

# ESTUDI DELS PATRONS DE COLONITZACIÓ POSTINCENDI EN VERTEBRATS AL LLARG DE GRADIENTS AMBIENTALS I ESPACIALS

**Roger Puig Gironès**

Per citar o enllaçar aquest document:

Para citar o enlazar este documento:

Use this url to cite or link to this publication:

<http://hdl.handle.net/10803/416576>

**ADVERTIMENT.** L'accés als continguts d'aquesta tesi doctoral i la seva utilització ha de respectar els drets de la persona autora. Pot ser utilitzada per a consulta o estudi personal, així com en activitats o materials d'investigació i docència en els termes establerts a l'art. 32 del Text Refós de la Llei de Propietat Intel·lectual (RDL 1/1996). Per altres utilitzacions es requereix l'autorització prèvia i expressa de la persona autora. En qualsevol cas, en la utilització dels seus continguts caldrà indicar de forma clara el nom i cognoms de la persona autora i el títol de la tesi doctoral. No s'autoritza la seva reproducció o altres formes d'explotació efectuades amb finalitats de lucre ni la seva comunicació pública des d'un lloc aliè al servei TDX. Tampoc s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant als continguts de la tesi com als seus resums i índexs.

**ADVERTENCIA.** El acceso a los contenidos de esta tesis doctoral y su utilización debe respetar los derechos de la persona autora. Puede ser utilizada para consulta o estudio personal, así como en actividades o materiales de investigación y docencia en los términos establecidos en el art. 32 del Texto Refundido de la Ley de Propiedad Intelectual (RDL 1/1996). Para otros usos se requiere la autorización previa y expresa de la persona autora. En cualquier caso, en la utilización de sus contenidos se deberá indicar de forma clara el nombre y apellidos de la persona autora y el título de la tesis doctoral. No se autoriza su reproducción u otras formas de explotación efectuadas con fines lucrativos ni su comunicación pública desde un sitio ajeno al servicio TDR. Tampoco se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al contenido de la tesis como a sus resúmenes e índices.

**WARNING.** Access to the contents of this doctoral thesis and its use must respect the rights of the author. It can be used for reference or private study, as well as research and learning activities or materials in the terms established by the 32nd article of the Spanish Consolidated Copyright Act (RDL 1/1996). Express and previous authorization of the author is required for any other uses. In any case, when using its content, full name of the author and title of the thesis must be clearly indicated. Reproduction or other forms of for profit use or public communication from outside TDX service is not allowed. Presentation of its content in a window or frame external to TDX (framing) is not authorized either. These rights affect both the content of the thesis and its abstracts and indexes.



# Estudi dels patrons de colonització postincendi en vertebrats al llarg de gradients ambientals i espacials

Roger Puig-Gironès

2016

Estudi dels patrons de colonització postincendi en vertebrats  
al llarg de gradients ambientals i espacials

Roger Puig-Gironès

Els incendis forestals són alteracions naturals que afecten l'estructura del paisatge i la biodiversitat. A la conca mediterrània, els incendis forestals es donen especialment en les estacions caloroses, degut a la marcada estacionalitat climàtica i a la irregularitat de pluges de la regió. Tanmateix, en els darrers anys tant el nombre d'incendis com la mida dels mateixos ha anat en augment, associat amb la intervenció humana. A aquesta alteració dels règims naturals d'incendi, s'hi ha d'afegir el previsible augment de les temperatures.

Les relacions que s'estableixen entre l'hàbitat cremat i la fauna depenen de múltiples factors. Les espècies de tallarols associades a l'estrat arbustiu, són característiques dels primers estadis de la successió i, per tant, són bons models d'estudi per analitzar la influència que pot tenir l'aridesa en la regeneració de la vegetació després d'un incendi forestal. Per altre banda, els rosegadors són un component important pel funcionament dels ecosistemes forestals, ja que constitueixen una font important d'aliment per a depredadors, i influeixen en l'estructura i regeneració de la vegetació, mitjançant el consum i dispersió de llavors. A més, els rosegadors, són un bon model a estudiar, gràcies a la seva velocitat de resposta als canvis en l'estructura i composició dels hàbitats pertorbats. Alhora, conèixer la resposta de les espècies als incendis forestals i a la posterior tala de salvament és essencial per dur a terme una gestió sostenible. La tala pot modificar els hàbitats prèviament pertorbats, influir en les poblacions i comunitats, posar en risc la recuperació natural de la vegetació i alterar els patrons d'heterogeneïtat del paisatge.

En el primer capítol d'aquesta tesi s'analitza com el gradient d'aridesa regional de Catalunya afecta a la recuperació postincendi de la vegetació, la riquesa d'espècies d'aus i l'abundància de tallarols de matollar. En el segon capítol s'avalua el paper relatiu de dues hipòtesis sobre l'abundància de rosegadors i la remoció de llavors en els primers moments després d'un incendi forestal. Aquestes hipòtesis contraposades fan referència, per una banda, a la capacitat dels rosegadors a resistir el pas del foc sota cavitats, roques o en túnels subterranis o, per altre banda, a la colonització des de l'àrea no cremada. En el tercer capítol avaluem com la tala postincendi i la gestió de la fusta cremada poden afectar la recolonització de rosegadors i la remoció de llavors.







Universitat de Girona

TESI DOCTORAL

**Estudi dels patrons de colonització postincendi  
en vertebrats al llarg de  
gradients ambientals i espacials**

Roger Puig-Gironès

2016

PROGRAMA DE DOCTORAT EN CIÈNCIES EXPERIMENTALS I SOSTENIBILITAT

Director de tesi:

Dr. Pere Pons Ferran

Candidat a doctor:

Roger Puig Gironès

**La present tesi doctoral conté 20 annexos al final del document.**

**Memòria presentada per optar al títol de Doctor per la Universitat de Girona**







El Dr. Pere Pons Ferran, del Departament de Ciències Ambientals de la Universitat de Girona,

Certifica:

Que aquest treball, titulat – Estudi dels patrons de colonització postincendi en vertebrats al llarg de gradients ambientals i espacials, que presenta en Roger Puig-Gironès per a l'obtenció del títol de doctor, ha estat realitzat sota la seva direcció.

Dr. Pere Pons Ferran

Professor Agregat

Departament de Ciències Ambientals

Universitat de Girona

A handwritten signature in blue ink, consisting of a stylized, cursive script that is difficult to decipher but appears to be the name of the signatory.

Girona, Juliol del 2016.



A la Cristina Sánchez Cascante i la Saona Puig Sánchez

*"A person who never made a mistake, never tried anything new"*

**Albert Einstein**



## AGRAÏMENTS

Vull agrair-li, especialment i primerament, a la **Cristina Sánchez** el fet d'estar sempre al meu costat donar-me suport, pausa, reflexió i equilibri al meu desordre diari, encara que no m'ho mereixés. Però sobretot per estimar-me, per donar-me felicitat i una preciositat anomenada **Saona Puig Sánchez**.

Òbviament al meu director de tesi, en **Pere Pons**, a qui vaig saber enganyar perquè hem dirigit la tesi sense que em conegués. Ha suat per ordenar el meu desordre i excés d'informació, però poc a poc, m'ha redreçat i ensenyat un munt de coses, amb la seva parsimònia i saber fet. Sense exigències ni relaxació, sempre amb les paraules justes. A en **Lluís Brotons**, en **Miguel Clavero** i en **Josep Rost** els agraeixo especialment les correccions, opinions i punts de vista dels diferents articles que es derivaran de la present tesi doctoral, però especialment la paciència, el saber fer i el bon humor que hi han posat de forma desinteressada .....

A la família, especialment a la meva mare, **Margarita**, i al meu pare, **Martí**. M'heu educat, alimentat, renyat, ajudat, suportat, estimat, aconsellat, abraçat, consolat, tranquil·litzat i molt més. Per tot això moltes gràcies. Als meus germans, **Gemma**, **Osvald** i **Ovidi**, a les bones i les dolentes, en els bons moments i en les discussions, sempre hi som. I la resta de família: **Assumpció**, **Santi**, **Anna**, **Montse**, **Jordi** i **Michel**, **Núria**, **Anna**, **Lluc**, **Grau**, **Roc**, **Guim**, **Pilar**, **Albert**, **Josep**, **Virginia**, **Carme**, **Miquel**, **Susana**, **Edu**, **Jesica**, **Núria**, **Miquel**, **Josep** i **Ferran**. Sí, ja he acabat d'estudiar, de moment .....

Als amics, **Lluís Peñarrubia** pels cafès, les xarrades, les hores compartides, les discussions, els secretets, els riures i per tot allò que hem compartit, i l'**Isaac Planes** l'eminència dels escarabats, l'ambaixador belga, el rodamón barba-roja, sempre feliç i disposat a tot, amb els dos va començar aquesta aventura. A més d'en, **Zurdo**, **Riki**, **Nona**, **Neve**, **Neus**, **Male**, **Magú**, **Lluís**, **Jordan**, **Ester**, **Cruz**, **Cris**, **Berta**, **Anna**, **Alex**, **Eli**, **Morales**, **Jon**, **Maria**, **Olga**, **Rubèn**, **Silvia**, **Edu**, **Eudald**, **Ari** i als membres de la *Teta enroscada*.

A la gent de l'àrea, **Margarida**, **Bas**, **Núria**, **David**, **Crisanto**, **Marta**, **Josep**, **Alba**, **Dolors**, **Marta**, **Harold**, **Carles**, **Pilar**, **Gemma** i **Silvia**. I als doctorands de la UdG, especialment a l'**Imma** i l'**Elena** per les pauses de primera hora, de mig matí, d'abans de dinar, de després de dinar, de berenar o de quan calgués parar i desconnectar o despertar-se. Així com als altres becaris amb els que hem compartit penes, alegries, truites i ratafia, **Sara**, **Sandra**, **Pau** (*infinite blue*), **David** (*el post-doc sin doc*), **Mireia**, **Pau** (*petit*), **Dani**, **Montse**, **Carla**, **Júlia**, **Santi**, **Txell**, **Ari**, **Àlex**, **Roger**, ....., i així fins a la resta de doctorands amb els que he compartit, en algun moment o altre, part del nostre periple universitari. I a la gent del bar de ciències, la **Rosa** i en **Cacho**, no només són cambrers.

També m'agradaria recordar-me de la **Sefa** i en **Piñol**, sempre hi ha professors que et marquen de per vida, aquests sou vosaltres.

Finalment i molt especialment, vull dedicar les ultimes frases d'aquest apartat a dues persones meravelloses: a la **Joana Abellí** i a l'**Eugeni Sánchez**, la meva avia i el meu sogre.

A l'Eugeni, el mestre de cerimònies d'una família meravellosa, plena d'amor i respecte, pare de la meva parella i l'avi de la meva filla a la qual, malauradament, no coneixeràs, vull agrair-te simplement haver-te conegut. Eres molt bon home, molt. Sempre juganer, rialler, bromista i ple d'alegria, però seriós i correcte quan la situació ho requeria. De poques paraules i molts fets. Tranquil i reflexiu. No coneixeràs la teva neta. Però ella, si que et coneixerà a tu. El que ens has ensenyat, li ensenyarem. Els teus valors, seran els nostres valors. Les teves ensenyances, seran nostres. La teva alegria, serà la nostre. I amb tot, li explicarem a la Saona qui eres i com eres. De tu recordaré moltes coses, però sobretot: ajudar a tothom i afrontar la vida amb alegria, fins les darreres conseqüències.

A tu Avia, només vull agrair-te les poques frases que recordo de tu, i que m'han acompanyat fins aquí:

“Tu fill meu ets molt tendre, com les plantes i animals que tant cuides i estimes. Aquesta teva passió per la natura, no la perdis. Treballa per la natura i seràs feliç”.

Aquesta tesi, té molt de mi, del meu desordre, del meu caos, de les meves ganes d'explicar-ho tot i de la meva passo. Però certament, aquesta meva tesi té molt de tu, gràcies avia.





# ÍNDIX FIGURES

## FIGURES CORRESPONENTS A LA INTRODUCCIÓ GENERAL

<b>Figura 01</b>	Importància de l'agricultura en el passat	<b>05</b>
<b>Figura 02</b>	Propaganda de prevenció i lluita contra els incendis forestals s. XX	<b>09</b>
<b>Figura 03</b>	Heterogeneïtat en el paisatge generada pel foc	<b>11</b>
<b>Figura 04</b>	Suredes abans i després del foc	<b>17</b>
<b>Figura 05</b>	Excrements de carnívors amb llavors de fruits carnosos	<b>21</b>
<b>Figura 06</b>	Destí comercial de la fusta cremada i talada	<b>23</b>
<b>Figura 07</b>	Transformació del habitat pel foc i la posterior tala del bosc cremat	<b>25</b>

## FIGURES CORRESPONENTS ALS OBJECTIUS GENERALS

<b>Figura 08</b>	Esquema general dels objectius de la tesi	<b>34</b>
------------------	---	-----------

## FIGURES CORRESPONENTS A L'ÀREA D'ESTUDI I MÈTODES

<b>Figura 09</b>	Mapa de Catalunya amb les àrees diferents mostrejades	<b>39</b>
<b>Figura 10</b>	Representació esquemàtica dels transectes de mostreig	<b>47</b>

## FIGURES CORRESPONENTS AL CAPÍTOL 1

<b>Figure 11</b>	Map of Catalonia with the annual water deficit and wildfire locations	<b>55</b>
<b>Figure 12</b>	Relationships of the foliage cover with time since fire and water deficit categories	<b>62</b>
<b>Figure 13</b>	Relationships of the four shrubland birds with time since fire and water deficit categories	<b>65</b>

## FIGURES CORRESPONENTS AL CAPÍTOL 2

<b>Figure 14</b>	Location of wildfires and the fire perimeters	<b>76</b>
<b>Figure 15</b>	Schematic representation of sampling transects	<b>78</b>
<b>Figure 16</b>	Relationship between the distance to the burnt perimeter and the rodent abundance	<b>83</b>
<b>Figure 17</b>	Relationship between the distance to the burnt perimeter and acorn removal	<b>85</b>

### **FIGURES CORRESPONENTS AL CAPÍTOL 3**

<b>Figure 18</b>	Location of wildfires and the fire perimeters	<b>96</b>
<b>Figure 19</b>	Relationship between vegetation and the time since fire	<b>102</b>
<b>Figure 20</b>	Relationship between rodent and the time since fire	<b>104</b>
<b>Figure 21</b>	Relationship between acorn removal and the time since fire	<b>106</b>
<b>Figure 22</b>	Trends of rodent abundance and acorn removal in function of the volume of branches	<b>107</b>

### **FIGURES CORRESPONENTS A LA DISCUSSIÓ GENERAL**

<b>Figura 23</b>	Pèrdua de la complexitat estructural després d'un incendi i la posterior tala del bosc	<b>117</b>
<b>Figura 24</b>	Ratolí de bosc supervivent de l'incendi	<b>123</b>
<b>Figura 25</b>	Celeritat de la recuperació vegetal	<b>126</b>
<b>Figura 26</b>	Interacció rosegador-aglà	<b>129</b>
<b>Figura 27</b>	Efectes de la tala sobre la recuperació vegetal	<b>133</b>
<b>Figura 28</b>	Pilons de branques	<b>137</b>

# ÍNDIX TAULES

## TAULES CORRESPONENTS A L'ÀREA D'ESTUDI I MÈTODES

<b>Taula 01</b>	Característiques generals de les àrees mostrejades: <b>Capítol 1</b>	<b>42</b>
<b>Taula 02</b>	Característiques generals de les àrees mostrejades: <b>Capítols 2 i 3</b>	<b>43</b>

