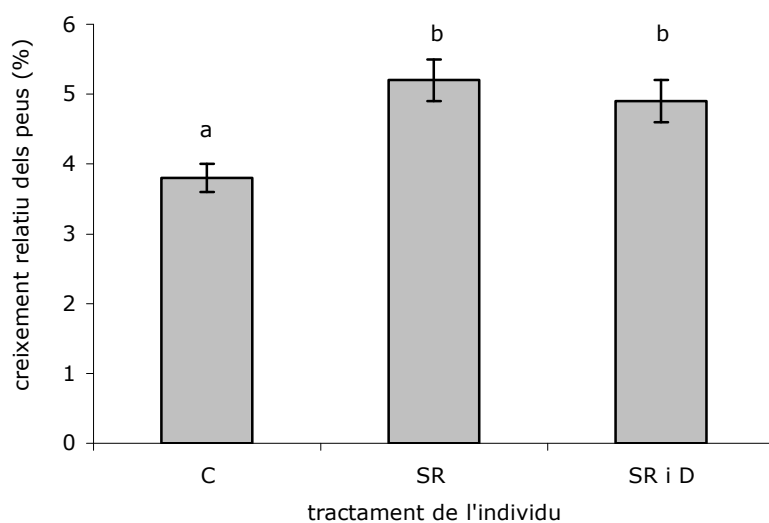
La mitjana del creixement relatiu dels peus segons el tractament silvícola aplicat a la parcel·la es pot veure a la figura 6. Els individus de les parcel·les control, en què no s'ha realitzat cap actuació, presenten un creixement relatiu mitjà del  $3,7 \pm 0,2\%$ , significativament inferior al dels individus de les parcel·les amb selecció de rebrots (P-valor=0,0002) i desbrossades (P-valor<0,0001), els dos amb un valor del  $5,1 \pm 0,3\%$ . El creixement relatiu en les parcel·les amb selecció de rebrots i en les que a més s'han desbrossat mostra uns valors sense diferències estadísticament significatives. Les diferències *a posteriori* entre els tractaments i el control s'han valorat amb el test de Fisher.

L'efecte del tractament individual sobre el creixement relatiu de cada arboç també s'ha mostrat significatiu. A la figura 7 es recull la mitjana del creixement relatiu dels peus en funció del tractament aplicat a cada individu independentment de la parcel·la en què es trobés. Els individus control tenen un creixement relatiu mitjà del  $3,8 \pm 0,2\%$ , els individus amb selecció de rebrots del  $5,2 \pm 0,3\%$  i els individus amb selecció de rebrots i

desbrossats del  $4,9 \pm 0,3\%$ . En aquest cas també són significatives les diferències entre els individus control i els tractats ( $P\text{-valor}=0,0007$  pels seleccionats i  $P\text{-valor}<0,0001$  pels desbrossats), i tampoc ho són entre els individus amb selecció de rebrots i els que a més s'han desbrossat, segons el test de Fisher.



**Figura 6.** Mitjana (i error estàndard) del creixement longitudinal relatiu dels peus d'arboç segons el tractament de la parcel·la. C: control, SR : selecció de rebrots, D: desbrossada.



**Figura 7.** Mitjana (i error estàndard) del creixement longitudinal relatiu dels peus d'arboç segons el tractament de l'individu. C: control, SR : selecció de rebrots, D: desbrossada.

Les variables tractament de la parcel·la i tractament de l'individu no presenten interacció (taula 1), és a dir, que els individus amb el mateix tractament es comporten de forma semblant, independentment del tipus de parcel·la on estiguin.

El bloc on es troben situats els individus també té un efecte significatiu, els majors creixements relatius dels peus es donen als blocs 1, amb una mitjana del  $5,3 \pm 0,3\%$ , i 2,  $4,8 \pm 0,4\%$ ; mentre que els blocs 3, amb una mitjana del  $4,3 \pm 0,2\%$ , i 4,  $4,2 \pm 0,3\%$ , mostren uns valors inferiors.



## 4.2. Rebrotada induïda

Per estudiar l'efecte del tractament sylvícola sobre la nova rebrotada no s'han tingut en compte els individus control, ja que no tindria cap sentit fisiològicament parlant perquè no hi ha cap pertorbació que indueixi la rebrotada en aquests casos. D'aquesta manera, els individus que han estat tallats i/o desbrossats dins d'una parcel·la control sí que es consideren. Per tant, el que s'ha avaluat són les diferències entre els individus on s'han seleccionat els rebrots i els que a més s'han desbrossat. Pel que fa al nombre relatiu de rebrots induïts, ni el tractament de la parcel·la, ni el tractament individual, ni el bloc on es troben situats els individus tenen un efecte significatiu (taula 3).

**Taula 3.** Valors de l'ANOVA per als diferents factors en el nombre relatiu de rebrots induïts dels individus d'arboç. S'indica per a cada factor els graus de llibertat, la suma de quadrats, la mitjana de quadrats, el F-valor i el P-valor.

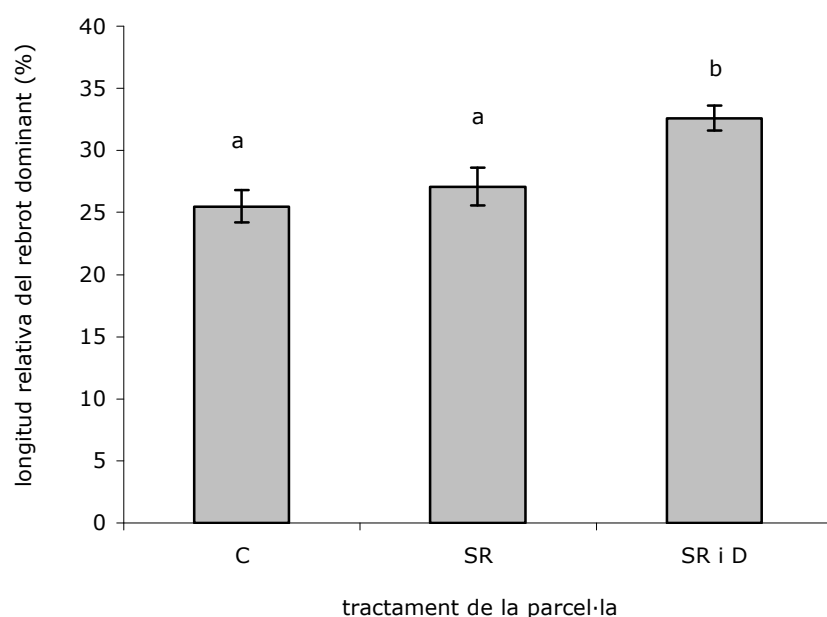
Factor	Graus de llibertat	Suma de quadrats	Mitjana de quadrats	F-valor	P-valor
Tractament parcel·la	2	3,139	1,569	0,821	0,4407
Tractament individu	1	0,246	0,246	0,129	0,7199
Bloc	3	14,341	4,780	2,501	0,0591
Interacció parcel·la-individu	2	10,254	5,127	2,683	0,0697
Error	376	718,571	1,911	-	-

En el cas de la longitud relativa del rebrot dominant (quocient de la longitud del rebrot entre la longitud mitjana dels peus de l'individu abans de l'actuació), els efectes del tractament de la parcel·la i del bloc on es troben situats els individus són significatius, mentre que, a diferència del creixement relatiu dels peus, el tractament aplicat a l'individu no és significatiu (taula 4). Pel que fa al bloc on es troben situats els individus, la longitud relativa del rebrot dominant és significativament menor al bloc 4.

**Taula 4.** Valors de l'ANOVA per als diferents factors en la longitud relativa del rebrot dominant dels individus d'arboç. S'indica per a cada factor els graus de llibertat, la suma de quadrats, la mitjana de quadrats, el F-valor i el P-valor.

Factors	Graus de llibertat	Suma de quadrats	Mitjana de quadrats	F-valor	P-valor
Tractament parcel·la	2	0,227	0,113	4,173	<b>0,0161</b>
Tractament individu	1	0,016	0,016	0,594	0,4414
Bloc	3	0,351	0,117	4,306	<b>0,0053</b>
Interacció parcel·la-individu	2	0,004	0,002	0,064	0,9377
Error	375	10,196	0,027	-	-

Els individus de les parcel·les desbrossades mostren una longitud relativa del rebrot dominant significativament major ( $P$ -valor=0,0038 respecte les parcel·les control i  $P$ -valor=0,0051 respecte les parcel·les amb selecció de rebrots), amb una mitjana del creixement longitudinal relatiu del rebrot del  $32,6 \pm 1,5\%$  (figura 8). Els individus de les parcel·les control, amb una mitjana del  $25,5 \pm 1,3\%$ , i els individus de les parcel·les amb selecció de rebrots, amb una mitjana del  $27,1 \pm 1,0\%$ , no presenten diferències estadísticament significatives entre ells en aquest aspecte (test de Fisher).



**Figura 8.** Mitjana (i error estàndard) de la longitud relativa del rebrot dominant dels individus d'arboç segons el tractament de la parcel·la. C: control, SR : selecció de rebrots, D: desbrossada.

### 4.3. Escenaris de gestió forestal

#### 4.3.1. Creixement

El creixement longitudinal dels peus d'arboç i la longitud relativa del rebrot dominant previstos en cada un dels escenaris s'ha calculat a partir de les dades obtingudes a les parcel·les estudiades. S'han seleccionat aquells individus que tinguessin el tractament individual i el tractament de parcel·la adequat per simular cada un dels escenaris, i s'ha obtingut la mitjana i el rang d'aquestes variables en cada cas. Es considera que un elevat creixement longitudinal dels peus d'arboç és un resultat positiu, ja que permet assolir una estructura més madura de la vegetació, i en canvi una elevada longitud dels rebrots dominants és un resultat negatiu, ja que empitjora el model de combustible i és possible que perjudiqui el creixement dels peus d'arboç.

#### 4.3.2. Model de combustible

L'aplicació de tractaments silvícoles a les masses d'arboç fa variar considerablement l'estructura de la vegetació. Això provoca que es creïn diferents condicions d'ignició i propagació del foc. Un sistema molt utilitzat per caracteritzar la vegetació en funció de la seva capacitat de propagació del foc és el sistema BEHAVE, que determina 13 models de combustible segons les característiques de l'estrat de propagació i la seva continuïtat, i classifica aquests models en 4 grups: pastures, matollars, fullaraca i restes silvícoles. Els models més perjudicials són aquells que disposen de més quantitat de combustible.

La vegetació original de l'àrea d'estudi es pot adscriure al model 7 de combustible (annex B). Es tracta de matollars de 0,5 a 2 m d'alçada, amb presència d'espècies força inflamables, com el romaní (*Rosmarinus officinalis*) i la gatosa (*Ulex parviflorus*). La quantitat de combustible disponible varia entre 10 i 15 tones per hectàrea. El foc es propaga pel matollar i la fullaraca amb facilitat, encara que tingui continguts d'humitat alts.

Les zones en què s'ha dut a terme la selecció de rebrots dels individus d'arboç representen el model de combustible 6 (annex B). Són matollars força semblants als del model 7, però amb una quantitat de combustible menor. El foc es propaga pel matollar amb velocitats de vent moderats, i si hi ha poc vent el foc pot baixar a ran de terra.

Quan les masses d'arboç s'han desbrossat a més de seleccionar-ne els rebrots, el model de combustible que es conforma és el 2 (annex B), que en aquest cas és del grup de pastures. El recobriment de plantes llenyoses suposa entre un terç i dos terços de la superfície, i l'estrat herbaci és fi, sec i baix. El combustible està format pel material herbaci, la fullaraca i les branques caigudes des de la vegetació llenyosa. La quantitat de combustible varia entre 5 i 10 tones per hectàrea. El foc es propaga per l'herba i es desplaça a gran velocitat.

#### 4.3.3. Possibilitat de pastura

La introducció de bestiar ramader a les masses forestals és una possibilitat que presenta dos avantatges. D'una banda, pot suposar beneficis econòmics per als propietaris del territori. D'altra banda, l'alimentació dels animals col·laboraria en el control de la vegetació del sotabosc, disminuint així el risc d'incendis.

S'ha considerat que els únics escenaris que permetrien la introducció de pastura són aquells on s'hagi desbrossat, ja que, en cas contrari, l'elevada densitat d'arbustos faria molt difícil l'accés dels animals.

#### 4.3.4. Preu dels tractaments silvícoles

La gestió de les masses d'arboç suposa diferents costos econòmics segons quina sigui la intensitat de l'actuació. S'ha calculat el preu dels tractaments en els diversos escenaris.

Arboç dominant:

A1. Àrees sense cap gestió forestal: evidentment, no dur a terme cap tractament silvícola no té cap cost econòmic directe.

A2. Àrees amb selecció de rebrots: seleccionar els rebrots té un cost de 5591,39 €/ha. Aquest preu inclou la selecció de rebrots, considerant que s'han de tallar 11072 peus/ha (el 80% dels peus inicials) i que el preu és de 0,44 €/peu, i l'eliminació dels residus vegetals es fa mitjançant la trossejada *in situ* (taula 5).

A3. Àrees amb selecció de rebrots i desbrossada: desbrossar i seleccionar els rebrots dels individus té un preu de 6045,17 €/ha, ja que s'ha de desbrossar la zona, tallar peus i eliminar els residus vegetals. En aquest cas, tallar els peus és més barat, ja que l'accés és més fàcil, per la menor presència de matolls (taula 5).

Arboç no dominant:

B1. Àrees sense cap gestió forestal: no hi ha costos econòmics directes.

B2. Àrees amb selecció de rebrots de l'arboç però sense cap tractament a l'espècie dominant: el preu d'aquesta actuació és de 768,48 €/ha, ja que inclou la selecció de rebrots només dels individus d'arboç i l'eliminació de residus vegetals (taula 5).

B3. Àrees amb selecció de rebrots i desbrossada de l'arboç però sense cap tractament a l'espècie dominant: en aquest cas s'ha de desbrossar només al voltant dels individus d'arboç, seleccionar-ne els rebrots (amb un preu més barat) i eliminar els residus vegetals generats. Per tant, el cost total és de 813,86 €/ha (taula 5).

B4. Àrees amb selecció de rebrots de l'espècie dominant però no dels individus d'arboç: el preu és de 5055,51 €/ha, ja que s'han de tallar els peus sobrants de l'espècie dominant però no els de l'arboç i eliminar els residus vegetals (taula 5).

B5. Àrees amb selecció de rebrots i desbrossada de l'espècie dominant però no dels individus d'arboç: s'han de seleccionar els rebrots de l'espècie dominant però no de l'arboç, desbrossar tota la superfície excepte al voltant dels individus d'arboç i eliminar els residus vegetals. Això té un cost de 5463,92 €/ha (taula 5).

B6. Àrees amb selecció de rebrots tant de l'espècie dominant com de de l'arboç: el preu és de 5591,39 €/ha, igual que el de l'escenari A2, ja que també s'ha d'aplicar la selecció de peus sobre una densitat inicial de 13855 peus/ha, 12469 peus/ha de l'espècie dominant i 1386 peus/ha de l'arboç (taula 5).

B7. Àrees amb selecció de rebrots i desbrossada, tant de l'espècie dominant com de l'arboç: el preu és el mateix que el de l'escenari A3, 6045,17 €/ha, ja que s'ha de tallar la mateixa densitat de peus (taula 5).

**Taula 5.** Preu de les diverses actuacions silvícoles realitzades en els diferents escenaris de gestió forestal.  
Font: Forestal Catalana SA

Actuació silvícola	Descripció	Preu (€/ha)
Desbrossada en boscos d'arboç	Desbrossada mecanitzada amb esbrossadora de cadenes, martells o similars, en zones de difícil accés i mobilitat, amb pendent inferior al 30% i superfície coberta de matoll inferior al 70%	940,95
Desbrossada en boscos d'altres espècies dominants	Desbrossada mecanitzada amb esbrossadora de cadenes, martells o similars, en zones de difícil accés i mobilitat, amb pendent inferior al 30% i superfície coberta de matoll inferior al 70%	846,86
Desbrossada en arboç no dominant	Desbrossada mecanitzada amb esbrossadora de cadenes, martells o similars, en zones de difícil accés i mobilitat, amb pendent inferior al 30% i superfície coberta de matoll inferior al 70%	94,10
Selecció de rebrots en àrees desbrossades de boscos d'arboç	Tallada manual de peus sobrants, amb un diàmetre normal inferior a 10 cm, amb una superfície coberta de matoll inferior al 25%	4871,62
Selecció de rebrots en àrees desbrossades d'altres espècies dominants	Tallada manual de peus sobrants, amb un diàmetre normal inferior a 10 cm, amb una superfície coberta de matoll inferior al 25%	4384,46
Selecció de rebrots en àrees desbrossades d'arboç no dominant	Tallada manual de peus sobrants, amb un diàmetre normal inferior a 10 cm, amb una superfície coberta de matoll inferior al 25%	487,16
Selecció de rebrots en àrees no desbrossades de boscos d'arboç	Tallada manual de peus sobrants, amb un diàmetre normal inferior a 10 cm, amb una superfície coberta de matoll entre el 25% i el 75%	5358,79
Selecció de rebrots en àrees no desbrossades d'altres espècies dominants	Tallada manual de peus sobrants, amb un diàmetre normal inferior a 10 cm, amb una superfície coberta de matoll entre el 25% i el 75%	4822,91
Selecció de rebrots en àrees no desbrossades d'arboç no dominant	Tallada manual de peus sobrants, amb un diàmetre normal inferior a 10 cm, amb una superfície coberta de matoll entre el 25% i el 75%	535,88
Eliminació dels residus vegetals	Eliminació de residus mitjançant trossejada <i>in situ</i> amb incorporació dels mateixos al sòl	232,60

#### 4.4. Anàlisi multicriterial

Per avaluar les diferents alternatives de gestió tenint en compte els diversos punts de vista s’ha utilitzat el mètode de l’anàlisi multicriterial. S’han realitzat dues anàlisis, una per als escenaris on l’espècie llenyosa dominant és l’arboç i una altra per als escenaris on l’espècie dominant és una altra espècie rebrotadora.