## TAULES CORRESPONENTS AL CAPÍTOL 1

<b>Table 03</b>	Summary of the sampling design according to the size range of burnt areas	<b>56</b>
<b>Table 04</b>	Generalized linear mixed models (GLMM) on foliage covers	<b>60</b>
<b>Table 05</b>	Generalized linear mixed models (GLMM) on abundance of the shrubland birds and bird richness	<b>63</b>

## TAULES CORRESPONENTS AL CAPÍTOL 2

<b>Table 06</b>	Description of the burnt areas	<b>77</b>
<b>Table 07</b>	Generalized linear mixed models (GLMM) on rodent abundance	<b>82</b>
<b>Table 08</b>	Generalized linear mixed models (GLMM) on acorn removal	<b>84</b>

## TAULES CORRESPONENTS AL CAPÍTOL 3

<b>Table 09</b>	Description of the burnt areas	<b>97</b>
<b>Table 10</b>	Generalized linear mixed models (GLMM) on habitat structure	<b>101</b>
<b>Table 11</b>	Generalized linear mixed models (GLMM) on rodent abundance and acorn removal	<b>105</b>



# ÍNDEX GENERAL

<b>ÍNDEX DE FIGURES</b>	<b>i</b>
<b>ÍNDEX DE TAULES</b>	<b>iii</b>
<b>ÍNDEX GENERAL</b>	<b>iv</b>
<b>RESUM</b>	<b>vi</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>viii</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>x</b>
<b>INTRODUCCIÓ GENERAL</b>	<b>02</b>
El foc en el context mediterrani	<b>04</b>
Respostes de la fauna a gradients ambientals i espacials	<b>10</b>
El seguiment de la fauna després d'una pertorbació	<b>13</b>
Els processos de recolonització després del foc	<b>16</b>
La gestió postincendi i els seus efectes	<b>22</b>
<b>OBJECTIUS GENERALS</b>	<b>32</b>
<b>ÀREA D'ESTUDI I MÈTODES</b>	<b>36</b>
Àrea d'estudi	<b>38</b>
Hàbitats presents a les àrees d'estudi	<b>44</b>
Els organismes estudiats	<b>44</b>
Mètodes generals	<b>46</b>
<b>CAPÍTOL 1 – <i>The effect of aridity on the recovery of shrubland bird populations after wildfire.</i></b>	<b>50</b>
Introduction	<b>52</b>
Study region and methods	<b>53</b>
Results	<b>60</b>
Discussion	<b>66</b>
<b>CAPÍTOL 2 – <i>Effects of the distance from the burnt area perimeter on the recovery of rodent populations and on seed removal by rodents after wildfire.</i></b>	<b>72</b>
Introduction	<b>74</b>
Materials and methods	<b>75</b>
Results	<b>82</b>
Discussion	<b>86</b>
<b>CAPÍTOL 3 – <i>Does salvage logging affect colonization of rodents after wildfire?</i></b>	<b>92</b>
Introduction	<b>94</b>
Materials and methods	<b>97</b>

Results	101
Discussion	106
<b>DISCUSSIÓ GENERAL</b>	<b>116</b>
La resposta de la fauna a pertorbacions en el context de canvi global	118
Els processos de recolonització postincendi	122
Les interaccions planta-animal	128
La gestió forestal postincendi i la fauna	132
Una mirada al futur: gestió postincendi i serveis ecosistèmics	136
<b>CONCLUSIONS GENERALS</b>	<b>144</b>
<b>REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES</b>	<b>150</b>
<b>ANNEXOS</b>	<b>176</b>
<b>Annexos derivats de l'Àrea d'estudi i Mètodes</b>	
Annex I. Llistat dels hàbitats estudiats en els capítols 2 i 3.	178
Annex II. Descripció dels hàbitats corresponents als Capítols 2 i 3.	180
Annex III. Ocells de matollar mediterranis tractats al capítol 1	185
Annex IV. Rosegadors tractats en els capítols 2 i 3	188
<b>Annexos derivats del Capítol 1</b>	
Annex V. Details of the Thornthwaite equation	191
Annex IV. Data selection	192
Annex VII. Influence of quadratic terms on bird species richness and shrubland birds abundance	192
Annex VIII. Influence of quadratic term on the foliage covers	193
Annex IX. Combinations of environmental variables used in the GLMM	194
Annex X. Models for each response variable	196
<b>Annexos derivats del Capítol 2</b>	
Annex XI. Principal component analysis (PCA)	197
Annex XII. Influence of quadratic terms on rodent abundance and acorn removal	197
Annex XIII. Combinations of environmental variables used in the GLMM	198
Annex XIV. Models for each response variable	199
Annex XV. Variability of acorn removal and rodent along Time-since-fire with standardized means	200
<b>Annexos derivats del Capítol 3</b>	
Annex XVI. Principal component analysis (PCA)	201
Annex XVII. First and second factor (PC1 and PC2) scores	201
Annex XVIII. Combinations of environmental variables used in the GLMM	202
Annex XIX. Models for each response variable	204
Annex XX. Summary of two-way ANOVA	205

## RESUM

Els incendis forestals són alteracions naturals que afecten l'estructura del paisatge i la biodiversitat. Els climes particulars n'han afavorit les elevades freqüències, esdevenint un factor selectiu sobre la morfologia, fisiologia i els cicles de vida de plantes i animals. El foc també ha jugat un paper clau tot influenciant l'estructura del paisatge així com les comunitats biòtiques a la conca mediterrània, caracteritzada per una marcada estacionalitat climàtica i irregularitat de pluges. Les espècies de tallarols associades a l'estrat arbustiu, són característiques dels primers estadis de la successió i, per tant, són bons models d'estudi per analitzar la influència que pot tenir l'aridesa en la regeneració de la vegetació després d'un incendi forestal. En **el primer capítol** d'aquesta tesi es va usar una gran base de dades (3.072 censos en 695 transectes localitzats en 70 àrees recentment cremades) per analitzar com el gradient d'aridesa regional de Catalunya afectava la recuperació postincendi de la vegetació, la riquesa d'espècies d'aus i l'abundància de tallarols de matollar. Models lineals generalitzats mixtes (GLMM) van mostrar que l'aridesa afectava l'estructura de la vegetació, concretament la recuperació del recobriment arbustiu era més lenta en zones més àrides. Per altre banda, el temps transcorregut des de l'incendi afectava positivament la riquesa d'espècies d'aus i l'abundància de les quatre espècies de tallarol estudiades. No obstant, només les abundàncies del bosqueta vulgar (*Hippolais polyglotta*) i de la tallareta cuallarga (*Sylvia undata*) es van veure afectats negativament per l'aridesa. D'altra banda, es va observar un retard en la resposta poblacional del tallarol de garriga (*Sylvia cantillans*) a les àrees cremades més àrides en comparació de les zones cremades de condicions mésiques. En general, aquest estudi suggereix que els futurs augments en l'aridesa poden afectar la regeneració vegetal després del foc i alentir la recuperació de les poblacions d'animals que depenen de sotabosc i del matollar. Tenint en compte els augments destacats de l'aridesa i la freqüència d'incendis a les regions de clima mediterrani, augmentar el coneixement sobre l'afecte del dèficit hídric sobre la successió ecològica, és especialment necessari.

Els rosegadors són un component important pel funcionament dels ecosistemes forestals, ja que constitueixen una font important d'aliment per a depredadors, i influeixen en l'estructura i regeneració de la vegetació, mitjançant el consum i dispersió de llavors. Alhora, els rosegadors responen ràpidament als canvis en l'estructura i composició dels hàbitats pertorbats. Els incendis forestals, particularment, afecten als rosegadors, tant directament com indirectament. Tot i que els rosegadors poden resistir el pas del foc sota cavitats, roques o en túnels subterranis, la seva supervivència depenen de la disponibilitat i adequació de l'estructura de l'hàbitat resultant (especialment del recobriment vegetal), la disponibilitat d'aliments i, a més, han d'enfrontar la reducció en la disponibilitat de recursos i una major pressió de depredació. Per tant, els rosegadors poden recupar les àrees cremades a partir dels individus que sobreviuen a l'incendi forestal (en "*refugis internes*") o bé, colonitzant des de l'àrea no cremada (*colonització externa*). **El segon capítol** d'aquesta tesi va avaluar el paper relatiu de les dues hipòtesis sobre l'abundància de rosegadors i la remoció de llavors per part d'aquests després d'un incendi forestal. Per a aquest objectiu es van estudiar quatre grans àrees cremades a Catalunya, utilitzant estacions de mostreig a distàncies creixents des del perímetre de la zona cremada. Al llarg de l'estudi 21.381 aglans (23.9%) varen ser remogudes per part de rosegadors i es van capturar 1.620 micromamífers, dels quals el 70,5 % corresponien al ratolí de bosc (*Apodemus sylvaticus*) i un 12,2 % van correspondre a ratolí mediterrani (*Mus spretus*). En els primers sis mesos després del foc, l'abundància del ratolí de bosc i la remoció de llavors van ser més altes a les proximitats del perímetre, encara que alguns individus també van ser trobats lluny d'aquest perímetre, el que suggeria que tots dos processos de colonització, interns i externs, ocorren en els primers moments després del foc. No obstant, les evidències mostren que aquesta colonització s'explica principalment per l'entrada d'individus en dispersió provinents de les proximitats del perímetre cremat. Contràriament, el ratolí mediterrani va aparèixer passats tres mesos després del foc, colonitzant l'àrea cremada procedent de fonts externes. Tanmateix, en ambdós casos, el

recobriments vegetals va resultar ser la variable més important per explicar l'abundància dels rosegadors immediatament després de foc. Per tant, els rosegadors són escassos en les àrees recentment cremades on el recobriment és baix. Quan la vegetació es recupera passats alguns mesos, els recursos (aliment i refugi), probablement són menys limitats i la competència per l'espai és encara baixa, així els individus dispersants provinents de les àrees no cremades prenen avantatge d'aquest hàbitat buit.

Conèixer la resposta de les espècies als incendis forestals i a la posterior tala de salvament és essencial per dur a terme una gestió sostenible. La tala de grans àrees cremades pot reduir o eliminar els llegats biològics, modificar els hàbitats prèviament pertorbats, influir en les poblacions, alterar la composició de les comunitats, posar en risc la recuperació natural de la vegetació i alterar els patrons d'heterogeneïtat del paisatge. Els objectius del **tercer capítol** d'aquesta tesi pretenien avaluar com la tala de salvament postincendi i la gestió de la fusta cremada afectaven la recolonització dels rosegadors i la remoció de llavors. Per a aquest objectiu es van estudiar tres de les quatre àrees utilitzades en el capítol dos, on es varen talar les pinedes cremades. Els models resultants van mostrar que la gestió forestal afectava negativament la regeneració del recobriment vegetal en un període curt de temps. A més, les pràctiques de gestió més intenses (les quals deixaven menor volum de branques al medi) mostraven menor recobriment vegetal, que alhora presentava menor altura. En general, el ratolí de bosc presentava majors abundàncies en àrees cremades, respecte les talades. Per contra, el ratolí mediterrani i el talpó dels prats (*Microtus arvalis*) presentaven majors abundàncies en els hàbitats talats i simplificats. Per altre banda, l'abundància del ratolí de bosc va ser major en zones on les branques cremades es van deixar al medi, ja fos al terra o apilades, mentre que el ratolí mediterrani preferia indrets sense branques derivades de la gestió. Aquestes diferències interespecífiques en la selecció de microhàbitats, garanteixen la remoció de llavors per part dels rosegadors, tant en les zones cremades com en les talades. Per tant, deixant restes de fusta després de la tala postincendi es pot minimitzar l'efecte de les pràctiques de gestió, ja que proporcionen microhàbitats adequats.

La comprensió de la dinàmica de recolonització és fonamental per a ecòlegs i gestors a l'hora d'anticipar els patrons poblacionals de dispersors i consumidors de llavors en els paisatges pertorbats. Essencialment en el context dels escenaris futurs per els quals haurem de millorar el nostre coneixement sobre com l'aridesa afecta els processos posteriors als incendis, i especialment a les zones amb un gradient d'aridesa més extrem. Alhora, les perturbacions addicionals que redueixen la connectivitat de l'hàbitat, com la tala de salvament, poden afectar l'estructura d'hàbitat, la disponibilitat de recursos alimentaris i el flux de gens. La reducció de les espècies dispersants de llavors podria tenir efectes sobre la vegetació que depèn dels seus "serveis" per assolir una regeneració reeixida. Per aquesta raó, la gestió forestal ha de tenir en compte la recuperació de les poblacions de consumidors i dispersants de llavors i salvaguardar els llegats biològics que juguen un paper fonamental com a refugi després d'un incendi. D'altra banda, s'ha d'enfortir la investigació sobre els efectes de la gestió postincendi sobre la vida silvestre, especialment durant els moments immediatament posteriors a l'incendi i, en relació a la dispersió de llavors.

## SUMMARY

Wildfires are natural disturbances that affect landscape structure and biodiversity. Particular climates have favoured high frequency of wildfires, a selective factor affecting morphology, physiology and life cycles of plants and animals. Fire has also played a key role influencing landscape structure and biotic communities in the Mediterranean Basin, with its marked climatic seasonality and irregular rainfall. Early-successional warbler species associated to the structure of the shrub layer are good study models to analyse the influence that aridity may have on postfire plant regeneration. Using a large database (3,072 censuses in 695 transects located in 70 recently burnt areas) **the first chapter** of this thesis aims to analyse how a regional aridity gradient in Catalonia affects postfire recovery of vegetation, bird species richness and shrubland warbler abundances. Generalized linear mixed models (GLMM) showed that aridity affects vegetation structure and, specifically, that the recovery of the shrub cover is slower in arid areas. Time since fire positively influenced bird species richness and the abundance of the four focal species. However, only the abundances of Melodious warbler (*Hippolais polyglotta*) and Dartford warbler (*Sylvia undata*) were negatively affected by aridity. On the other hand, a delay in the population response of the Subalpine warbler (*Sylvia cantillans*) was observed in arid burnt areas compared to mesic burnt areas. Overall, this study suggests that future increases in aridity can affect plant regeneration after fire and slow down the recovery of animal populations that depend on understorey and shrublands. Given the recently highlighted increases in aridity and fire frequency in Mediterranean-climate regions, improved knowledge on how water deficit affects ecological succession, is especially necessary.

Rodents are an important component in the functioning of forest ecosystems, constituting an important food source for forest-predators and influencing forest vegetation structure and regeneration through consumption and dispersal of seeds. Rodents respond quickly to the changes in habitat structure and composition undergone by disturbed ecosystems. Wildfires, in particular, affect rodents both directly and indirectly. Although rodents may resist the passage of fire sheltered in cavities, under rocks or in underground tunnels, survivors depend on availability and suitable structure of the habitat, especially plant cover, food availability and have to face a reduction in the availability of resources and an increased predation pressure. Rodents may therefore recolonize burnt areas from individuals that survived the wildfire in “internal refuges” or this colonization may occur mainly from the surrounding unburnt area (external colonization). **The second chapter** of this thesis assess the relative role of both hypothesis on rodent abundance and seed removal by rodents after wildfire. To this aim we studied four large burnt areas in Catalonia, using sampling stations at increasing distances from the perimeter of the burnt area. Along the whole study 21,381 acorns (23.9%) were removed by rodents and 1,620 small-mammals were captured, of which 70.5 % were Wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) and 12.2 % were Algerian mouse *Mus spretus*). In the first six months after fire the abundance of the Wood mouse and seed removal were highest near the perimeter, although individuals were also found far from it, suggesting that both colonization processes, internal and external, already occur in the early stage after fire. However, the evidence shows that this colonization is mainly explained by the entry of dispersal individuals from the proximities of the burnt perimeter. In contrast, Algerian mouse (appeared more than three months after fire, colonizing from external sources. Vegetation cover was the most important variable affecting rodent abundance in early burnt areas. Therefore, rodents are scarce in recently burnt areas where cover is low. When vegetation recovers after some months, resources (food and refuge) are likely less limiting and competition is still low, dispersing individuals from the unburnt area take advantage of an empty habitat.

The knowledge of species response to wildfires and to postfire salvage logging is essential to conduct a sustainable management. Logging large burnt areas may reduce or eliminate biological legacies, modify rare post disturbance habitats, influence populations, alter community

composition, impair natural vegetation recovery and alter patterns of landscape heterogeneity. The aims of **the third chapter** of this thesis were to evaluate how postfire salvage logging and the management of woody debris affect rodent recolonization and seed removal. To this aim we studied three of the four large burnt areas used in chapter two, where logging affected pine forest. Management negatively affected plant cover regeneration in the short time; and more intensive management practices (leaving lower volume of branches on site) resulted in a lower plant cover and height. In general, Wood mouse had higher abundances in burnt areas, respect logged areas. Conversely, Algerian mouse and Common vole (*Microtus arvalis*) were more abundant in logged and simplified habitat. Wood mouse abundance was higher in areas where wood debris had been left either on the ground or forming piles, whereas Algerian mouse preferred sites without branches from the management. Interspecific differences in microhabitat selection mean that seed removal by rodents did also occur in burnt and logged areas. Leaving wood debris after salvage logging can minimize the effect of management practices, because it provides areas adequate microhabitat.

Understanding recolonization dynamics is fundamental for ecologists and managers to anticipate patterns of plant disperser and consumer populations in disturbed landscapes. In the context of future scenarios the knowledge on how aridity affects postfire processes, especially in areas near the extreme aridity gradient, needs to be improved. Additional disturbances that reduce the habitat connectivity, like salvage logging, may affect habitat structure, food resource availability and gene flow. A decline in disperser species may have effects on plants that depend on their "services" for successful regeneration. For this reason, forest management must take into account population recovery of seed consumers and dispersers and preserve biological legacies that act as a refuge after the fire. Moreover, research is needed on the effects of postfire management on wildlife, especially during the first years after fire and regarding seed predation and dispersal.

## RESUMEN

Los incendios forestales son alteraciones naturales que afectan a la estructura del paisaje y la biodiversidad. Los climas particulares han favorecido las altas frecuencias de incendios forestales, siendo un factor selectivo que afecta a la morfología, fisiología y ciclos de vida de plantas y animales. El fuego también ha jugado un papel clave que influye en la estructura del paisaje y las comunidades bióticas en la cuenca mediterránea, con su marcada estacionalidad climática y la irregularidad de las lluvias. Las especies de currucas asociadas a la estructura de la capa arbustiva, son características de los primeros estadios de la sucesión y, por lo tanto, son buenos modelos de estudio para analizar la influencia que puede tener la aridez en la regeneración de la vegetación después de un incendio forestal. En el **primer capítulo** de esta tesis se usa una gran base de datos (3.072 censos en 695 transectos localizados en 70 áreas recientemente cremadas) para analizar cómo el gradiente de aridez regional de Cataluña afecta a la recuperación postincendio de la vegetación, la riqueza de especies de aves y las currucas de matorral. Los modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) mostraron que la aridez afecta a la estructura de la vegetación y, en concreto, que la recuperación del recubrimiento arbustivo es más lenta en las zonas áridas. El tiempo transcurrido desde el incendio influye positivamente en la riqueza de especies de aves y en la abundancia de las cuatro especies de curruca estudiadas. Sin embargo, sólo las abundancias del zarceró común (*Hippolais polyglotta*) y de la curruca rabilarga (*Sylvia undata*) se vieron afectados negativamente por la aridez. Por otra parte, se observó un retraso en la respuesta poblacional de la curruca carrasqueña (*Sylvia cantillans*) en las quemadas más áridas en comparación con las superficies quemadas de condiciones más húmedas. En general, este estudio sugiere que los futuros aumentos en la aridez pueden afectar a la regeneración vegetal después del fuego y ralentizar la recuperación de las poblaciones de animales que dependen de sotobosque y del matorral. Teniendo en cuenta los recientes aumentos destacados de la aridez y la frecuencia de incendios en las regiones de clima mediterráneo, aumentar el conocimiento de cómo el déficit hídrico afecta la sucesión ecológica, es especialmente necesario.

Los roedores son un componente importante en el funcionamiento de los ecosistemas forestales, ya que constituyen una fuente importante de alimento para los depredadores forestales, e influyen en la estructura de la vegetación forestal y su regeneración a través del consumo y dispersión de semillas. Los roedores responden rápidamente a los cambios en la estructura y composición del hábitat sufridos en ecosistemas perturbados. Los incendios forestales, en particular, afectan a los roedores, tanto directa como indirectamente. A pesar de que los roedores pueden resistir el paso del fuego bajo cavidades, rocas o en túneles subterráneos, los sobrevivientes dependen de la disponibilidad y adecuación de la estructura del hábitat, especialmente del recubrimiento vegetal, la disponibilidad de alimentos, así como la una reducción en la disponibilidad de recursos y la mayor presión de depredación. Por lo tanto, los roedores pueden recolonizar las áreas quemadas a partir de los individuos que sobrevivieron al incendio forestal en "refugios internos" o bien, esta colonización puede ocurrir principalmente desde el área no quemada (colonización externa). El **segundo capítulo** de esta tesis evalúa el papel relativo de ambas hipótesis sobre la abundancia de roedores y la remoción de semillas por roedores después de un incendio forestal. Para este objetivo se estudiaron cuatro grandes áreas quemadas en Cataluña, utilizando estaciones de muestreo a distancias crecientes desde el perímetro de la zona quemada. Al largo del estudio 21.381 bellotas (23.9%) fueron removidas por parte de roedores y se capturaron 1.620 micromamíferos, de los cuales el 70,5 % correspondieron al ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) y un 12.2 % correspondieron al ratón moruno (*Mus spretus*). En los primeros seis meses después del fuego, la abundancia del ratón de campo y la remoción de semillas fueron más altas cerca del perímetro, aunque algunos individuos también fueron encontrados lejos de éste, lo que sugiere que ambos procesos de colonización, internos y externos, ocurren en los primeros momentos tras el fuego. Sin embargo, las evidencias demuestran que esta colonización se explica principalmente por la entrada de individuos en dispersión provenientes de las proximidades del

perímetro quemado. Por el contrario, el ratón moruno apareció más de tres meses después del fuego, colonizando el área quemada procedente de fuentes externas. El recubrimiento vegetal fue la variable más importante para explicar la abundancia de roedores inmediatamente después de fuego. Por lo tanto, los roedores son escasos en las áreas recientemente quemadas, donde el recubrimiento es bajo. Cuando la vegetación se recupera, transcurridos algunos meses, los recursos (alimento y refugio), probablemente son menos limitados y la competencia por el espacio es todavía bajo, así los individuos dispersados provenientes de las áreas no quemadas adquieren ventaja de este hábitat vacío.

El conocimiento de la respuesta de las especies a los incendios forestales y a la tala de salvamento postincendio es esencial para llevar a cabo una gestión sostenible. La tala de grandes áreas quemadas puede reducir o eliminar los legados biológicos, modificar los hábitats previamente perturbados, influir en las poblaciones, alterar la composición de las comunidades, poner en riesgo la recuperación natural de la vegetación y alterar los patrones de heterogeneidad del paisaje. Los objetivos del **tercer capítulo** de esta tesis fueron evaluar cómo la tala de salvamento postincendio y la gestión de la madera quemada afectan a la recolonización de roedores y a la remoción de semillas. Para este objetivo se estudiaron tres de las cuatro áreas usadas en el capítulo dos, donde se talaron los bosques de pino quemados. Los modelos resultantes mostraron que la gestión forestal afectaba negativamente la regeneración del recubrimiento vegetal en un período corto de tiempo. Además, las prácticas de gestión más intensivas (las cuales dejaban menor volumen de ramas en el medio) mostraron menor recubrimiento vegetal, que a la vez presentaba menor altura. En general, el ratón de campo presentaba mayores abundancias en áreas quemadas, respecto las taladas. Por el contrario, el ratón moruno i el topillo campesino (*Microtus arvalis*) presentaron mayores abundancias en hábitats talados y simplificados. Por otro lado, la abundancia del ratón de campo fue mayor en zonas donde los desechos de madera fueron dejados en el medio, ya fuese al suelo o en montones de ramas, mientras que el ratón moruno prefería sitios sin ramas derivadas de la gestión. Estas diferencias interespecíficas en la selección de microhábitats, garantizan la remoción de semillas por parte de los roedores, ya sea en zonas quemadas como taladas. Así pues, dejando restos de madera después de la tala postincendio se puede minimizar el efecto de las prácticas de gestión, ya que proporcionan microhábitats adecuados.

La comprensión de la dinámica de recolonización es fundamental para ecólogos y gestores a la hora de anticipar los patrones poblacionales de dispersores i consumidores de semillas en paisajes perturbados. Esencialmente en el contexto de los escenarios futuros para los que deberemos mejorar nuestro conocimiento sobre cómo la aridez afecta a los procesos posteriores a los incendios, y especialmente en las zonas con un gradiente de aridez más extremo. A la vez, las perturbaciones adicionales que reducen la conectividad del hábitat, como la tala de salvamento, pueden afectar la estructura del hábitat, la disponibilidad de recursos alimentarios y el flujo de genes. La reducción de las especies dispersantes de semillas podría tener efectos sobre la vegetación que depende de sus "servicios" para alcanzar una regeneración exitosa. Por esta razón, la gestión forestal debe tener en cuenta la recuperación de la población de consumidores i dispersantes de semillas y salvaguardar los legados biológicos que actúan como refugio después de un incendio. Por otra parte, se tiene que fortalecer la investigación sobre los efectos de la gestión postincendio sobre la vida silvestre, especialmente durante los momentos inmediatamente posteriores al incendio y, en relación a la dispersión de semillas.





Foto: Roger Puig-Gironès



# **INTRODUCCIÓ GENERAL**





### EL FOC EN EL CONTEXT MEDITERRANI

El clima determina la distribució dels biomes de la Terra. Condicions climàtiques similars permeten que en diferents continents existeixin ecosistemes similars (Schimper 1903). Tanmateix, la distribució al paisatge i els atributs ecològics de molts ecosistemes estan fortament influenciats pel règim d'incendis (Bond et al. 2005). El foc, és un gestor global de les estructures vegetals i, conseqüentment, dels ecosistemes, essent una pertorbació fonamental en la dinàmica de molts ecosistemes arreu del Planeta (Goldammer 1993; Archibold 1995). El paisatge mediterrani i, especialment, els matollars deuen la seva persistència i estructura a la geologia i topografia, al clima, a l'heterogeneïtat del paisatge i al règim històric d'incendis (Bond et al. 2005). La fauna, lligada a l'estructura vegetal (Tews et al. 2004; Morrison et al. 2006), també s'ha adaptat als canvis soferts per la vegetació al llarg de l'evolució (Andrews 1992; Janis 1993; deMenocal 2004). El foc, doncs, permet l'establiment d'individus i millora les condicions pels supervivents, essent un procés característic de la vida sobre el planeta (Margalef 1974).

### Un vell conegut

Existeixen evidències que els incendis forestals són part del paisatge i un procés natural que ha ocorregut des de fa milions d'anys. A la Conca Mediterrània eren freqüents durant el Quaternari tardà (Carrión et al. 2003) i, presents abans d'aquesta data, ja que els elements per generar foc (combustible, oxigen i font d'ignició) fa milions d'anys que existeixen sobre la Terra. Les fonts d'ignició com els llamp i els volcans, hi són presents des de la formació del Planeta (Knoll 2015). El combustible va aparèixer fa milions d'anys (Silúric,  $443,7 \pm 1,5$  MA) amb la colonització terrestre de la vegetació, l'expansió de la qual, va esdevenir la font d'oxigen de la Biosfera (Scott & Glasspool 2006). L'adquisició de mecanismes d'adaptació i persistència d'algunes espècies vegetals, s'atribueix als incendis forestals (Taylor & Taylor 1993; Pausas & Verdu 2005), sobretot en funció del règim d'incendis (Verdú & Pausas 2007) el qual estructura la biodiversitat de la Conca Mediterrània (Pausas et al. 2008). Aquest règim o freqüència dels incendis determina la intensitat del foc sobre l'ecosistema, degut a la major o menor acumulació de biomassa entre focs. Al llarg de la història, el règim d'incendis ha variat tant pels canvis climàtics (Veblen et al.





**Figura 1.**

Després d'un incendi forestal solen aparèixer elements que ens parlen de l'extensió i importància que tenia l'agricultura en el passat, ja sigui en forma de terrasses (A; Rasquera, 2012) de pedra seca com barraques per a pastors i agricultors (B; Avinyonet de Puigventós, 2012).

**Fotos:** Roger Puig-Gironès.

1999; Pausas & Keeley 2009) com pels canvis en la fauna de grans herbívors (Burney & Flannery 2005) i, darrerament, pels canvis relacionats amb l'activitat humana (Marlon et al. 2008).

Per tant, els incendis són una característica dels ecosistemes terrestres que ajuden a explicar la seva biodiversitat i distribució (Bond et al. 2005; Pausas & Keeley 2009).

### **La convivència dels humans i el foc**

L'evolució dels humans està fortament lligada al foc i, per tant, el seu efecte sobre els ecosistemes també. Charles Darwin va dir que “el control del foc va ser, probablement, la millor troballa de la història feta per l'home, exceptuant el llenguatge”. Tot i que els registres arqueològics no poden donar una data concreta del quan el foc va ser controlat per primera vegada, es creu que l'*Homo erectus* [Dubois, 1894] ( $\pm$  1.9 milions d'anys), tot i no saber generar-lo, va aprendre a controlar-lo. Des de aleshores, es va crear una intensa relació amb el foc (Wrangham & Carmody 2010; Pyne 2012).

La biota i els ecosistemes de la Conca Mediterrània, bressol d'algunes de les civilitzacions antigues més importants, han rebut l'impacte d'aquestes societats durant mil·lennis, les quals usaven el foc com a gestor ambiental (Naveh 1974; di Castri 1981; Trabaud et al. 1993; Blondel 2006; Pyne 2012), generaven periòdicament focs (Blondel 2006) que contribuïen a la rotació d'hàbitats, ecosistemes i comunitats vegetals i animals (Pickett & White 1985). L'àmplia gamma de paisatges mediterranis no s'entén sense tenir en compte l'impacte de la població humana des del Neolític (Blondel & Aronson 1999) ni el règim d'incendis (Naveh 1975).

Amb la industrialització, modernització de la societat i, per tant, els canvis socioeconòmics, la Conca Mediterrània va canviar, de nou, dràsticament el paisatge i el règim d'incendis. L'abandonament de l'agricultura a finals del segle XX (Figura 1), i concretament després de la dècada dels 1960 a Catalunya (Saurí & Boada 2006), va comportar un notable l'èxode rural (Bayona & Gil 2010), l'abandonament dels usos agrosilvopastorals i el descens de la població activa dedicada al sector primari (Tàbara et al. 2003). Contribuint, així en l'actual increment del combustible. La presència de nombroses espècies característiques dels primers estadis de la successió vegetal – moltes dels quals altament inflamables – atorgà continuïtat en l'espai d'aquest combustible i modificà tant el paisatge com el règim de foc (Moreira et al. 2001; Altieri 2002;

Pausas 2004). La proliferació de plantacions d'arbres, especialment coníferes, i les polítiques de prevenció i extinció d'incendis (Keeley et al. 1999; Beschta et al. 2004; Lindenmayer et al. 2004; Brotons et al. 2013), també, van contribuir a l'increment del combustible inflamable. Actualment, als vols d'un 75% de las àrees forestals catalanes estan associades a focs que es propaguen fàcilment, la intensitat dels quals depèn de la quantitat de material disponible per a cremar-se (Gracia et al. 2000-2004). Aquest canvi dràstic conjuntament amb l'increment de les causes d'ignició d'origen humà i l'escalfament climàtic, ha generat durant els darrers 50 – 60 anys un augment de l'extensió i la freqüència dels incendis (Moreno et al. 1998; Piñol et al. 1998; Pausas 2004; de Luis et al. 2006; Arnan et al. 2007), tot i el notable increment dels esforços de control i extinció (Seijo 2009b; Brotons et al. 2013).