##### 4.4.1. Arboç dominant

Per realitzar l’anàlisi multicriterial s’ha creat una matriu d’impactes, on es representen els valors de cada criteri per a cada escenari o alternativa (taula 6).

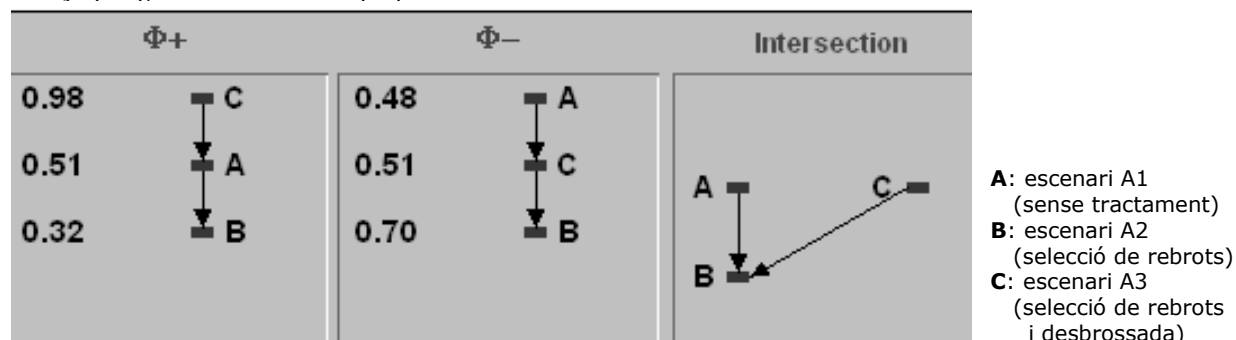
**Taula 6.** Matriu d’impactes de les alternatives de gestió de masses forestals on l’espècie llenyosa dominant és *Arbutus unedo*.

Criteri \ Alternativa	A1	A2	A3
	Sense gestió forestal	Selecció rebrots	Selecció rebrots i desbrossada
<b>Creixement relatiu peus (%)*</b>	3,42 (0,47-15,66)	4,98 (0,45-26,11)	5,38 (0-55,67)
<b>Longitud relativa rebrot (%)*</b>	4,06 (0-65,95)	26,71 (0-90,85)	33,38 (0-162,50)
<b>Model de combustible</b>	7 (molt dolent)	6 (dolent)	2 (bo)
<b>Possibilitat de pastura</b>	no (dolent)	no (dolent)	sí (bo)
<b>Preu del tractament (€/ha)</b>	0	5591,39	6045,17

\* Mitjana i entre parèntesis rang

L’anàlisi multicriterial ha determinat que l’alternativa més positiva és la selecció de rebrots i desbrossada de les masses d’arboç, i que la menys negativa és no dur a terme cap tractament (figura 9).

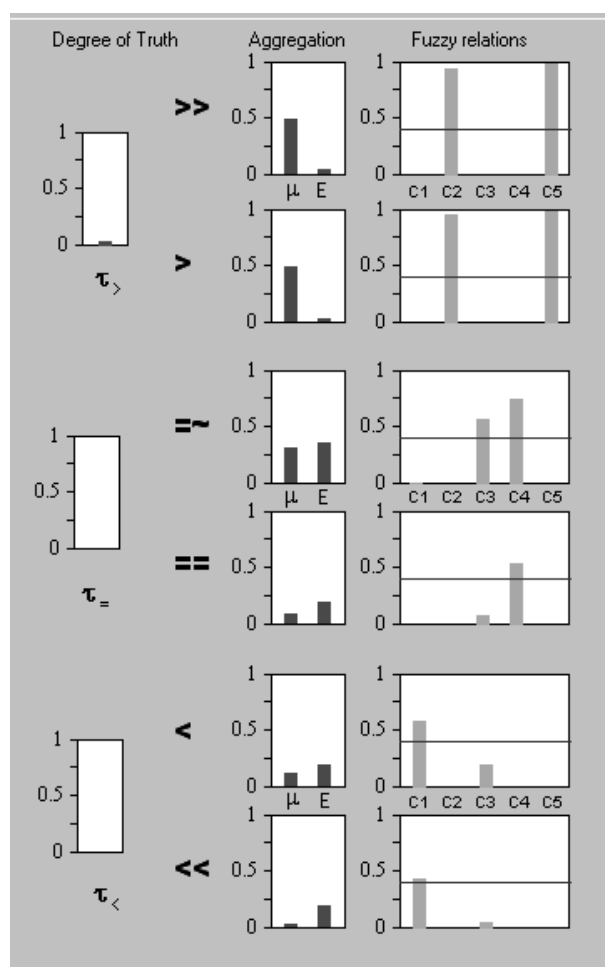
**Figura 9.** Resultat de l’anàlisi multicriterial de la gestió de masses forestals on l’espècie llenyosa dominant és *Arbutus unedo*. S’ordenen les alternatives segons la força ( $\Phi+$ ), la menor debilitat ( $\Phi-$ ) i la interacció d’ambdues.



La selecció de rebrots es l’opció clarament més desavantatjosa. Aquest escenari, l’A2, presenta un millor creixement relatiu dels peus que l’escenari A1 (sense cap tractament),

però pitjor longitud relativa del rebrot dominant i un preu més car, i valors semblants pel que fa al model de combustible i a la possibilitat de pastura (figura 10). Per tant, segons l'anàlisi multicriterial, l'escenari A1 és preferible a l'escenari A2. L'escenari A3 (selecció de rebrots i desbrossada) també queda millor posicionat que l'escenari A2. A la figura 11 es pot veure com l'escenari A2 presenta millor longitud del rebrot dominant i un preu més barat, però pitjor creixement dels peus, model de combustible i possibilitat de pastura que l'escenari A3.

**Figura 10.** Comparació entre els escenaris A1 (sense tractament) i A2 (selecció de rebrots). S'indiquen els criteris pels quals la primera alternativa és millor (gràfics superiors), indiferent (gràfics del mig) i pitjor (gràfics inferiors).

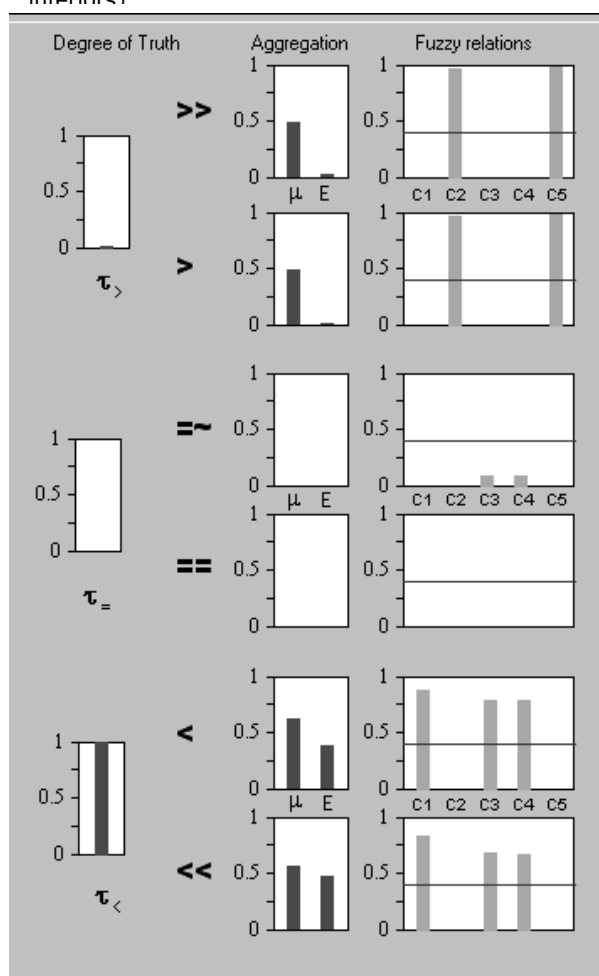


**C1:** Creixement dels peus  
**C2:** Longitud del rebrot

**C3:** Model de combustible  
**C4:** Pastura

**C5 :** Preu del tractament

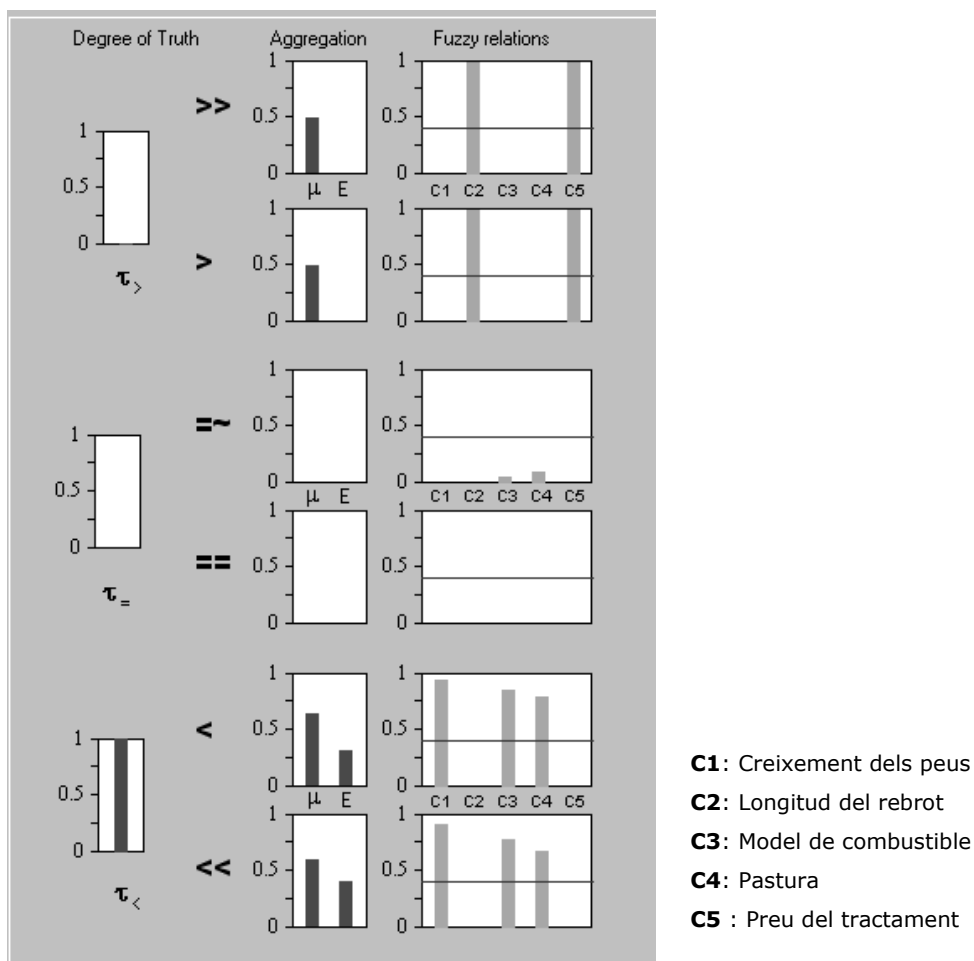
**Figura 11.** Comparació entre els escenaris A2 (selecció de rebrots) i A3 (selecció de rebrots i desbrossada). S'indiquen els criteris pels quals la primera alternativa és millor (gràfics superiors), indiferent (gràfics del mig) i pitjor (gràfics inferiors)



L'escenari A3 presenta més avantatges que l'A1 (figura 12). No dur a terme cap tractament silvícola (escenari A1) té un cost zero i la longitud del rebrot dominant no és tan gran com en el cas de les àrees amb selecció de rebrots i desbrossades (escenari A3); però el creixement dels peus és menor, el model de combustible és pitjor i no hi ha la possibilitat d'introduir la pastura.



**Figura 12.** Comparació entre els escenaris A1 (sense tractament) i A3 (selecció de rebrots i desbrossada). S'indiquen els criteris pels quals la primera alternativa és millor (gràfics superiors), indiferent (gràfics del mig) i pitjor (gràfics inferiors).



#### 4.4.2. Arboç no dominant

En el cas de boscos de rebrotadores mediterrànies amb presència d'*Arbutus unedo*, els criteris utilitzats en l'anàlisi multicriterial han estat el creixement dels peus d'arboç, la longitud del rebrot dominant i el cost total del tractament. No s'ha considerat ni el model de combustible ni la possibilitat d'introduir pastura, ja que són criteris que depenen totalment de les característiques de l'espècie llenyosa dominant, i en aquest projecte només s'ha estudiat amb profunditat l'arboç. A la taula 7 es mostra la matriu d'impactes de les diverses alternatives de gestió.

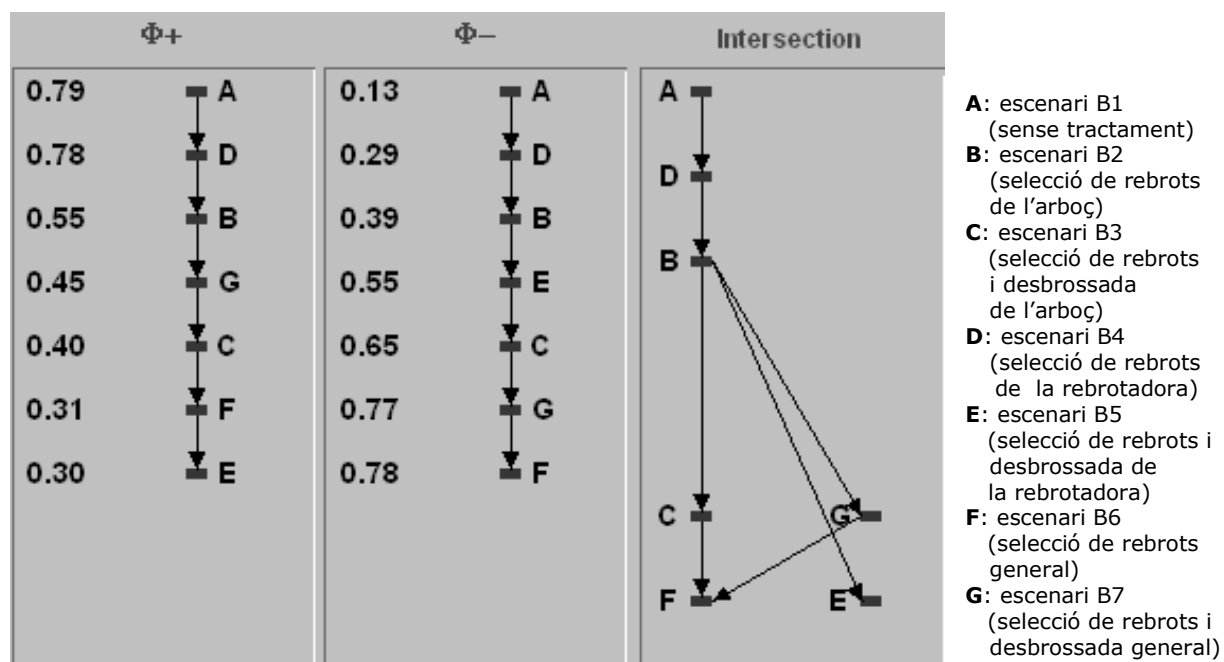
**Taula 7.** Matriu d'impactes de les alternatives de gestió de masses forestals on l'espècie llenyosa dominant no és *Arbutus unedo* sinó una altra espècie rebrotadora mediterrània. S: selecció de rebrots; D: desbrossada

Alternativa / Criteri	B1 Sense gestió	B2 S arboç	B3 S i D arboç	B4 S no arboç	B5 S i D no arboç	B6 S	B7 S i D
<b>Creixement relatiu peus (%)*</b>	3,42 (0,47-15,66)	3,97 (0-11,3)	4,48 (8,40-10,11)	4,87 (0,63-24,58)	3,99 (0,44-15,72)	4,98 (0,45-26,11)	5,38 (0-55,67)
<b>Longitud relativa rebrot (%)*</b>	4,06 (0-65,95)	24,43 (2,77-51,09)	26,56 (5,31-59,57)	1,46 (0-58,28)	4,40 (0-83,77)	26,71 (0-90,85)	33,38 (0-162,50)
<b>Preu tractament (€/ha)</b>	0	768,48	813,86	5055,51	5463,92	5591,39	6045,17

\* Mitjana i entre parèntesis rang

No realitzar cap tractament silvícola és la millor alternativa segons l'anàlisi multicriterial realitzat (figura 14). En segon i tercer lloc, les millors alternatives pel desenvolupament de l'arboç serien la selecció de rebrots de l'espècie dominant deixant l'arboç sense tractament (escenari B4) i la selecció de rebrots només de l'arboç (escenari B2).