Els factors que determinen els principals règims de foc actuals són el resultat d'una complexa relació clima-vegetació, tot i que, el seu paper en les condicions climàtiques futures encara son poc conegudes (Whitlock et al. 2010; Valladares et al. 2014).

### **L'actualitat dels incendis forestals**

Les previsions assenyalen que els incendis forestals continuaran tenint lloc, sota la pressió de les activitats humanes (Krawchuk et al. 2009; Amatulli et al. 2013; Flannigan et al. 2013) i, per tant, els paisatges mediterranis seguiran essent modelats pel foc. A més les condicions més extremes, degudes al canvi climàtic, vaticinen noves dificultats per afrontar els incendis forestals futurs (Moreno, 2007). Així, tot i que moltes espècies de plantes presenten mecanismes eficients de regeneració, l'elevada recurrència del foc actual podria tenir efectes sobre la resiliència de les comunitats vegetals mediterrànies (Díaz-Delgado et al. 2002; Mouillot et al. 2003) i sobrepassar la capacitat de recuperació d'algunes espècies (Eugenio et al. 2006). A més, es generen nous debats derivats de les activitats extractives en les àrees cremades, com la gestió postincendi de la fusta cremada (Lindenmayer et al. 2004; Lindenmayer & Noss 2006). Aquesta gestió pot incidir en les poblacions animals les quals participen en la dinàmica de regeneració d'ambients cremats a través de la pol·linització, la dispersió i depredació de llavors, entre d'altres (Rost et al. 2009; Castro et al. 2012). Aquest nou panorama genera un repte científic important per al desenvolupament de models ecològics i estadístics que puguin explicar i predir les respostes de la biodiversitat al foc (Keeley et al. 2011), que posteriorment puguin ser usats conseqüentment en actuacions futures i que puguin esdevenir com a prioritats d'investigació (Doblas-Miranda et al. 2015).

Paral·lelament, en les darreres dècades, s'ha incrementat la percepció dels incendis forestal com un procés de destrucció dels ecosistemes (Kull 2004; Seijo 2009a; González Hidalgo et al. 2013). La percepció errònia que en condicions naturals no es produirien mai, les campanyes de foc zero (Figura 2) i el dramatisme catastròfic dels mitjans de comunicació no han contribuït a una gestió adequada i reflexionada d'aquesta pertorbació, ni abans ni després del foc (González Hidalgo et al. 2013). És sabut que els humans hem incrementat les ignicions (95% dels incendis actuals, a la Península Ibérica, són causats per l'home, ja siguin de forma accidental o intencionada; (Almagro 2009), n'hem modificat l'extensió i els tipus. Arrel d'això, algunes zones pateixen règims d'incendis amb freqüències, severitats o extensions fora del rang que es consideraria propi (Pausas et al. 2008), amb greus conseqüències per la vida i els béns materials dels humans i del propi ecosistema. A més, els grans incendis forestals (GIF), aquells que cremen més de 500 hectàrees, cada vegada són més presents. Algunes dades apunten que a Catalunya entre el 0.4 i el 0.6 % dels incendis són responsables entre el 77% i el 80% de la superfície cremada (Almagro 2009). Aquests incendis, sovint, estan associats a condicions climàtiques caracteritzades per altes temperatures, menors règims de pluges i, per altra banda, un increment en las fonts d'ignició associades al augment de la freqüentació humana i a la biomassa acumulada (Piñol et al. 1998; Pausas & Fernández-Muñoz 2012). Si bé els incendis petits tendeixen a augmentar la fertilitat del sòl i l'heterogeneïtat del paisatge (Pausas & Lloret 2007), en general, els GIF tendeixen a reduir ambdós. Aquests factors, conjuntament amb l'actual règim de GIF alerten sobre els processos de resiliència ecològica postincendi por sí sols no són suficients per a una correcta gestió forestal (González Hidalgo et al. 2013).

Les mesures per tal d'evitar els incendis s'han basat fonamentalment en l'extinció i en campanyes publicitàries de conscienciació (Figura 2). Aquestes polítiques, però, modificant el règim d'incendis habitual fins aleshores, han contribuït a l'acumulació de biomassa i, en conseqüència, la virulència i destructivitat dels focs s'ha incrementat (Keeley et al. 1999; Piñol et al. 2005; Pausas & Fernández-Muñoz 2012; Brotons et al. 2013), posant en dubte els avantatges de l'extinció d'incendis forestals. Arrel d'això, la comunitat científica ha comprès que la política de supressió dels incendis no funciona, ja que incrementa el risc de grans incendis i posen en perill les propietats i les vides humanes (Minnich 1983; Castellnou et al. 2007; González & Pukkala 2007). Amb aquesta premissa, s'ha proposat l'ús del foc i l'extracció de biomassa com a eines de gestió forestal (Regos 2015). Per tant, l'objectiu de la gestió forestal no hauria d'estar encarada a la supressió completa dels incendis, ja que és pràcticament impossible, sinó assumir certs règims



sostenibles d'incendis i aprendre a conviure amb ells (Pausas et al. 2008). El repte de la nostra societat és saber gestionar el paisatge i els ecosistemes per a reduir els perills que produeixen els incendis en vides i infraestructures, però generant règims d'incendis ecològicament sostenibles (Pausas & Keeley 2009), deixant de percebre'ls com un desastre ecològic, sinó com una part del procés natural dels ecosistemes arreu del planeta.



**Figura 2.**

Propaganda de prevenció i lluita contra els incendis forestals al llarg del segle XX, amb l'exemple dels cartells confeccionats per la *Forest Service of the U.S. Department of Agriculture*, on queda palesa la comparativa entre els incendis forestals i els dictadors de l'època.

Font: <https://wwiipropaganda.wordpress.com/>

## RESPOSTES DE LA FAUNA A GRADIENTS AMBIENTALS I ESPACIALS

Els patrons de distribució actual de les espècies i dels ecosistemes respon als gradients ambientals (Zelazny et al. 2007). S'ha constatat que la distribució de moltes comunitats vegetals i animals està condicionada per la interacció de diferents gradients (Whittaker 1967). Els ecosistemes mediterranis afronten condicions ambientals que poden ser extremes, i variables a diferents escales temporals i espacials. Tanmateix, la rapidesa dels canvis ambientals actuals, sense precedents, hauria de promoure un esforç d'investigació sobre els efectes en els ecosistemes mediterranis (Valladares 2008; Valladares et al. 2014). Per aquest motiu, l'estudi de les comunitats naturals després d'una pertorbació ha de tenir en compte aquests gradients ecològics, i les variacions espacio-temporals de les condicions ambientals. Tenint en compte que la interacció dels diferents factors del canvi global segueix sent poc coneguda (Doblas-Miranda et al. 2015).

### Gradients ambientals

Els gradients ambientals són variacions graduals de l'entorn físic, les components o factors del qual varien progressivament, de forma suau o severa, les característiques del bioma, l'ecosistema o la zona geogràfica, al llarg del temps o l'espai (McDonnell & Pickett 1990). La variació d'aquests paràmetres es pot donar de forma ordenada o desordenada. És a dir que el paràmetre pot variar seqüencialment al llarg del gradient, o bé de forma no seqüencial. De gradients ambientals, podem distingir-ne dos tipus: els indirectes i els directes (Whittaker 1967; ter Braak & Prentice 1988). Els primers són aquells que no influeixen directament en la fisiologia de les espècies, com serien l'altitud, la continentalitat, etc. Els directes influeixen en la fisiologia de les espècies com la temperatura, la salinitat, el pH, el dèficit hídric, etc. La variació dels gradients ambientals sol ser determinada per l'espai (McDonnell et al. 1993).

Si bé molts autors han estudiat l'efecte dels gradients ambientals sobre les espècies (a tall d'exemple: (Rotenberry 1978; Gaston 2000; Willig et al. 2003; Hawkins et al. 2005; Barnagaud et al. 2012; Hawkins et al. 2012; Torre et al. 2014), pocs són els que han estudiat el seu efecte combinat amb els impactes dels incendis forestals. Gran part d'aquests estudis solen relacionar el gradient climàtic amb el règim d'incendis passat i actual (Clark 1988; Kitzberger et al. 1997; Pausas & Keeley 2009), així com la probabilitat de sofrir variacions d'aquest règim degut al canvi climàtic (Vázquez & Moreno 1995; Piñol et al. 1998; Pechony & Shindell 2010; Brotons et al. 2013). Un reduït grup d'autors han relacionat aquests gradients amb el recobriment tant de la vegetació (Ackerly 2004; Lloret et al. 2005; Arnan et al. 2007) com de la fauna després d'incendis forestals (Arnan et al. 2006) o després de cremes controlades (Sitters et al. 2014), però



aquest camp continua essent poc explorat i encara mal comprès.

Els treballs que han testat l'efecte dels gradients climàtics en la fauna després del foc, solen fer-ho de forma indirecte, és a dir, a través de l'efecte sobre l'hàbitat on viuen les comunitats animals. Sitters i col·laboradors (2014), varen demostrar que, en zones on es practicaven cremes controlades d'Austràlia, el recanvi d'espècies d'aus estava associat positivament amb l'heterogeneïtat d'edats de zones cremades en regions amb menor precipitació. Això s'explicava per la presència d'espècies que exploraven el sotabosc simplificat pel foc en indrets on la vegetació inicial era més inflamable i on el foc era més freqüent. En la mateixa direcció Arnan i col·laboradors (2006) comenten que les comunitats de formigues residents en zones més àrides es recuperen més ràpidament després del foc respecte les que viuen en regions humides, ja que les



**Figura 3.**

El foc genera heterogeneïtat en el paisatge quan crema la vegetació en relleus amb continuïtat forestal, com en el cas de la fotografia de l'incendi de Rasquera del 2012. Al fons s'observen mosaics agroforestals, heterogenis i menys vulnerables al foc.

**Foto:** Roger Puig-Gironès

primeres posseeixen major nombre d'espècies característiques d'hàbitats oberts, que s'adapten ràpidament a l'hàbitat generat pel foc.

### **Gradients espacials**

El foc genera gradients espacials (o heterogeneïtat) tant en el temps com en l'espai (Figura 3) que, alhora, generen biodiversitat (Parr & Andersen 2006), com es deriva dels fonaments de l'ecologia del paisatge (Wiens 1976), que prediuen associacions positives entre la diversitat d'espècies i l'heterogeneïtat del medi, generat per les pertorbacions (Smith et al. 2010). Les respostes de la fauna després d'un foc sovint s'interpreten utilitzant el marc de successió secundària (Friend 1993; Fox et al. 2003). Aquest enfocament es basa en què la successió vegetal impulsa l'aparició de la fauna a través de la disponibilitat de recursos al llarg del gradient temporal i espacial (Fox 1982). Tanmateix, altres factors també poden influir en les respostes de fauna al foc, com les interaccions biòtiques (Higgs & Fox 1993), les condicions abiòtiques (Letnic et al. 2004), així com la freqüència dels incendis (Bradstock et al. 2005). El coneixement dels atributs i canvis en els recursos de l'hàbitat, d'acord amb els processos de successió, i la seva associació amb l'ocurrència de la fauna, és a dir, els gradients espacials derivats del foc, han sigut abundantment estudiats en les zones cremades (Prodon & Lebreton 1981; Herrando et al. 2003; Torre & Díaz 2004; Knight & Holt 2005; Grundel & Pavlovic 2007; Kotliar et al. 2007; Pons et al. 2008; Santos et al. 2009; Banks et al. 2011; Guillaumet & Prodon 2011; Diffendorfer et al. 2012).

## EL SEGUIMENT DE LA FAUNA DESPRÉS D'UNA PERTORBACIÓ

Les investigacions sobre l'efecte del foc en les comunitats animals a la Conca Mediterrània, són nombroses (Arrizabalaga et al. 1993; Fons et al. 1993; Haim & Izhaki 1994; Prodon 1995; Pons & Prodon 1996; Haim & Izhaki 2000; Herrando et al. 2001; Ordóñez & Retana 2004; Torre & Díaz 2004; Brotons et al. 2005; Thibault & Prodon 2006; Broncano et al. 2008; Herrando et al. 2009; Pons & Clavero 2010; Puerta-Piñero et al. 2010; Rost et al. 2012b). L'estimació de l'ús dels hàbitats cremats per part de la fauna, és a dir, les finestres de temps d'ocurrència després de grans incendis, és important tant per a la comprensió de la distribució regional de les espècies, com per a la planificació de mesures de conservació efectives (Pons et al. 2012). No obstant això, l'exploració dels patrons temporals no és fàcil, ja que es requereixen estudis diacrònics a llarg termini o una reconstrucció difícil de la successió de diversos llocs d'estudi cremats en diferents dates (Prodon & Pons 1992), esdevenint un procediment costós. Malauradament, doncs, les bases de dades d'animals i foc solen sofrir dos buits temporals notables, el primer correspon als primers moments o mesos després del foc, mentre que el segon apareix passats 8/10 anys (Prodon & Pons 1992). La manca de dades d'ambdós extrems temporals pot materialitzar-se en errors de gestió, ja que molts dels processos que es donen a curt termini no tenen continuïtat o varien dràsticament a llarg termini i, per contra, moltes actuacions a curt termini poden tenir efectes a llarg termini.

Paral·lelament, en la bibliografia trobem nombrosos treballs que usen els termes curt termini, llarg termini i, fins i tot, temps intermedi. Tanmateix, la distinció temporal depèn de les espècies diana, dels processos a estudiar i de l'hàbitat que les acull, de manera que la recuperació després de 10 anys del foc pot considerar-se de llarg termini per a una comunitat de rosegadors (Monimeau et al. 2002; Torre & Díaz 2004; Sainz-Eliphe et al. 2012), mentre que per a les aus marcadament forestals pot representar un període curt de temps (Hobson & Schieck 1999; Jacquet & Prodon 2009).

### **La necessitat de conèixer què passa immediatament.**

El foc afecta l'estructura i dinàmica dels ecosistemes al llarg de grans períodes de temps (dècades i/o segles) i, a escales espacials grans (paisatges i regions (Kelly et al. 2011)). Tanmateix, molts són els processos que es donen a curt termini i que afecten les dinàmiques a llarg termini, com podria ser la remoció de llavors, la variació en la disponibilitat dels recursos tròfics tant vegetals com animals, l'aparició d'espècies especialistes de zones obertes i, fins i tot, actuacions antròpiques com la l'aprofitament dels arbres cremats (les anomenades tales de salvament).

La biomassa de petits mamífers, en general, augmenta després de cremes controlades (Converse et al. 2006) i d'incendis forestals (Torre & Díaz 2004). Tanmateix, la manca de mostrejos immediatament després del foc, no han permès resoldre amb certesa si la distribució postincendi a curt termini és deguda a recolonitzadors ràpids o bé a supervivents *in situ*. Conèixer aquests processos immediatament després del foc és necessari per tal de planificar possibles activitats reductores de la connectivitat del hàbitat, com podria ser la tala de salvament, ja que aquest grup animal és clau com a presa per multitud de depredadors (Long & Smith 2000), així com en la dispersió i depredació de llavors després del foc (Briggs et al. 2009). Els incendis forestals creen condicions molt favorables per al reclutament de plàntules (Zwolak et al. 2010) que pot veure's afavorit pels dispersadors precoços (ocells, rosegadors i formigues) sempre i quan la connectivitat de l'hàbitat estigui garantida. Paral·lelament, la presència tant de petits mamífers com d'altres preses (cargols (Santos et al. 2009), cigales (Pons 2015), insectes (Swengel 2001), papallones (Serrat et al. 2015)) és important per la presència d'altres animals que se n'alimenten i que augmenten la biodiversitat de l'àrea cremada a curt termini.