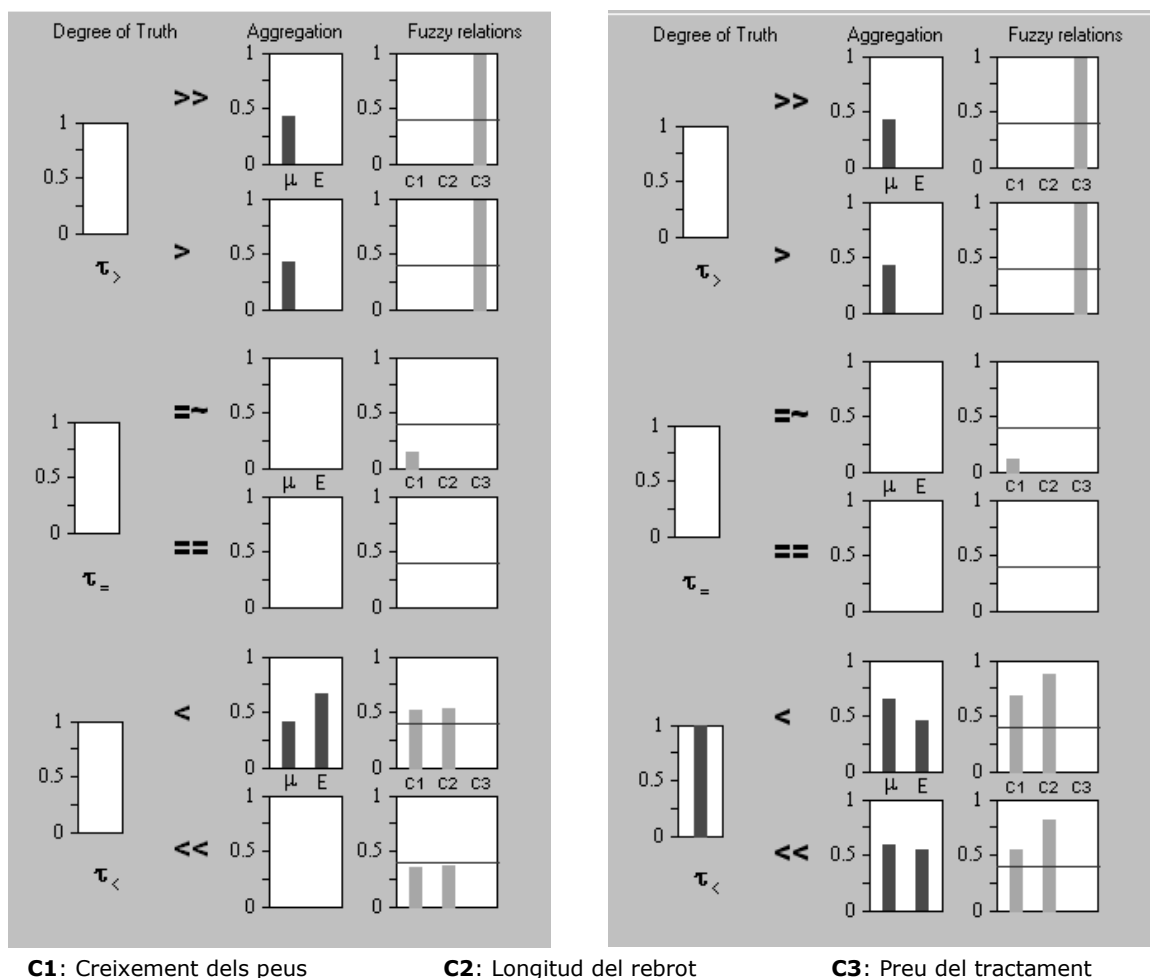
**Figura 14.** Resultat de l'anàlisi multicriterial de la gestió de masses forestals on l'espècie llenyosa dominant no és *Arbutus unedo*. S'ordenen les alternatives segons la força ( $\Phi+$ ), la menor debilitat ( $\Phi-$ ) i la interacció d'ambdues.



L'escenari B1, no dur a terme cap actuació, presenta millors resultats que l'escenari B4 en un criteri i pitjors resultats en els altres dos criteris. Malgrat això, l'escenari B1 és el més ben valorat, ja que el cost econòmic és molt menor que el de l'escenari B4, i en canvi les diferències entre el creixement dels peus i la longitud del rebrot dominant no són tan clares (figura 15). L'escenari B4 (selecció de rebrots de l'espècie dominant), al seu torn, és una millor alternativa que l'escenari B2 (selecció de rebrots només de l'arboç), ja que presenta un millor creixement dels peus i longitud del rebrot dominant, i només es veu superat pel menor preu del tractament de l'escenari B2 (figura 16).

**Figura 15.** Comparació entre els escenaris B1 (sense tractament) i B4 (selecció de rebrots de l'espècie dominant). S'indiquen els criteris pels quals la primera alternativa és millor (gràfics superiors), indiferent (gràfics del mig) i pitjor (gràfics inferiors).

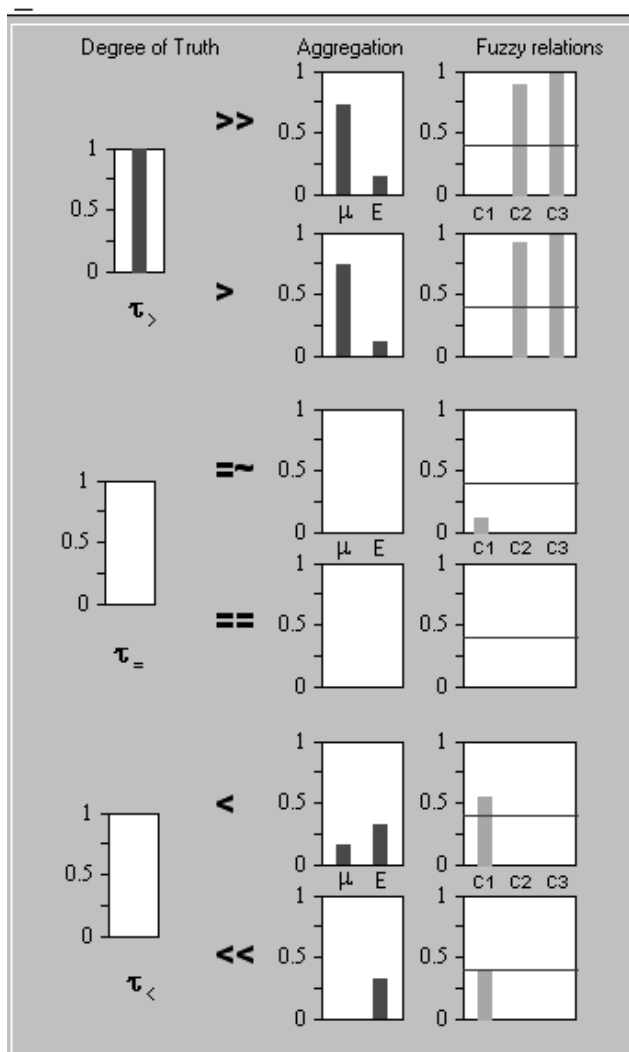
**Figura 16.** Comparació entre els escenaris B2 (selecció de rebrots de l'arboç) i B4 (selecció de rebrots de l'espècie dominant). S'indiquen els criteris pels quals la primera alternativa és millor (gràfics superiors), indiferent (gràfics del mig) i pitjor (gràfics inferiors).



L'escenari que l'anàlisi multicriterial considera menys adequat, en el cas de boscos d'una espècie rebrotadora diferent de l'arboç, és la selecció de rebrots general (B6). Aquest és l'escenari amb més debilitat ( $\Phi^-$ ), i també queda pràcticament a la cua en el rànquing de força ( $\Phi^+$ ), superant només les àrees amb selecció de rebrots i desbrossada de l'espècie

dominant (B5). Comparant aquests dos escenaris, però, es veu que el B5 és una millor alternativa que el B6, ja que té un cost econòmic i una longitud del rebrot dominant més avantatjoses i només obté un pitjor resultat en el creixement dels peus (figura 17).