### **La importància dels estudis a llarg termini.**

Els estudis a llarg termini de les comunitats d'animals després d'un foc són rars (Lanyon 1981; Engstrom et al. 1984), el gran gruix de cites bibliogràfiques sobre el tema tracten processos a curt termini i/o mostrejos puntuals de pocs anys (Prodon & Pons 1992).

Donat que les respostes de les comunitats animals als incendis forestals són heterogènies, complexes i dependents del context (Zozaya et al. 2010) és important documentar la dinàmica postincendi durant llargs períodes de temps. En aquest sentit, una perspectiva temporal intermèdia (p. ex., 20-30 anys postincendi) proporcionarà en molts casos una comprensió inexacta dels canvis a llarg termini (Haslem et al. 2011). Per contra, l'avaluació de la biodiversitat a llarg termini milloraria la planificació a seguir després de la pertorbació (Pons & Clavero 2010). La variació en les respostes de la fauna al temps des del foc (Briani et al. 2004), doncs, posa de manifest la complexitat de la gestió dels incendis per a la conservació de la biodiversitat i, per altra banda, posa en valor el coneixement dels canvis temporals de les espècies per tal d'aplicar una gestió adequada en ambients propensos al foc (Watson et al. 2012b).

Així doncs, basar-se en estudis de períodes de temps curt després de l'incendi pot derivar en la ignorància de l'aparició d'espècies i processos més enllà d'una dècada després del foc (Pons & Clavero 2010). Per exemple, aquelles espècies marcadament forestals les quals presenten respostes a escales temporals àmplies (Kelly et al. 2011). Per tant, l'escala temporal, influeix en la percepció de la dinàmica postincendi i altera la comprensió de la relació foc-fauna de diferents formes (Haslem et al. 2011), de tal manera, que les recomanacions de gestió a curt termini i llarg termini haurien de ser diferents. A més, s'ha de tenir en compte que s'haurà d'avaluar la resistència dels ecosistemes davant el possible augment en la freqüència d'incendis (Jacquet & Prodon 2009), raó per la qual els estudis a llarg termini que relacionin l'increment de la temperatura i l'adaptació de la fauna a aquest fenomen, haurien de potenciar-se.

## ELS PROCESSOS DE RECOLONITZACIÓ DESPRÉS DEL FOC

Després d'un incendi forestal, la fauna supervivent o colonitzadora depèn estretament de les característiques immediates de l'hàbitat, així com de la velocitat en la recuperació de la vegetació, que al seu torn està condicionada per la climatologia, la geologia, la composició florística, la severitat de l'incendi, el regim d'incendis i, fins i tot, per la gestió forestal postincendi.

### L'hàbitat, clau en la presència de la fauna

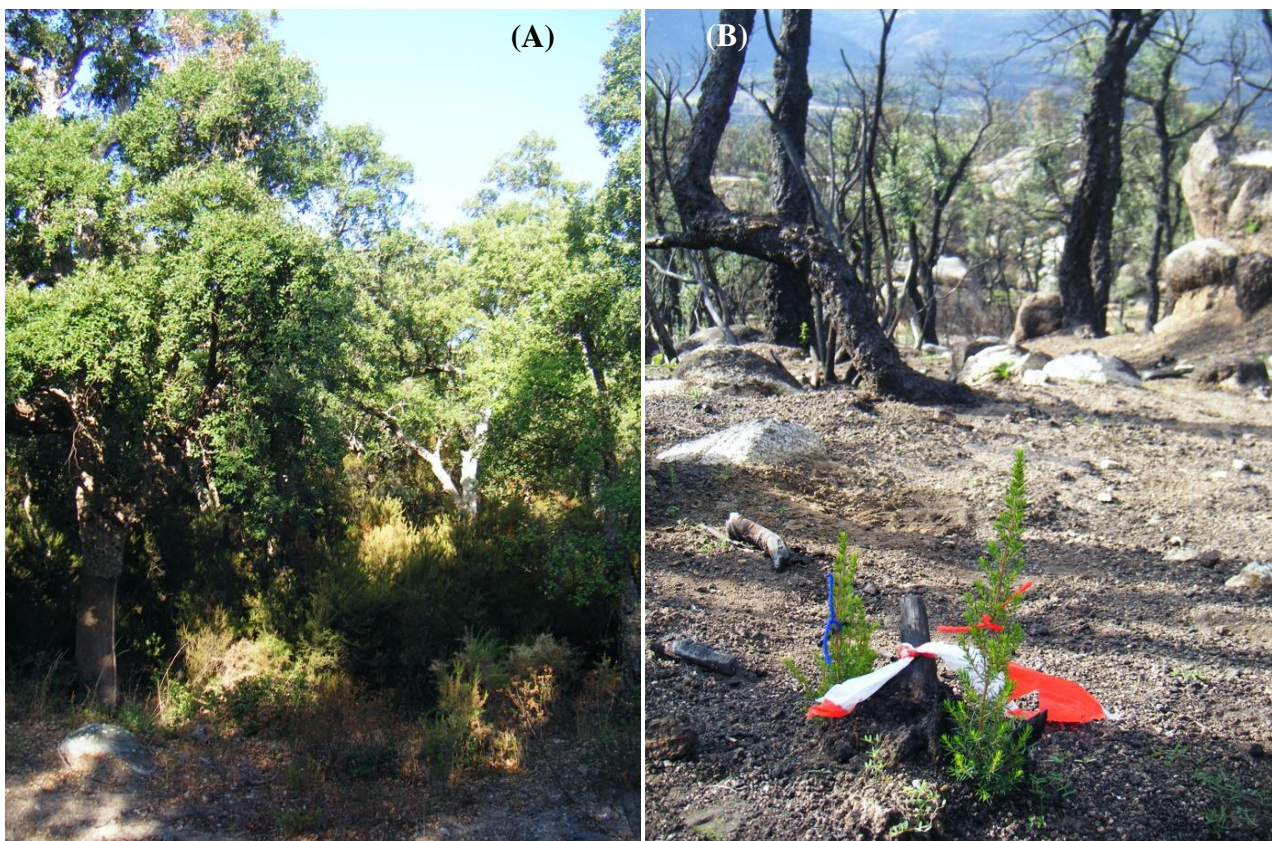
La majoria de matollars i de boscos esclerofil·les mediterranis poden recuperar l'estructura i la composició, després d'un incendi amb relativa rapidesa (Retana et al. 2002), gràcies a la resiliència o capacitat de tornar a les condicions prèvies a una pertorbació (Keeley 1986). Tanmateix, hi ha factors que influeixen en la resiliència vegetal, com ara el règim de foc, la vegetació dominant abans del foc i les condicions postincendi (Alcañiz et al. 1996; Díaz-Delgado et al. 2002; Mouillot et al. 2003; Vallejo et al. 2009). En aquest sentit, l'elevada proporció de sotabosc en els ecosistemes mediterranis, que pot representar un 62% del recobriment horitzontal en pinedes i un 40% en alzinars (Figura 4), asseguruen una important protecció del sòl després del foc (Díaz-Delgado 2003), ja que la gran majoria d'espècies vegetals presents, són capaces de rebrotar o germinar (Pausas et al. 2004a; Buhk et al. 2007; Rodrigo et al. 2007) (Figura 4), recuperant l'àrea cremada per autosuccessió (Trabaud 2000). Així, en l'inici de la successió s'estableixen sobretot espècies de vida curta per germinació que passats pocs anys, seran substituïdes per espècies arbustives rebrotadores de major mida, lignificades i característiques de fases més avançades, podent assolir un recobriment del 90% (Gracia & Sabaré 1996; Trabaud 1998; Lloret 2004).

Alguns grups animals en front la incidència del foc i, a diferència de la vegetació, es troben en una posició favorable per la seva mobilitat, que els permet escapar de l'àrea afectada o amagar-se (Arrizabalaga & Llimona 1996). La fauna, però, depèn estretament de l'estructura de l'hàbitat derivada de la pertorbació, la qual determina el tipus de fauna que hi residirà en cada moment de la successió. A curt termini, després del foc, les espècies forestals especialistes es veuen negativament afectades (Arnold et al. 1992) mentre que les espècies adaptades a viure en ambients oberts (agrícoles, esteparis i de zones rocoses) es veuen, moltes d'elles, beneficiades (Arrizabalaga et al. 1993; Torre & Díaz 2004; Pons & Bas 2005; Zozaya et al. 2010). Les



espècies que s'estableixen inicialment en les àrees cremades poden ser comunes o dominants de l'àrea abans de l'incendi (Arrizabalaga et al. 1993), d'hàbits generalistes (Fons et al. 1993; Torre et al. 2002) o espècies d'hàbitats oberts amb escassa vegetació (Herrando et al. 2003; Pons & Bas 2005; Arnan et al. 2006; Clavero et al. 2011; Rollan & Real 2011; Rost 2011; Zozaya et al. 2012). Per exemple, en les àrees mediterrànies cremades, les poblacions de petits mamífers es recuperen ràpidament mitjançant colonitzacions i extincions, altament vinculades amb les modificacions estructurals que va experimentant la vegetació (Prodon et al. 1987; Haim & Izhaki 2000). En aquest sentit, el restabliment de les espècies es considera més en funció dels canvis successius de la vegetació que del temps, demostrant-se una causalitat entre els canvis en la densitat de la vegetació i el subsegüent ús de l'hàbitat per part dels petits mamífers (Monamy & Fox 2010).

Tanmateix, l'aigua com a factor limitant en la successió vegetal pot influir en la distribució dels animals després d'un incendi (Zavala et al. 2000). La ràpida recuperació vegetal en zones poc



**Figura 4.**

Aspecte de la sureda no cremada (A), amb gran quantitat de planes rebrotadores al sotabosc i (B) rebrot del bruc boal (*Erica arborea* Linnaeus 1753) quatre mesos després del foc a Sant Julià dels Tords, 2012.

**Fotos:** Roger Puig-Gironès

àrides, amb un progressiu tancament del matollar o del sotabosc, és desfavorable per espècies de medis oberts (Preiss et al. 1997), que colonitzen l'àrea cremada durant les primeres fases postincendi. En canvi, beneficia les espècies de matollars i de boscos mediterranis (Pons & Clavero 2010), que ocupen aquest estrat arbustiu regenerat. S'ha de tenir en compte que la Conca Mediterrània ha estat identificada com un punt clau de biodiversitat i un àrea prioritària per a la conservació (Myers et al. 2000; Jenkins et al. 2013). La biodiversitat d'aquests ecosistemes mediterranis és particularment vulnerable als efectes del canvi climàtic, canvis en l'ús del sòl, canvis al regim d'incendis i la combinació d'aquests (Forister et al. 2010; De Cáceres et al. 2013; Mantyka-Pringle et al. 2014). Aquesta combinació i la política de supressió dels incendis forestals, la qual esdevé afectiva a curt termini però no a llarg termini (Keeley et al. 1999; Piñol et al. 2005; Brotons et al. 2013), ens condueixen a una tendència nova que es preveu encara pitjor a la actual (Krawchuk et al. 2009; Flannigan et al. 2013), on els règims naturals d'incendis seguiran noves i incertes circumstàncies (Amatulli et al. 2013). Amb aquesta nova panoràmica, entendre i preveure com les espècies responen al la combinació de foc, clima i hàbitat serà clau en la preservació de la biodiversitat en ecosistemes propensos a cremar-se (Brotons et al. 2012; De Cáceres et al. 2013; Kelly et al. 2015).

### **Sobreviure o arribar**

Després del foc, les espècies animals amb capacitats de desplaçament important poden fugir de les flames. Les aus, amb la capacitat de vol, generalment poden fugir de l'àrea cremada. Tanmateix, algunes poden mantenir-se en l'àrea cremada fins i tot en les etapes més difícils després de l'incendi (Pons & Prodon 1996). La tendència d'un organisme a romandre en un mateix territori o retornar-hi habitualment per a reproduir-se o nidificar, s'anomena filopàtria (Shields 1982; Anderson et al. 1992). La filopàtria ha sigut documentada en aus de la Conca Mediterrània, com és el cas de diverses espècies de matollar (Pons et al. 2003). La Mallerenga petita (*Parus ater* [Linneaus, 1758]), per exemple, es pot mantenir en pinedes cremades durant els primers mesos després del foc per l'alta disponibilitat de llavors (Thibault & Prodon 2006). Així mateix, la Tallareta cuallarga (*Sylvia undata* [Boddaert, 1783]) té una alta fidelitat per l'àrea de cria (Bibby 1979). Tot i aquests casos puntuals, normalment la comunitat d'aus es veu alterada pel foc i modificada posteriorment pel recanvi d'espècies al llarg de la successió (Jacquet & Prodon 2009). Així, primerament trobem aus de zones obertes (Herrando et al. 2002), moltes de les quals en declivi a Europa (Zozaya et al. 2010), seguidament, les aus de matollar aprofiten l'altura dels rebrots per nidificar i alimentar-se (Pons & Prodon 1996) i, finalment, les aus forestals tornen a l'àrea cremada (Jacquet & Prodon 2009).

Els rosegadors aparentment podrien tenir majors dificultades en el temps de fugida en comparació a las aus. Tanmateix, els caus i pedres poden protegir-los del foc gràcies a la protecció tèrmica que ofereixen (Newsome & Catling 1983; Bess et al. 2002). No obstant, en incendis d'alta intensitat de la Conca Mediterrània, s'ha observat una disminució gran de les poblacions de rosegadors en els primers mesos, trobant majoritàriament individus del ratolí de bosc (*Apodemus sylvaticus* [Linnaeus, 1758]; (Arrizabalaga et al. 1993; Fons et al. 1993). Probablement, aquesta reducció en les poblacions de rosegadors es deu a la mortalitat directa i a la mortalitat associada a les primeres setmanes després del foc, o bé a la dispersió d'alguns individus cap a àrees veïnes. En aquest sentit, les illes de vegetació no afectada pel foc poden actuar com a refugis i fonts de recolonització (Wilson 1996).

En aquest punt, però, existeixen dues possibles explicacions. Hi ha autors que atribueixen la presència de rosegadors immediatament després del foc, a la supervivència *in situ* (Schwilk & Keeley 1998; Banks et al. 2011), mentre que d'altres ho atribueixen a la recolonització des de les àrees no cremades circumdants, així com des de les illes de vegetació no cremada dins de l'àrea pertorbada (Christensen 1980; Fons et al. 1993; do Rosário & Mathias 2007; Borchert & Borchert 2013). Tanmateix, la recuperació de l'hàbitat cremat per part dels petits mamífers, a hores d'ara encara està en discussió, essent un dels punts tractats en la present tesi doctoral.