**Figura 17.** Comparació entre els escenaris A1 (sense tractament) i A3 (selecció de rebrots i desbrossada). S'indiquen els criteris pels quals la primera alternativa és millor (gràfics superiors), indiferent (gràfics del mig) i pitjor (gràfics inferiors).



## 5. DISCUSSIÓ

### 5.1. Creixement dels peus d'arboç

Els tractaments silvícoles aplicats a les parcel·les i als individus han mostrat efectes significatius sobre el creixement dels peus d'arboç i també sobre la rebrotada induïda. El creixement dels peus s'ha vist afectat tant pel tractament aplicat a les parcel·les com pel tractament aplicat directament als individus. En canvi, la rebrotada induïda només s'ha vist afectada pel tractament aplicat a les parcel·les.

Els individus d'arboç on s'ha realitzat algun tractament presenten un creixement longitudinal relatiu dels peus significativament major que aquells individus on no s'ha realitzat cap actuació. Aquesta significativitat del tractament aplicat a l'individu sobre el creixement dels peus es pot explicar per la disminució de la competència entre els rebrots d'un mateix individu pels recursos locals com l'aigua, els nutrients i la llum en aquells individus on s'han eliminat molts dels peus existents inicialment (Castell et al. 1995, Riba 1998). Diversos estudis ja havien demostrat l'eficàcia de la selecció de rebrots en la millora del creixement d'espècies rebrotadores (Ducrey et al. 1992, Espelta et al. 2003a).

Les diferències en el creixement dels peus entre els individus amb selecció de rebrots i aquells en que a més s'ha desbrossat, però, no són significatives. Això pot ser degut a la diferent longitud de les arrels de l'arboç i de les espècies desbrossades. El factor limitant en l'àrea d'estudi és amb força seguretat la disponibilitat d'aigua, com sol passar en els territoris de clima mediterrani sec que no tenen dèficits concrets d'algun nutrient (Castell 1997). L'eliminació de la vegetació del voltant dels individus d'arboç provoca més disponibilitat d'aigua en les capes superficials del sòl, però això té poc efecte, ja que l'arboç té aigua a l'abast en les capes més profundes on arriben les seves arrels.

La significativitat del tractament aplicat a les parcel·les sobre el creixement dels peus indica que la disponibilitat de recursos té un efecte global i no només local, ja que els individus control que es troben situats dins una parcel·la que ha rebut algun tractament creixen més que aquells individus situats en parcel·les control. La resposta de l'arboç al tractament de la parcel·la independentment del tractament que rebí l'individu és un aspecte molt positiu de cara a la gestió forestal encaminada a millorar-ne el creixement, perquè si s'aplica un tractament sobre l'espècie dominant d'una massa forestal l'arboç present també se'n veu beneficiat.

## 5.2. Rebrotada induïda

Pel que fa a la rebrotada induïda, només la longitud del rebrot dominant es mostra afectada pels tractaments. El nombre de rebrots relatiu no depèn ni del tractament aplicat a la parcel·la ni del tractament aplicat a l'individu. Altres estudis ja havien obtingut resultats similars: el nombre de rebrots de l'alzina (*Quercus ilex*) tampoc es veu afectat per la selecció de rebrots realitzada, però sí que la longitud del rebrot dominant és més gran com més intens és el tractament (Espelta et al. 2003a). Això pot significar que el mecanisme fisiològic de la rebrotada es posa en marxa independentment de la disponibilitat de recursos, i la qüestió és quin creixement es podrà permetre.

En la longitud del rebrot dominant el tractament que mostra un efecte significatiu és el de la parcel·la, i no el de l'individu. Això es tradueix com que l'efecte a nivell de microhàbitat no és important, sinó que l'efecte decisiu és el global de la parcel·la on es troba situat l'individu. Els rebrots que aconseguen una major longitud són els d'individus situats en parcel·les desbrossades, mentre que aquells que han estat seleccionats o seleccionats i desbrossats dins les parcel·les control i els individus de parcel·les amb selecció de rebrots creixen igual. En el cas dels rebrots el factor més limitant per al seu desenvolupament és la llum, ja que el propi arboç fa ombra sobre els seus rebrots (Castell et al. 1995). Llavors la poca llum que aconseguixi arribar és molt important, i si un altre matoll la intercepta causa força perjudici als rebrots d'arboç, que tenen dificultat per realitzar la fotosíntesi. D'aquesta manera, la desbrossada permetria disminuir la competència per la llum entre els rebrots d'arboç i altres espècies arbustives de menor alçada que els peus d'arboç. És a dir, en aquest cas la competència és interespecífica, i és lògic que sigui important el tractament de la parcel·la i no el de l'individu, ja que en densitats tan elevades com en la zona d'estudi s'ha d'eliminar molta vegetació perquè es faci efectiu un augment de la disponibilitat de llum.

## 5.3. Estudis futurs

Cal destacar que tots aquests resultats s'han obtingut només un any després de l'aplicació dels tractaments silvícoles, i que això permet ser optimistes pel que fa als efectes de la gestió forestal a mig i llarg termini. En uns quants anys les millores en el creixement de l'arboç poden permetre l'assoliment d'una estructura més madura de les masses forestals i el menor risc d'incendi que això comporta. Per avaluar correctament aquests avenços i optar per un tipus d'actuació o un altre amb tota la informació possible, s'hauria de fer un seguiment de les variables estudiades en el present projecte,

per veure si els canvis observats es mantenen o bé les magnituds disminueixen o s'incrementen amb el pas dels anys.

El diàmetre dels peus d'arboç és una mesura que no s'ha analitzat en el projecte és la referent, ja que en un sol any no es preveia que es produïssin gaires diferències. L'increment d'aquesta magnitud indicaria maduresa en l'estructura de les masses d'arboç, i per tant seria interessant avaluar el creixement en diàmetre durant els pròxims anys.

Un aspecte que pot ser determinant per avaluar l'eficàcia dels tractaments silvícoles i que quedaria pendent per estudiar en profunditat és l'efecte de la rebrotada induïda sobre el creixement dels peus. És força lògic pensar que el creixement dels rebrots pot condicionar el creixement dels peus, en el sentit que s'utilitzen recursos com aigua i nutrients que ja no queden a disposició dels peus. Amb les dades recollides fins ara no es pot ni validar ni descartar aquesta hipòtesi, ja que els resultats obtinguts mostren que els tractaments que causen gran longitud dels rebrots també presenten un significatiu creixement dels peus, però no se sap quin hauria sigut aquest sense l'existència dels rebrots. El que és segur és que els rebrots no prenen una quantitat excessiva d'aigua als peus, ja que pateixen menys estrés hídric degut a una relació més elevada entre la superfície radicular i l'àrea foliar (Castell 1997). Si la pitjor possibilitat es confirmés en estudis futurs, els tractaments que impliquen un augment de la longitud dels rebrots s'haurien de refusar, no només per l'empitjorament del model de combustible que suposen, sinó també per la disminució del creixement dels peus i la consegüent dificultat per assolir una estructura madura.

#### **5.4. Model de combustible**

El model de combustible s'ha pres com una variable important per a l'avaluació dels diferents tractaments silvícoles, i s'ha determinat que l'actuació que provoca una clara millora en aquest aspecte és la desbrossada. S'ha de tenir en compte, però, que la durada de l'eficàcia d'aquest tractament és limitada, ja que l'estrat herbaci i arbustiu torna a créixer al cap d'un cert temps. D'altra banda, és possible que la major alçada del sotabosc vagi acompanyada d'un gran desenvolupament dels peus d'arboç, i que no es doni un increment de la continuïtat vertical de la vegetació (però sí de la continuïtat horitzontal). Caldrien més estudis per comprovar si efectivament el model de combustible empitjora amb el pas del temps i per determinar quina és la durada de les condicions òptimes. De totes maneres, una bona opció per mantenir el nivell de desbrossada d'una zona sense costos elevats és la introducció de pastures.