### **Les relacions planta-animat després d'un incendi forestal**

L'efecte del foc en les interaccions planta-animat i els posteriors canvis temporals i espacials han estat, moltes vegades, passats per alt (Dafni et al. 2012). Els dispersors i depredadors de llavors depenen de les plantes com a font important d'aliment (llavors i fruits carnosos) i, al seu torn, afecten la fecunditat i la dispersió vegetal (Jordano 1987), per tant, és important explorar també les seves respostes al foc. Les comunitats de plantes després d'un foc poden canviar en composició, estructura, recursos florals, de llavors i fruits, afectant de forma directa i indirecta les comunitats de granívors, a través dels canvis en la qualitat i quantitat d'aliment. A més, aquestes depenen de la composició i recobriment vegetal i de l'augment en la complexitat estructural del hàbitat (Izhaki & Adar 1997; Torre & Díaz 2004; Arnan et al. 2006; Moneglia et al. 2009; Pons & Clavero 2010; Puerta-Piñero et al. 2010; Vamstad & Rotenberry 2010), que varia en resposta als canvis temporals i espacials. Per contra, els canvis resultants de l'incendi en les comunitats de dispersors i depredadors de llavors, poden afectar la reproducció individual dels vegetal i, per tant, la composició de la comunitat vegetal (Dafni et al. 2012).

Diversos animals han sigut identificats com a depredadors post-dispersius de llavors (Hulme & Kollmann 2005). La depredació post-dispersiva de llavors és defineix com la ingesta de llavors presents al sòl o provinents del banc de llavors un cop han sigut dispersades (Vander Wall et al. 2005). A la Conca Mediterrània, la remoció i depredació post-dispersiva de llavors després del foc, sol atribuir-se bàsicament a tres gremis: els rosegadors (concretament *Apodemus sylvaticus* i el ratolí mediterrani (*Mus spretus* [Lataste, 1883])); (Arrizabalaga & Llimona 1996; Pons & Pausas 2007; Puerta-Piñero et al. 2010), algunes espècies d'aus (Pons & Bas 2005; Pons 2009; Zozaya et al. 2010; Rost 2011) i les formigues recol·lectores de llavors (les quals juguen un paper important en l'ecosistema cremat; (Arnan et al. 2006). A més, també s'han citat els carnívors com a dispersadors efectius de llavors, especialment la guilla (*Vulpes vulpes*), especialment a prop de la zona no cremada (Rost et al. 2012c) (Figura 5).

Hi ha pocs estudis sobre el paper de la depredació de llavors en zones mediterrànies cremades en la dinàmica de les poblacions naturals de plantes (a tall d'exemple, (Izhaki et al. 1992; Ordóñez & Retana 2004; Laster 2005; Broncano et al. 2008; Lucas-Borja et al. 2010; Rost 2011; Jones 2012). La depredació post-dispersiva de llavors per part de rosegadors es considera baixa a curt termini, partint de la base que l'abundància i riquesa dels mateixos serà baixa al primer any (Arrizabalaga & Llimona 1996). La remoció de llavors, a més, està condicionada principalment per la recobriments vegetal (Fedriani & Manzaneda 2005; Hulme & Kollmann 2005; Pons & Pausas 2007). Així doncs, en àrees recentment cremades i amb una reduïda variabilitat estructural de plantes herbàcies i arbusts petits, les poblacions de rosegadors concentren l'activitat en microhàbitats on el risc de depredació és menor (Torre & Díaz 2004; Díaz et al. 2005). Per aquest motiu, la major activitat d'*Apodemus sylvaticus*, sol centrar-se en indrets amb cert recobriment i pròxims als refugis (Fedriani & Manzaneda 2005; Perea et al. 2011b; Rosalino et al. 2011).

Donat que l'hàbitat es regenera i els rosegadors incrementen la seva abundància ràpidament, les taxes de remoció en els primers estadis postincendi podrien estar subestimades, amb un increment notable de la pressió sobre el banc de llavors (Pearson 1999; Zwolak 2009). Els rosegadors posseeixen capacitat de control de les poblacions vegetals a través de l'intens consum de llavors (Gómez et al. 2008; Pearson & Callaway 2008; Bricker et al. 2010), fet que pot intervenir en el procés de successió forestal després d'un incendi (Zwolak et al. 2010). Per exemple, la depredació de llavors de pi blanc (*Pinus halepensis* [Miller, 1768]) per part dels rosegadors en el primer any postincendi pot ser marginal sobre la densitat de plàntules. No obstant això, després del primer



any postincendi, l'exclusió experimental dels rosegadors va donar lloc a un augment en l'establiment de les plàntules (Broncano et al. 2008). Així doncs, l'equilibri entre la dispersió (principalment per les aus, però parcialment per les formigues i mamífers) i la depredació (principalment per les formigues i rosegadors) semblen dependre del temps transcorregut des del foc (Laster 2005).



**Figura 5.**

Imatges d'excrements de diferents carnívors amb llavors de fruits carnosos dins l'àrea cremada de la Jonquera, on: A) correspon a una latrina de Geneta (*Genetta geneta*); (b) excrements de mostela (*Mustela nivalis*) i (c) de guineu (*Vulpes vulpes*).

Foto: Roger Puig-Gironès.



## LA GESTIÓ POSTINCENDI I ELS SEUS EFECTES

La percepció estètica d'una zona cremada i l'associació a catàstrofe natural, sumat a les pèrdues econòmiques pel pas del foc, generen interès per aprofitar els boscos recentment cremats. Els nostres ecosistemes regeneren en poques setmanes després del foc, sense intervenció humana, tanmateix, durant el primer any després d'un incendi el sòl és relativament fràgil, de manera que entrar amb maquinària o arrastrar troncs, pot reduir la regeneració natural i augmentar la probabilitat d'erosió del sòl, especialment en zones amb elevat pendent (Pausas et al. 2008). A més, deixar els arbres morts en peu pot afavorir la recuperació vegetal (Castro et al. 2011), genera hàbitat per a invertebrats, rosegadors, rèptils i serveix de descans per a aus que poden defecar llavors que ajudaran a la regeneració (Rost 2011). Aquesta segona pertorbació, provocada per l'home, que implica un canvi important en la complexitat estructural de l'hàbitat (Bros et al. 2011), s'anomena tala de salvament i és la mesura de gestió més corrent després d'un incendi a moltes regions del Món (Lindenmayer et al. 2008a). La conveniència o no d'aquest tractament és objecte d'un intens debat (McIver & Starr 2000; Foster & Orwig 2006; Lindenmayer et al. 2008a; Castro et al. 2010; Rost 2011), pels efectes ecològics que pot tenir. Sigui com sigui, la interacció entre els factors de canvi global i les recents pràctiques de gestió forestal s'emmarquen dins les prioritats d'investigació actuals i futures (Doblas-Miranda et al. 2015).

### Perquè tallar el bosc cremat?

Els motius de la tala són el resultat d'un conjunt de condicionants. La visió del foc com una catàstrofe ecològica, la tristesa associada a observar el bosc cremat i la idea de retornar al bosc pre-incendi ràpidament, serien exemples de les raons estètiques i sentimentals d'aquesta tala (Lindenmayer et al. 2004; Lindenmayer et al. 2008a). En aquest sentit, la tala permet l'accés a la zona afectada per tal de realitzar-hi treballs silvícoles de rehabilitació, atès que els troncs dels arbres morts cauen amb el pas del temps complicant el trànsit dins l'àrea cremada (Ne'eman et al. 1997; Shore et al. 2004; Rost 2011). Tanmateix, un dels arguments més usats per justificar la tala és que els arbres morts podrien convertir-se en focus de coleòpters barrinadors esdevenint, així, una plaga que podria afectar altres masses forestals no cremades (Amman & Ryan 1991; Ryan & Amman 1994; Hughes & Drever 2001). No obstant, aquests insectes solen atacar arbres vius i debilitats, com els parcialment cremats i, per tant, no solen afectar aquells arbres morts en l'incendi (Eckberg et al. 1994; Bautista et al. 2004). La tala d'arbres, també s'ha proposat com un mètode per reduir el risc d'incendis, justificant que els troncs i branques cremats són un combustible important per a futurs incendis (Sessions et al. 2004; Passovoy & Fulé 2006; Dunn & Bailey 2015; Peterson et al. 2015). Tanmateix, la fusta cremada posseeix un baix poder



**Figura 6.**

Fusta cremada destinada a combustible de biomassa (A) i troncs destinats a la producció de palets o taulons (B) a Palau-Surroca, 2013.

**Fotos:** Roger Puig-Gironès

d'ignició, especialment els troncs més gruixuts (Castro et al. 2009). Per altre banda, per tal de reduir l'erosió del sòl, un greu problema de les àrees cremades (Dutoit & Alard 1995; Bautista et al. 2004; Pausas et al. 2008), s'ha proposat apilar part de les restes vegetals cremades per disminuir l'escorrentia (McIver & Starr 2000; Bautista et al. 2004).

La principal motivació d'aquest tipus de gestió, però, sol ser l'econòmica (Cannell & Coutts 1988; Akay et al. 2006). Tot i cremada, la fusta conserva part del seu valor, per tant, la seva comercialització permet ingressar o recuperar les possibles pèrdues ocasionades pel foc (Bautista et al. 2004; Castro et al. 2009). A Catalunya, la major part d'aquesta fusta és de pi (bàsicament pi blanc i pinassa (*Pinus nigra* [Arnold, 1785])), que es destina a la fabricació de palets, taulons i conglomerats, però darrerament ha guanyat pes el seu ús com a biocombustible (Figura 6). L'extracció de la fusta cremada per fins comercials ha de donar-se amb celeritat per evitar-ne la pèrdua de valor. Per aquesta raó, les feines de desembosc solen dur-se a terme en els dos primers anys després de l'incendi (Akay et al. 2006).

### Conseqüències en l'hàbitat

La tala de salvament interfereix en el recobriment ecològic natural (Lindenmayer & Ough 2006), de manera que pot influir en la recuperació de la vegetació degut a la compactació del sòl alhora de desemboscar els arbres (Greenberg et al. 1995), a més de provocar canvis en l'estructura vegetal (McIver & Ottmar 2007; Castro et al. 2011) (Figura 7). De fet, la tala de salvament s'ha associat a la reducció tant de la riquesa com de la diversitat d'espècies vegetals (Franklin et al. 2000; Purdon et al. 2004; Bradbury 2006), a l'alteració de la composició i abundància relativa de les espècies i, fins i tot, a la reducció del recobriment d'arbres i arbustos (Macdonald 2007; Marzano et al. 2013; Leverkus et al. 2014). En conclusió, la tala del bosc cremat podria reduir la riquesa i la diversitat d'espècies vegetals, així com el reclutament d'espècies llenyoses, retardant la regeneració natural de l'ecosistema (Franklin et al. 2000; Leverkus et al. 2014). Paral·lelament, alguns estudis suporten l'argument que els "objectes naturals" com les pedres (Smit et al. 2005; Peters et al. 2008) o els arbres morts (Gómez-Aparicio et al. 2005; Padilla & Pugnaire 2006) proporcionen condicions micro-climàtiques favorables per a l'establiment de les plàntules. Per tant, l'ús de branques, troncs o altres restes de fusta com a "objectes naturals" té un alt potencial per a la restauració de les àrees cremades. En aquest sentit, s'ha documentat l'èxit de regeneració postincendi de pins amb la presència de branques distribuïdes pel terra (Pausas et al. 2004b), apuntant a la millora del microclima per a la supervivència dels plançons (Castro et al. 2011).





**Figura 7.**

Evident transformació del hàbitat en escassos sis mesos. Del bosc sense cremar (A) , al bosc cremat (B), el canvi és evident. Tanmateix, l'efecte de la tala del bosc cremat encara és més evident (C) accentuat per l'obertura de pistes forestals de desembosc; Boadella.

**Font:** Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC).

Tanmateix, alguns autors consideren que l'efecte de la tala sobre la vegetació es dona especialment a curt termini i, per tant, la disminució en l'abundància d'arbres joves i la disminució en la riquesa i diversitat vegetal, desapareixen en gran mesura passats 5 anys. Aquests mateixos, recomanen l'ús d'estudis a llarg termini per evitar sobreestimar l'impacte de la tala en la regeneració, a més d'aconsejar talar per tal de promoure la coexistència de les espècies d'arbres en diversos contextos (Royo et al. 2016).

### **Conseqüències de la tala sobre la fauna**

La tala postincendi com a segona pertorbació sobre el bosc, tot alterant la complexitat estructural de l'hàbitat, també causa un segon efecte sobre a la fauna dels boscos cremats (McIver & Starr 2000; Hutto 2006). Els llegats biològics com a estructures que formaven part de l'hàbitat i que es mantenen després de la pertorbació, poden tenir una funció important per a algunes espècies i per a la recuperació de l'ecosistema (Lindenmayer & Noss 2006). Per exemple, els arbres cremats són un valuós recurs per a espècies que els usen com a zona d'alimentació i/o reproducció (Clark et al. 2013; Rost et al. 2013). Malgrat això, algunes espècies especialistes d'ambients oberts o d'estadis successional inicials, poden colonitzar i esdevenir més abundants en zones on s'han talat els arbres (Izhaki & Adar 1997; Castro et al. 2010). Alhora, la gestió de les restes no aprofitables comercialment pot esdevenir important per a la fauna. Deixar les branques *in situ*, escampades o en petits pilons, afavoreix la presència d'ocells (Herrando et al. 2009; Rost 2011; Castro et al. 2012), conills (*Oryctolagus cuniculus* [Linnaeus, 1758]; (Rollan & Real 2011), micromamífers (Haim & Izhaki 1994; Tiedemann et al. 2000; Sullivan et al. 2001; Manning & Edge 2008) i rèptils (Santos & Poquet 2010).

### **Conseqüències de la tala en les interaccions planta-animal**

Tot i que els organismes s'adapten bé als règims de pertorbació en els quals han evolucionat, poden ser potencialment susceptibles a noves pertorbacions (o a la combinació de vàries d'elles) independentment de la seva freqüència i intensitat (Lindenmayer & McCarthy 2002). En aquest sentit, els canvis en la presència i abundància de determinades espècies pot afectar els processos de l'ecosistema, com podria ser el cas de la dispersió i depredació de llavors. En el cas dels ocells, l'eliminació d'arbres aïllats que atraïrien els ocells frugívors podria tenir un efecte negatiu per a la dispersió de llavors (Herrando et al. 2009; Castro et al. 2010; Rost 2011; Castro et al. 2012). Aquest fet pot tenir repercussions en la regeneració de la vegetació. Per altre banda, la

disminució dels refugis i l'aliment degut a la tala, pot afectar l'abundància de rosegadors i, en conseqüència, als seus patrons d'activitat (Torre et al. 2007). En general, doncs, s'ha observat, que aquests tipus de gestió postincendi d'alta intensitat pot afectar als patrons d'activitat d'espècies dispersores i depredadores de llavors quan hi ha una pèrdua significativa de l'estructura del sotabosc (Rost et al. 2009; Castro et al. 2011). Malgrat tot, l'acumulació de branques o restes de fusta producte de la tala incideix positivament en la presència de rosegadors (Converse et al. 2006; Leverkus et al. 2013; Leverkus et al. 2015) probablement relacionat amb un menor risc de depredació (Torre et al. 2002). Aquests "microhàbitats artificials" generen majors cobertures del sòl i podrien incidir en la dinàmica de la remoció de llavors en ambientes mediterranis per part de rosegadors.





Il·lustració: Cristina Sánchez Cascante



# **OBJECTIUS GENERALS**







## OBJECTIUS GENERALS

---

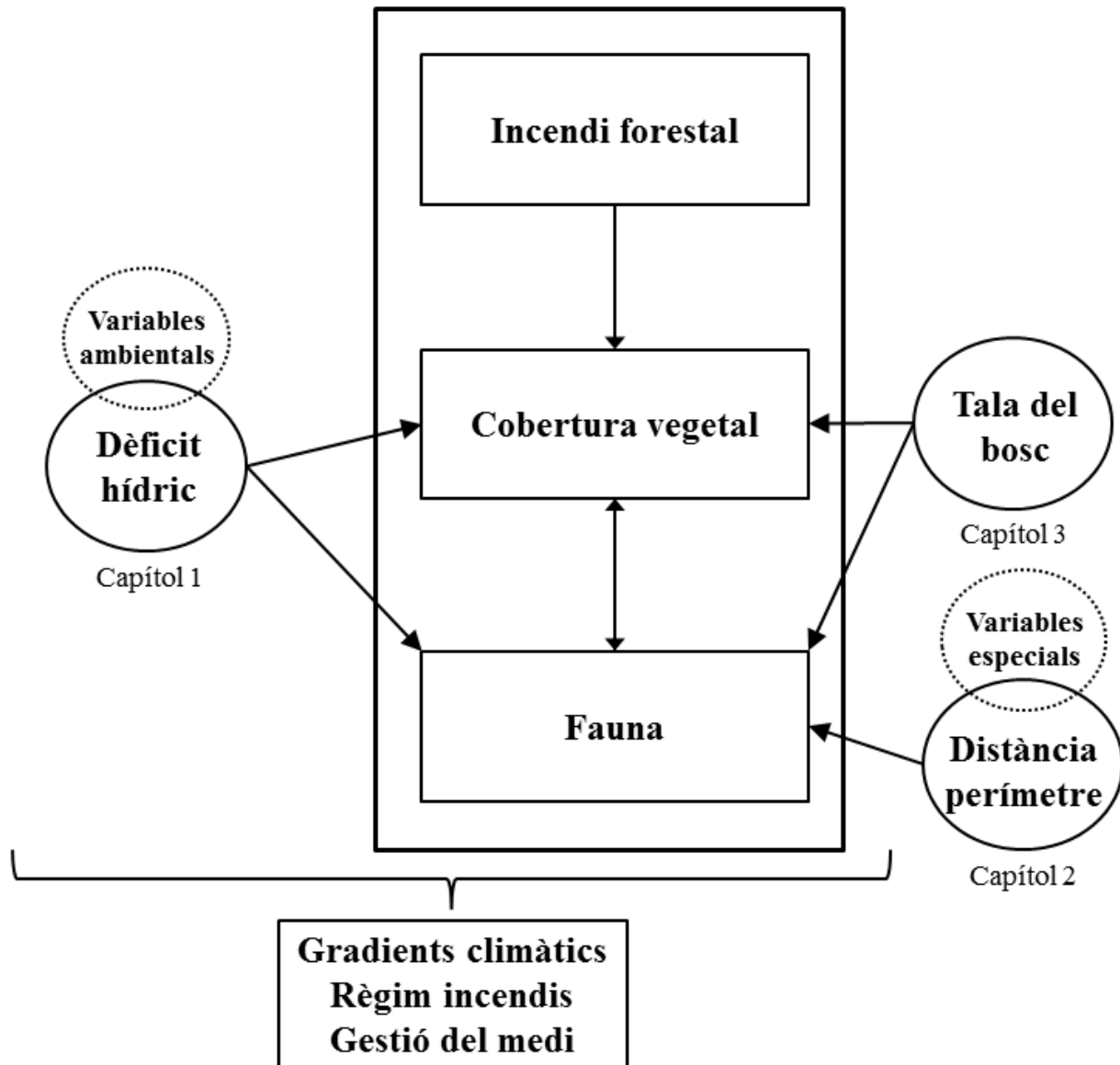
En la present tesi doctoral es pretén valorar si els patrons ambientals i espacials influeixen en l'abundància i activitat dels vertebrats en àrees cremades i/o gestionades (Figura 8). Per afrontar aquest objectiu general s'han seleccionat dues comunitats de vertebrats. Per un costat, els ocells, considerats bon indicadors dels canvis en l'estructura de l'hàbitat i en el paisatge, gràcies a la seva ràpida resposta als canvis, la predictibilitat en els requeriments d'hàbitat i per l'extensa informació sobre la seva biologia, distribució i tendències. I per altra banda, els rosegadors, els quals a més de respondre ràpidament als canvis de l'hàbitat, estan implicats en processos clau del funcionament dels ecosistemes, com la dispersió i depredació de llavors, això com el seu paper tròfic per a multitud de depredadors. Per això, ambdós grups són bons models per tal d'avaluar l'impacte dels canvis després d'un incendi en relació a gradients ambientals i espacials, a més de l'efecte afegit que exerceix la tala postincendi a curt termini sobre ells i sobre el procés de remoció de llavors.

Primerament, per estudiar com el gradient d'aridesa (o dèficit hídric) afecta el recobriment tant de la vegetació, com de la riquesa d'espècies d'aus i, concretament, a la comunitat d'ocells de matollar mediterranis (**Capítol 1**), es va usar una gran base de dades derivada de diferents mostrejos repartits per tota la orografia catalana. Aquesta base de dades conté abundàncies d'ocells i variables ambientals de 3.072 censos en 695 transectes localitzats en 70 àrees recentment cremades (de 1 a 11 anys després del foc) mostrejades entre el 2006 i el 2013. Amb aquesta premissa, testem si (1) la recuperació de la vegetació és més ràpida en àrees més humides, si (2) les espècies d'aus mostren diferents dinàmiques temporals en funció dels seus requeriments estructurals d'hàbitat i, finalment, si (3) les poblacions d'aus de matollar reflecteixen l'augment del recobriment d'arbustiu, és a dir, si reflecteixen els gradient d'aridesa.

Seguidament, amb l'objectiu d'avaluar el paper dels processos de recolonització en un gradient espacial i temporal després d'un incendi, es van estudiar les poblacions de rosegadors i la seva activitat granívora (remoció de llavors) en grans zones cremades (**Capítol 2**). Per avaluar-ho es van mostrejar quatre àrees recentment cremades (des d'una setmana després del foc fins als dos

anys i mig), dues de les quals situades en l'àrea mediterrània catalana i els altres dues en la regió Pirinenca. Aquí es preveu que (1) a curt termini el recobriment de l'àrea cremada, per part dels rosegadors, estarà condicionada per la distància al perímetre no cremat, tant pels colonitzadors externs com, en menor mesura, pels supervivents; (2) a mig termini la zona cremada serà ocupada pels rosegadors enterament, i que (3) les característiques de l'hàbitat, especialment el recobriment vegetal, afectaran l'abundància de rosegadors i la remoció de llavors.

Finalment, per esbrinar si la tala del bosc altera les dinàmiques dels rosegadors després d'un incendi (**Capítol 3**), vam estudiar l'afectació de diferents intervencions silvícoles sobre la vegetació i, en conseqüència, sobre els rosegadors i la remoció d'agllans. Les dades es van recopilar a tres àrees recentment cremades i talades que seguien diferents tractaments: remoció total de la fusta cremada; extracció de troncs i branques escampades al terra; i extracció de troncs i branques en petits pilons. S'espera que (1) la tala de salvament afecti negativament la recuperació de la coberta vegetal, en conseqüència, (2) la remoció de llavors disminuirà en les zones talades i (3) l'abundància de rosegadors variarà en funció de la distància al perímetre cremat i de la quantitat de branques deixades al medi després de la tala.



**Figura 8.**

Esquema general dels objectius de la tesi sobre un model teòric de les relacions entre l'hàbitat postincendi i els elements que poden alterar-lo.



Foto: Roger Puig-Gironès



# ÀREA D'ESTUDI I MÈTODES







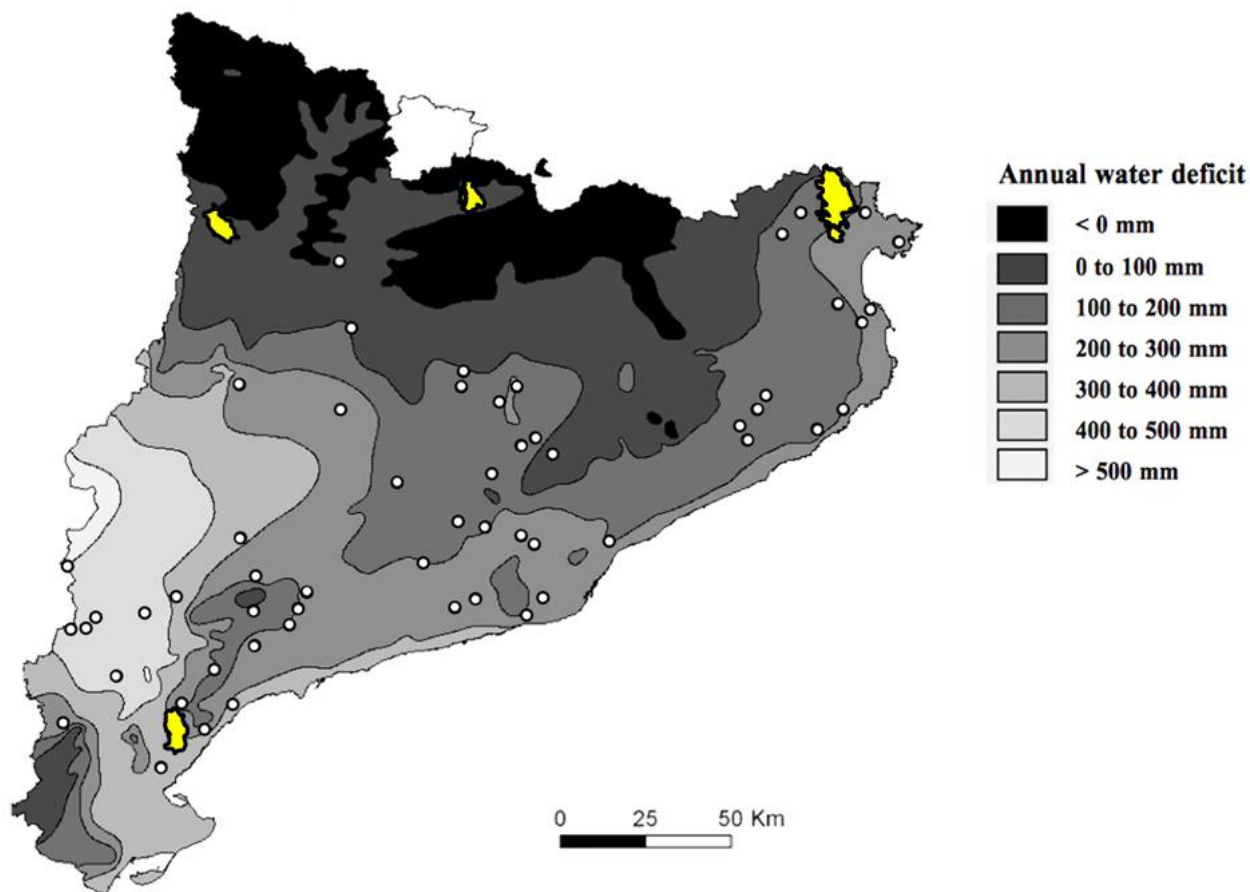
### ÀREA D'ESTUDI

L'àrea d'estudi d'aquesta tesi es localitza a Catalunya (NE de la Península Ibèrica, Figura 9), una regió de 32.100km<sup>2</sup> amb elevada heterogeneïtat ambiental a causa dels gradients climàtics i geològics, resultant en una àmplia gamma de paisatges que van des d'hàbitats alpins (fins 3.143 m sobre el nivell del mar) a llacunes costaners, i des de boscos de fulla perenne a estepes i mosaics agrícoles.

El clima de Catalunya és divers. La costa catalana posseeix un clima clarament Mediterrani, l'àrea interior (incloent les comarques de Lleida i les de l'interior de Barcelona), majoritàriament, conté un clima Mediterrani continental, mentre que els Pirineus tenen un clima Mediterrani muntanyenc o, fins i tot, un clima alpí en els cims més alts, mentre que a les valls el clima és oceànic. En la zona Mediterrània els estius són secs i calorosos, amb una temperatura màxima de 26-31°C. L'hivern és fresc o lleugerament fred depenent de la ubicació (Piñol et al. 1998). Neva amb freqüència als Pirineus i, de tant en tant, a altituds més baixes. Normalment, la primavera i la tardor són les estacions més plujoses, a excepció de les valls pirinenques, on l'estiu sol ser tempestuós. La part interior de Catalunya és més càlida i seca a l'estiu, on la temperatura pot arribar als 35°C, tanmateix, les nits són més fresques. La boira en valls i planes pot ser especialment persistent, amb episodis de temperatures sota zero durant l'hivern. Per altre banda, el gradient d'aridesa de Catalunya augmenta de nord a sud, a causa de la latitud, i d'est a oest, a causa de la continentalitat i l'orografia (Figura 9).

Aquesta diversitat de climes ve determinat per la topografia de la regió. Catalunya disposa d'una diversitat geogràfica molt marcada, tenint en compte la grandària del seu territori. A grans trets, podríem dividir-la en tres grans mòduls topogràfics: Els Pirineus i Prepirineus, una formació muntanyosa que separa la Península Ibèrica del continental europeu, situat al nord de Catalunya; el Sistema Mediterrani Català, un combinació de muntanyes i planes disposades paral·lelament al llarg de la costa Mediterrània; i la depressió central, al sector oriental de la vall de l'Ebre. Catalunya pot considerar-se com un mostrari de paisatges europeus a petita escala, gràcies a la

combinació de clima, relleu, varietat de substrats, sòls, orientacions, altituds i distàncies al mar que li atorguen gran diversitat ecològica, i una notable riquesa de paisatges, hàbitats i espècies (Direcció General de Polítiques Ambientals 2012).



**Figura 9.**

**Mapa de Catalunya.**

Es mostren, sobre les grans regions de dèficit hídric de Catalunya, les 70 àrees cremades més grans de 50 hectàrees mostrejades entre els anys 2000 i 2014 (Modificat de (Zozaya et al. 2011), corresponents a les àrees usades en el **Capítol 1** (punts blancs sobre el mapa), les quals es distribueixen al llarg en les set categories generals de dèficit hídric de Catalunya (Ninyerola et al. 2000).

Per altre banda, és mostren les localitzacions i el perímetre (fora d'escala) dels quatre incendis mostrejats en els **Capítols 2 i 3** (punts grocs sobre el mapa), dos dels quals es localitzen a la regió pirinenca (més humida) i els altres dos a la regió mediterrània (amb major dèficit hídric).

Perímetres obtinguts de: [bombers.blog.gencat.cat/](http://bombers.blog.gencat.cat/).

Actualment, l'ocupació del sòl a Catalunya es compon de boscos (31%), zones d'arbustos (29%), terres agrícoles (33%) i zones urbanitzades (7%) (Vallecillo et al. 2013). Les coníferes representen el 60% de la superfície forestal total (Gracia et al. 2000-2004). Bona part de l'àrea Mediterrània, però, es caracteritza per acollir un paisatge en mosaic amb zones agrícoles i boscos, sobretot boscos joves. Entre els boscos pioners, la pineda de pi blanc colonitza fàcilment les zones pertorbades o camps de conreu abandonats (Blondel & Aronson 1999), raó per la qual ha augmentat la seva superfície de manera significativa, esdevenint l'espècie arbòria més abundant del territori català (Gracia et al. 2000-2004).

El foc és un agent de canvi important del paisatge mediterrani català, amb un 25% de la superfície terrestre cremada entre el 1975 i 2010 (González & Pukkala 2007). El règim d'incendis en ecosistemes mediterranis es relaciona amb al seu clima; on les temperatures suaus i els períodes d'abundant precipitació primaveral promouen la producció de biomassa vegetal, mentre que les condicions estivals càlides i seques, n'augmenten el dèficit hídric (Viegas & Viegas 1994; Piñol et al. 1998). En aquest sentit, l'activitat dels incendis forestals està estretament relacionat amb la productivitat del ecosistemes (Pausas & Bradstock 2007; Bowman et al. 2009; Krawchuk & Moritz 2011; Pausas & Paula 2012; Pausas & Ribeiro 2013). Tanmateix, la relació foc i clima no es senzilla (Valladares et al. 2014), amb una major probabilitat d'ignició en regions productives (Flannigan & Harrington 1988; Westerling & Bryant 2008; Pausas & Paula 2012) i menor en condicions de sequera, per l'existència de discontinuïtats importants en el recobriment vegetal (Pausas & Bradstock 2007). Amb aquesta combinació, els incendis recents, empesos per unes condicions meteorològiques extremes promogudes per l'escalfament global del planeta, han calcinat amb una intensitat sense precedents (Pausas et al. 2008).