## **5.5. Anàlisi multicriterial**

Si es tenen en compte només els resultats del creixement dels peus d'arboç i de la rebrotada induïda, tot sembla indicar que el tractament silvícola més avantatjós per a les masses forestals on l'arboç és l'espècie llenyosa dominant és la selecció de rebrots, ja que, per a uns valors de creixement dels peus semblants als de la selecció de peus i desbrossada, s'obté una longitud relativa dels rebrots menor. L'anàlisi multicriterial, però, ha deixat aquest escenari en última posició i ha determinat que la millor alternativa de gestió és la selecció de rebrots i desbrossada. Això es deu a la incorporació dels criteris del model de combustible i de la possibilitat d'introduir pastura, que són clarament millors en les parcel·les desbrossades. Fins i tot les zones sense cap tractament silvícola obtenen una valoració més positiva que la selecció de rebrots, pel fet que no suposarien cap cost econòmic i perquè per a la resta de criteris la balança s'equilibraria (pràcticament el mateix model de combustible i possibilitat de pastura, millor creixement dels peus en la selecció de rebrots, però millor longitud dels rebrots en les parcel·les control).

En el supòsit que les masses forestals a gestionar tinguessin una espècie llenyosa dominant diferent a l'arboç, l'anàlisi multicriterial realitzat ha determinat que la millor alternativa seria no realitzar cap tractament silvícola. Aquest resultat es deu en bona part a la no inclusió en l'anàlisi dels criteris del model de combustible i de la possibilitat d'introduir pastura (per la desconexença dels valors que prendrien), que haurien valorat negativament l'opció de les parcel·les control. També ha tingut molt pes en aquesta decisió el gran contrast entre el cost econòmic zero de no dur a terme cap actuació i l'elevat preu dels tractaments, que supera amb escreix les petites diferències entre creixements dels peus i longitud dels rebrots. A més, el cost econòmic és un valor fix i segur, mentre que les dades experimentals tenen associat un grau d'incertesa considerable. El balanç econòmic dels tractaments silvícoles milloraria força si es considerés la possibilitat d'introduir pastura, ja que s'obtidrien alguns guanys que compensarien en part el preu de desbrossar i seleccionar els rebrots.

Per tot això, es pot dir que l'anàlisi multicriterial és una eina força útil per obtenir una idea inicial de quina podria ser l'alternativa de gestió forestal més òptima, però que l'anàlisi matemàtica objectiva ha d'anar acompanyada d'una anàlisi de la pròpia metodologia de valoració aplicada, que discuteixi si els resultats s'adeqüen a les necessitats reals del problema, plantejant-se si s'han tingut en compte tots els criteris i amb el pes que es mereixen.



En el cas del present projecte, l'anàlisi multicriterial de la gestió de masses d'arboç és de força utilitat, es consideren diferents punts de vista i amb els pesos equilibrats. Tot i això, es podria millorar en futurs estudis, incloent nous criteris com la pèrdua de biodiversitat, la percepció dels tractaments per part de la població o la producció de flors i fruits. També seria una bona opció donar encara més pes al punt de vista que tindria un gestor del territori, a qui interessaria principalment aconseguir masses forestals madures i minimitzar el risc d'incendi. En canvi, l'anàlisi multicriterial aplicat a la gestió de masses forestals d'una espècie dominant diferent de l'arboç ha demostrat tenir moltes limitacions, derivades de la falta de dades experimentals.

La gestió forestal que es proposa per a l'àrea d'estudi, i per a escenaris similars, és la selecció de rebrots dels individus d'arboç i la desbrossada del sotabosc. Aquest tractament assegura un bon creixement dels peus d'arboç, que propiciarà l'assoliment d'una estructura més madura de la vegetació. A més, es determina un model de combustible que disminueix el risc d'incendi de la situació original. La introducció de pastura permetrà mantenir el model de combustible i a la vegada generar uns guanys econòmics que compensin l'elevat preu dels tractaments silvícoles.

## **6. CONCLUSIONS**

1. El treball de camp realitzat en aquest projecte ha complert l'objectiu de donar arguments per facilitar l'elecció d'un model de gestió forestal del territori estudiat, obtenint resultats significatius tan sols un any després de l'aplicació dels tractaments silvícoles.
2. La selecció de rebrots afavoreix el creixement longitudinal relatiu dels peus d'arboç, tant si els tractaments s'apliquen sobre l'individu com sobre la parcel·la, per la disminució de la competència intraespecífica.
3. La desbrossada de les parcel·les provoca una major longitud relativa del rebrot dominant dels individus d'arboç a causa de la major disponibilitat de llum, però això no s'observa si només es desbrossa al voltant dels individus. De moment no es tenen evidències del possible efecte negatiu de la rebrotada induïda en el creixement dels peus.
4. El nombre de rebrots apareguts després de l'actuació silvícola no s'ha vist afectat ni pel tractament aplicat sobre la parcel·la ni per l'aplicat sobre l'individu.
5. La desbrossada conforma un model de combustible que dificulta la propagació del foc, però s'hauria d'estudiar quan dura aquesta situació òptima.
6. La pastura és una opció en les parcel·les desbrossades que permetria controlar el desenvolupament del sotabosc i compensar l'elevat preu del tractament.
7. Qualsevol tipus de tractament silvícola representa un alt cost econòmic.
8. L'anàlisi multicriterial realitzada s'ha mostra útil per escollir una alternativa de gestió adequada tenint en compte les diferents variables, però ha presentat limitacions quan no es coneixia prou bé l'escenari avaluat.
9. La gestió forestal que es proposa per a les masses d'arboç en regeneració després de foc és la selecció de rebrots i la desbrossada acompanyades de la introducció de pastura.
10. Aquestes conclusions haurien de ser revalidades per estudis futurs on es tinguessin en compte altres criteris com la producció de flors i fruits, la pèrdua de biodiversitat, la percepció dels tractaments per part de la població o el diàmetre dels peus d'arboç.

## 7. PRESSUPOST

Concepte	Import (€)
<b>Recursos humans</b>	<b>4423,20</b>
Salari treball de camp <i>24 dies x 6 h/dia x 10 €/h</i>	1440,00
Salari treball d'oficina <i>20 setmanes x 15 h/setmana x 9 €/h</i>	2700,00
Dietes <i>24 dietes x 8 €/dieta</i>	192,00
Desplaçaments <i>48 bitllets x 1,9 €/bitllet</i>	91,20
<b>Recursos materials</b>	<b>130,00</b>
Material de camp <i>Metres de fuster, etiquetes</i>	30,00
Material fungible <i>Fulls de paper, bolígrafs, carpetes</i>	30,00
Material d'informàtica <i>Memòria USB, CDs</i>	30,00
Impressió i enquadernació <i>4 còpies x 16 €/còpia</i>	64,00
<b>Impostos</b>	<b>728,51</b>
IVA <i>16% de les despeses totals</i>	728,51
<b>TOTAL</b>	<b>5281,71</b>

## 8. REFERÈNCIES

- Arianoutsou, M.; Thanos, C.A. (1996). *Legumes in the fire-prone Mediterranean regions: an example from Greece*. International Journal of Wildland Fire. 6, 77-82.
- Arnan, X.; Rodrigo, A.; Retana, J. (2007). *Post-fire regeneration of Mediterranean plant communities at a regional scale is dependent on vegetation type and dryness*. Journal of Vegetation Science 18, 111-122.
- Belton, V.; Stewart, T. (2002). *Multiple Criteria Decision Analysis. An integrated approach*. Kluwer Academic Publishers, Boston-Dordrecht-Londres.
- Beyschlag, W.; Lange, O.L.; Tenhunen, J.D.; (1986, 1987). *Photosynthesis and water relations of the mediterranean evergreen sclerophyll Arbutus unedo L. throughout the year at a site in Portugal*. Flora 178, 409-444; Flora 179, 399-420.
- Bolós, O.; Vigo, J. (1995). *Flora dels Països Catalans* volum III. Editorial Barcino, Barcelona.
- Bonfil, C.; Cortés, P.; Espelta, J.M.; Retana, J. (2004). *The role of disturbance in the co-existence of the evergreen Quercus ilex and the deciduous Quercus cerrioides*. Journal of Vegetation Science 15, 423-430.
- Canadell, J.; López-Soria, L. (1998). *Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs*. Functional Ecology 12, 31-38.
- Carrión, J.S.; Sánchez-Gómez, P.; Mota, J.F.; Yll, R.; Chain, C. (2003). *Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gador, southern Spain*. Holocene 13, 839-849.
- Castell, C.; Terradas, J. (1995). *Water relations, gas exchange and growth of dominant and suppressed shoots of Arbutus unedo L.* Tree Physiology 15, 405-409.
- Castell, C. (1997). *Ecofisiologia de dues espècies rebrotadores mediterrànies: l'arboç (Arbutus unedo) i l'alzina (Quercus ilex)*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Daskalidou, E.N.; Thanos, C.A. (1996). *Aleppo pine (Pinus halepensis) postfire regeneration: the role of canopy and soil seed banks*. International Journal of Wildland Fire 6, 59-66.
- Ducrey, M.; Boisserie, M. (1992). *Recrû naturel dans des taillis de Quercus ilex L. a la suite d'exploitations partielles*. Annales des Sciences Forestieres 49, 91-109.

- Espelta, J.M.; Retana, J.; Habrouk, A. (2003a). *Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites*. Forest Ecology and Management 179, 401-414.
- Espelta, J.M.; Retana, J.; Habrouk, A. (2003b). *An economic and ecological multi-criteria evaluation of reforestation methods to recover burned Pinus nigra forests in NE Spain*. Forest Ecology and Management 180, 185-198.
- Estació meteorològica d'Olesa de Montserrat. <http://eureka.ya.com/meteocat/>
- Eugenio, M.; Verkaik, I.; Lloret, F.; Espelta, J.M. (2006). *Recruitment and growth decline in Pinus halepensis populations after recurrent wildfires in Catalonia (NE Iberian Peninsula)*. Forest Ecology and Management 231, 47-54.
- Ferrandis, P.; Herranz, J.M.; Martínez-Sánchez, J.J. (1996). *The role of soil seed bank in the early stages of plant recovery after fire in a Pinus pinaster forest in SE Spain*. International Journal of Wildland Fire 6, 31-35.
- Forestal Catalana SA. [http://mediambient.gencat.net/cat/forestal\\_catalana/](http://mediambient.gencat.net/cat/forestal_catalana/)
- Herranz, J.M.; Martínez-Sánchez, J.J.; Marín, A.; Ferrandis, P. (1997). *Postfire regeneration of Pinus halepensis Miller in a semi-arid area in Albacete province (southeastern Spain)*. Ecoscience 4, 86-90.
- Hanes, T.L. (1971). *Succession after fire in the chaparral of southern California*. Ecological Monographs 41, 27-52.
- Institut Cartogràfic de Catalunya. <http://www.icc.cat>
- Institute for Environment and Sustainability (2006). *Forests Fires in Europe 2005*. <http://www.fire.uni-freiburg.de/programmes/eu-comission/EU-Forest-Fires-in-Europe-2005.pdf>
- Janssen, R.; Munda, G. (1999). *Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems*. A: van den Bergh, J. (ed.). *Handbook of environmental and resource economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- JRC-Ispra (1996). *NAIADE versió 1.0*. Institute for Systems, Informatics and Safety, Ispra.
- Konstantinidis, P.; Tsiourlis, G.; Xofis, P. (2006). *Effect of fire season, aspect and pre-fire plant size on the growth of Arbutus unedo L. (strawberry tree) resprouts*. Forest Ecology and Management 225, 359-367.

- Lloret, F.; Calvo, E.; Pons, X.; Díaz-Delgado, R. (2002). *Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula*. Landscape Ecology 17, 745-759.
- López-Soria, L.; Castell, C. (1992). *Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species*. Oecologia 91, 493-499.
- Martínez-Alier, J.; Munda, G.; O'Neil, J. (1998). *Weak comparability of values as a foundation for ecological economics*. Ecological Economics 26, 277-286.
- Masclans, F. (1959). *Guia per a conèixer els arbres de Catalunya*. Centre Excursionista de Catalunya, Barcelona.
- Meehl, G.A.; Stocker, T.F.; Collins, W.D.; Friedlingstein, P.; Gaye, A.T.; Gregory, J.M.; Kitoh, A.; Knutti, R.; Murphy, J.M.; Noda, A.; Raper, S.C.B; Watterson, I.G.; Weaver, A.J.; Zhao, Z.-C. (2007). *Global Climate Projections*. A: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (eds.). *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge-Nova York.  
<http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter10.pdf>
- Mesléard, F.; Lepart, J. (1989). *Continuous basal sprouting from a lignotuber: Arbutus unedo L. and Erica arborea L., as woody Mediterranean examples*. Oecologia 80, 127-131.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1997). *Mapa de cultivos y aprovechamientos*. Ortofotomapes del SIG Oleícola, full 392 (Esparreguera).
- Munda, G. (1995). *Multicriteria evaluation in a fuzzy environment: theory and applications in ecologicals economicals*. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Munda, G. (1998). *Multicriteria evaluation*. A: Proops, J.; Safonov, P. (eds.). *Modelling in ecological economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Naveh, Z. (1994). *The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes*. A: Moreno, J.M.; Oechel, W.C. (eds.). *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. Springer-Verlag, Nova York.
- Ne'eman, G.; Lahav, H.; Izhaki, I. (1992). *Spatial pattern of seedlings 1 year after fire in a Mediterranean pine forest*. Oecologia 91, 365-370.
- Pausas, J.G. (1999). *Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types*. Plant Ecology 140, 27-39.

- Pausas, J.G.; Vallejo, R. (1999). *The role of fire in European Mediterranean ecosystems*. A: Chuvieco, E. (ed.). *Remote sensing of large wildfires*. Springer-Verlag, Berlin.
- Pausas, J.G. (2004). *Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin)*. *Climatic Change* 63, 337-350.
- Pausas, J.G.; Bradstock, R.A.; Keith, D.A.; Keeley, J.E.; GCTE (Global Change of Terrestrial Ecosystems) Fire Network (2004). *Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems*. *Ecology* 85, 1085-1100.
- Pausas, J.G.; Verdú, M. (2005). *Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: A phylogenetic approach*. *Oikos* 109, 196-202.
- 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. (2002). *Modelització de la dinàmica de combustible en ecosistemes arbustius mediterranis*. Tesi doctoral, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Quevedo, L. (2003). *Proposta d'un Pla de gestió i restauració forestal per a les zones afectades per grans incendis (1980-2002) al terme municipal d'Esparreguera*. Projecte final de carrera, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Quevedo, L.; Rodrigo, A.; Espelta, J.M. (2007a). *Post-fire resprouting ability of 15 non-dominant shrub and tree species in Mediterranean areas of NE Spain*. *Annals of Forest Science* 64, 883-890.
- Quevedo, L.; Rodrigo, A. (2007b). *Efectes de la recurrència de focs en la composició arbòria dels boscos de Pinus halepensis*. II Congrés Forestal Català, Tarragona.
- Retana, J.; Espelta, J.M.; Habrouk, A.; Ordóñez, J.L.; Solà-Morales, F. (2002). *Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in north-eastern Spain*. *Ecoscience* 9, 89-97.
- Riba, M. (1998). *Effects of intensity and frequency of crown damage on resprouting of Erica arborea L. (Ericaceae)*. *Acta Oecologica* 19, 9-16.
- Rodrigo, A.; Retana, J.; Picó, F.X. (2004). *Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires*. *Ecology* 85, 716-729.
- Rothermel, R.C. (1983). *How to predict the spread and intensity of forest and range fire*. USDA Forest Service, Ogden, Utah.

- Sokal, R.R.; Rohlf, F.J. (1969). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and Co., Nova York.
- Terradas, J.; López-Soria, L. (1988). *Estudis sobre la capacitat de rebrotada i l'anatomia en espècies perennifòlies mediterrànies després de pertorbacions*. Informe Caixa de Barcelona.
- Terradas, J. (1996). *Ecologia del foc*. Edicions Proa, Barcelona.
- Thanos, C.A.; Georghiou, K.; Kadis, C; Pantazi, C. (1992). *Cistaceae: a plant family with hard seeds*. Israel Journal of Botany 41, 251-263.
- Torres, J.A.; Valle, F.; Pinto, C.; García-Fuentes, A.; Salazar, C.; Cano, E. (2002). *Arbutus unedo L. Communities in southern Iberian Peninsula mountains*. Plant Ecology 160, 207-233.
- Verdú, M.; Pausas, J.G. (2007). *Fire drives phylogenetic clustering in Mediterranean Basin woody plant communities*. Journal of Ecology 95, 1316-1323.
- Verkaik, I.; Espelta, J.M. (2006). *Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in Pinus halepensis*. Forest Ecology and Management 231, 155-163.
- Viegas, D.X.; Allgöwer, B.; Koutsias, N.; Eftichidis, G. (2003). *Fire spread and the wildland urban interface problem*. A: Xanthopoulos, G. (ed.). *Proceedings of the international scientific workshop on forest fires in the wildland urban interface and rural areas in Europe: an integral planning and management challenge*. Institute of Mediterranean Forest Ecosystems and Forest Products Technology, Atenes.
- Whelan, R.J. (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wikimedia Commons. <http://commons.wikimedia.org>
- Zedler, P.H. (1995). *Fire frequency in southern California shrublands: biological effects and management options*. A: Keeley, J.E.; Scott, T. (eds.). *Brushfires in California wildlands: ecology and resource management*. International Association of Wildland Fire, Fairfield.