Els boscos de successió amb pi blanc són els més afectats pels incendis forestals (Zozaya et al. 2010), després dels quals, el pi, regenera vigorosament sense cap necessitat de repoblacions. Tot i que en l'àrea del Prepirineu i Pirineus els incendis forestals són més rars (Rost et al. 2013), en aquesta regió, el foc s'ha utilitzat tradicionalment pels pastors per millorar la productivitat de les pastures alpines i per reduir l'expansió d'arbustos i arbres (Montané et al. 2009). Tanmateix, als darrers anys la recurrència d'hiverns secs, la parada vegetativa – per suportar les baixes temperatures, la qual comporta deshidratació i augment de la inflamabilitat –, el domini d'espècies adaptades al règim de focs creats pels pastors i la proliferació llenyosa en les pastures abandonades dels Pirineus (Molinillo et al. 1997; Roura-Pascual et al. 2005) expliquen perquè el

40% de la superfície cremada als darrers 35 anys a Catalunya ho ha estat fora del període estival (Bombers de la Generalitat de Catalunya 2012). Aquest fet, desperta un interès especial, ja que es preveuen canvis accentuats especialment en les zones muntanyoses (p. ex., Alps, Pirineus i muntanyes dels Balcans; (Moriondo et al. 2006; Giannakopoulos et al. 2009; Carvalho et al. 2010).

Després del foc, la gestió més habitual en les pinedes és la tala dels arbres cremats, on les restes de fusta resultants solen ser eliminades completament del àrea cremada, escampades al terra o bé apilades per evitar l'erosió (Lindenmayer et al. 2008a; Rost 2011).

Pel que fa a les àrees d'estudi utilitzades en aquesta tesi, cal dir que han estat diverses d'acord amb l'objectiu de cada estudi. L'àrea d'estudi per al **primer capítol** inclou 70 incendis repartits en la totalitat de l'àrea geogràfica de Catalunya (Figura 9). Aquests indrets cremats varien en grandàries d'entre 51 i 6.647 hectàrees, varen ocórrer entre els anys 2000 i 2013, afectant diferents hàbitats (Taula 1), que varen ser mostrejats per diferents observadors en el marc del projecte DINDIS (projecte conjunt entre el Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC), l'Institut Català d'Ornitologia (ICO) i la Universitat de Girona (UdG); per més detalls veure (Zozaya et al. 2010). Per altra banda, el treball de camp per als **capítols 2 i 3** inclou dades preses pel propi doctorand en quatre àrees recentment cremades de Catalunya (Figura 9). Dos d'ells, l'incendi de la Jonquera (13.088 ha cremades a l'agost de 2012) i de Rasquera (3.082 ha cremades al maig de 2012), corresponen a la regió Mediterrània, mentre que l'incendi de Ger (250 ha cremades a l'agost de 2012) i el de Viu de Llevata (214 ha cremades al març de 2012), corresponen a la regió pirinenca (Taula 2). Exceptuant l'incendi de Rasquera, les àrees cremades i dominades per pins varen sofrir algun tipus de gestió forestal al llarg dels primers dos anys després de l'incendi. Concretament, gairebé tota la biomassa dels boscos de pi blanc de la Jonquera va ser extreta de la zona cremada, la majoria en forma d'estelles per al seu ús com a biocombustible. Les pinedes de pi roig (*Pinus sylvestris* [Linnaeus, 1753]) de Viu de Llevata i les de pi negre (*Pinus mugo* [Turra, 1764] subsp. *uncinata* [(Ramond ex DC) Domin, 1936]) de Ger van ser talades tot deixant les branques *in situ*. En el cas de Ger, també es van apilar les branques no aprofitades per evitar l'erosió. Finalment, els suros morts, o que es va estimar que moririen, de la Jonquera van ser talats i aprofitats (per a més detalls sobre les àrees cremades i la seva posterior gestió forestal consultar els capítols 2 i 3 de la present tesi doctoral).

**Taula 1.**

Llistat dels incendis mostrejats en el capítol 1. Es presenta el seu nom, els hàbitats principals cremats, l'any de l'incendi, els anys després del foc en què es va mostrear, i la superfície cremada ha).

<b>Nom</b>	<b>Hàbitat cremat</b>	<b>Data d'ignició</b>	<b>Anys estudiats</b>	<b>Superfície cremada</b>
Camposins	Matollar	2000	6, 7, 9, 10, 11	53
Font-rubí	<i>Pinus halepensis</i>	2000	6, 7, 9, 10, 11	90
Prat de Compte	<i>Pinus halepensis</i>	2000	6, 7, 9, 10, 11	282
Olivella	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2000	6, 7, 9, 10, 11	399
Albiol	Matollar	2000	6, 7, 8, 9, 10, 11	682
Garriguella	Matollar	2000	6, 7, 9, 10, 11	6.647
Castelldefels	Matollar	2001	5, 6	55
Vallbona d'Anoia	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Quercus ilex</i> , Matollar	2001	5, 6	60
Badalona	Matollar	2001	5, 6	66
La Floresta- Vinaixa	Matollar	2001	5, 6	209
Cubells	Matollar	2001	5, 6	236
L'Escala	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2001	5, 6, 7, 8, 9	378
Cadaqués	Matollar	2001	5, 6, 9	1.771
Tivissa	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2002	4, 5, 6	55
Castellbisbal	Matollar	2002	4, 5, 6	137
Vilaverd-Lilla	Matollar	2002	4, 5, 6	520
Caldes de Malavella	Matollar	2003	3, 4, 5, 6	70
Jorba	Matollar	2003	3, 4, 5, 6	72
Maçanet- Petit	<i>Quercus ilex</i> , <i>Quercus suber</i> , Matollar	2003	3, 4, 5	77
Masquefa	<i>Pinus halepensis</i>	2003	3, 4, 5, 6	93
Daltmar- Olèrdola	Matollar	2003	3, 4, 5, 6	138
Talamanca	<i>Pinus halepensis</i>	2003	3, 4, 5, 6	191
Alcover	Matollar	2003	3, 4, 5, 6	227
Selvanera	Matollar	2003	3, 4, 5, 6	324
Castellbell i Vilar	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2003	3, 4, 5, 6	391
Margalef	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2003	3, 4, 5, 6, 7	420
Platja d'Aro	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Quercus suber</i> , Matollar	2003	3, 4, 5, 6	444
St. Feliu de Guíxols	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Quercus suber</i> , Matollar	2003	3, 4, 5, 6	514
Maçanet -Mas	<i>Pinus pinaster</i> , <i>Quercus suber</i> , Matollar	2003	3, 4, 5, 6	1.255
Altaba	Matollar	2003	3, 4, 5, 6	2.084
Granja d'Escarp	Matollar	2003	3, 4, 5, 6	4.559
Sant Llorenç Savall	<i>Pinus halepensis</i>	2003	3, 4, 5, 6	4.559
Montanissell	Matollar, <i>Pinus nigra</i>	2004	2, 3, 4, 5, 6	82
Montgrí	Matollar	2004	2, 3, 4, 5, 6	627
Viladecans	Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 5	66
Caldes de Malavella	Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 7	86
Perelló	Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 5	104
Pobla de Massaluca	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 5	108
Borges del Camp	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 5	120
Palma d'Ebre	Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 5	135
Castellbisbal	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 5	224
Riba-Roja	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 5	642
Rocafort	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2005	1, 2, 3, 4, 5	839
Balsareny	<i>Pinus halepensis</i>	2005	1, 2, 3, 4, 5	963
Cardona	<i>Pinus halepensis</i>	2005	1, 2, 3, 4, 5	1.438
la Febró	<i>Pinus sylvestris</i> , Matollar	2006	1, 2, 3, 4	51
Vimbodí	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2006	1, 2, 3, 4	126
Ogern	<i>Pinus nigra</i>	2006	1, 2, 3, 4	232
Cistella	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2006	1, 2, 3, 4	250
Capmany	Matollar, <i>Quercus suber</i>	2006	1, 2, 3, 4	401

Nom	Hàbitat cremat	Data d'ignició	Anys estudiats	Superfície cremada
Ventalló	<i>Pinus halepensis</i>	2006	1, 2, 3, 4	1.011
Vandellós	Matollar	2006	1, 2, 3, 4	1.211
Riba-Roja2	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2007	1, 2, 3	99
Sallent	<i>Pinus halepensis</i>	2007	1, 2, 3	134
Navàs- St. Salvador Tor	Matollar	2007	1, 2, 3	245
Mont-roig del Camp	<i>Pinus halepensis</i>	2007	1, 3	402
Torre de Fontaubella	Matollar	2007	1, 2, 3	444
Montferri	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2009	1	78
Lladorre	<i>Pinus sylvestris</i> , Matollar	2009	1	83
St. Jaume Domenys	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2009	1	101
Canejan	<i>Quercus petraea</i> , Matollar	2009	1	101
St. Mateu Bages	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Pinus nigra</i>	2009	1	152
Horta Sant Joan	<i>Pinus halepensis</i> , Matollar	2009	1	781
Donzell d'Urgell	<i>Quercus ilex</i> , <i>Quercus faginea</i> , Matollar	2009	1	1.352
Tarragona	<i>Pinus halepensis</i>	2010	1, 2	99,5
Vilopriu	<i>Quercus suber</i>	2010	1, 2	128
Olivella Urb.	Matollar	2010	1, 2	62.6
La Riba	<i>Pinus halepensis</i>	2011	1	140
Solius	<i>Quercus suber</i>	2011	1, 2	393,5
Rabós	Matollar	2011	1	83.9
Madremanya	<i>Pinus halepensis</i>	2012	1	222

Les quatre regions estudiades dels **capítols 2 i 3** contenen diferents hàbitats vegetals en funció del clima, la topografia, el sòl, els règims d'incendis històrics i l'ús humà de cada un dels hàbitats. Per aquesta raó, el ventall d'hàbitats mostrejats és ampli, dels quals 22 corresponen a l'àrea Mediterrània i 14 a l'àrea pirinenca, dividits en tres grans grups (Annex I), en funció de la vegetació dominant: les formacions herbàcies i els prats, els matollars i els boscos.

## Taula 2.

Descripció de les quatre àrees cremades i mostrejades dels capítols 2 i 3.

Incendi	La Jonquera	Rasquera	Ger	Viu de Llevata
Regió	Mediterrani	Mediterrani	Pirineus	Pirineus
Bioclima	Mediterrani Sub-humit	Mediterrani Continental	Mediterrani humit	Montà-subalpí & Mediterrani humit
Altitud (min/mitjana/màx.)	90/263/574	317/348/406	1,461/1,672/1,897	1,180/1,300/1,513
Àrea cremada (ha)	13.088	3.082	250	214
Data de l'incendi	Agost 2012	Maig 2012	Agost 2012	Març 2012
Temps transcorregut en el primer mostreig (setmanes)	2	18	1	23
Nombre de transsectes	17	5	16	5
Ocasions de mostreig	15	7	16	8
Nombre d'estacions	No cremades	51	15	48
	Cremades	119	35	112
	Talades	32	0	36



## HÀBITATS PRESENTS A LES ÀREES D'ESTUDI

La gran varietat d'àrees mostrejades ens ofereix gran varietat d'hàbitat (Taula 1 i Annex I), que reflecteixen bona part de les formacions vegetals de Catalunya, des de l'àrea Mediterrània als Prets Alpins (Annex II).

### Formacions herbàcies i arbustives

Les formacions herbàcies mediterrànies (Annex IIa) solen representar terrenys secs i assolellats, amb sòls poc profund o pedregosos; a més d'aparèixer en la primera etapa de successió vegetal després d'un incendi (Guixé et al. 2008) retenint la terra en indrets amb risc d'erosió (Conesa 1997). Els prats montans i subalpins (Annex IIb) estan adaptats a les cremes reiterades dels pastors (Montané et al. 2009), i posseeixen plantes amb bulbs, arrels carnosos i tiges subterrànies que els permeten rebrotar vigorosament després del foc. Els matollars són una comunitat vegetal comuna i estesa en la conca Mediterrània (Vigo 2005). Les espècies rebrotadores, presenten gran capacitat rebrotadora inclús amb règims d'incendi curts (Delitti et al. 2005). Les formacions arbustives pirenaïques (Annex IIc), són el reflex de les transformacions profundes en les zones rurals que han comportat l'abandonament dels usos tradicionals (Roura-Pascual et al. 2005).

### Formacions boscoses

Els boscos i bosquines arbrades amb pins (Annex II d) de la Conca Mediterrània són un hàbitat molt extens a Catalunya. La regeneració postincendi d'aquestes, depèn especialment de l'espècie de pi dominant. Per altre banda, les pinedes de muntanya i alpines (Annex II e) no han evolucionat condicionades pels incendis (Tapias et al. 2004). Motiu per el qual presenten una regeneració pràcticament nul·la (Habrouk et al. 1999). Dels boscos escleròfil·les de fulla perenne (Annex II f) de la Conca Mediterrània i de la muntanya Mediterrània, destaca l'alzinar, la sureda i el carrascar. Tots ells es caracteritzen per un arbrat capaç de rebrotar després de pertorbacions greus (Pausas 1997; Espelta et al. 2003b).

## ELS ORGANISMES ESTUDIATS

### L'avifauna

Els ocells de matollar estudiats en el **capítol 1** (Annex III), corresponen a espècies que mostren una clara preferència per l'estrat arbustiu de boscos i matollars: la Bosqueta vulgar (*Hippolais polyglotta* [Vieillot 1817]), el Tallarol de garriga (*Sylvia cantillans* [Pallas, 1764]), el Tallarol

capnegre (*Sylvia melanocephala* [Gmelin, 1789]) i la Tallareta cuallarga (*Sylvia undata*). Alhora, aquestes poden ser força abundants en àrees postincendi (Pons & Prodon 1996; Herrando et al. 2002). Les espècies del gènere *Sylvia* del present estudi (*S. melanocephala*, *S. cantillans* i *S. undata*) es troben sobretot als matollars mediterranis esclerofil·les de fulla perenne. Tanmateix, cada espècie cobreix un tram diferent del gradient d'hàbitats, en funció de les seves preferències, podent coincidir les tres espècies en el mateix hàbitat, tot segregant-se per estrats de vegetació (Blondel et al. 1996).

### **Els petits rosegadors**

Els rosegadors estudiats en els **capítols 2 i 3** (Annex IV) de la present memòria, corresponen al ratolí de bosc (*Apodemus sylvaticus*), el ratolí mediterrani (*Mus spretus*) i el talpó dels prats (*Microtus arvalis* [Pallas, 1779]). A excepció del talpó, del qual no es tenen dades en hàbitats recentment cremats, aquests són espècies de les primeres etapes de la successió i alhora dispersadores i depredadores d'agllans. El ratolí de bosc, és especialment abundant a la zona mostrejada (Torre & Díaz 2004). Gràcies a la gran flexibilitat en front els canvis en el seu hàbitat, aquest ratolí predomina en les àrees recentment cremades, on és capaç de trobar refugi i aliment molt abans que apareguin els seus depredadors. Per altra banda, les condicions temporals de les zones cremades també afavoreixen la presència del ratolí de camp, el qual hi és present durant el procés de regeneració vegetal (Sainz-Eliphe et al. 2012), obtenint abundàncies superiors en les zones cremades en relació a les no cremades (Torre & Díaz 2004).

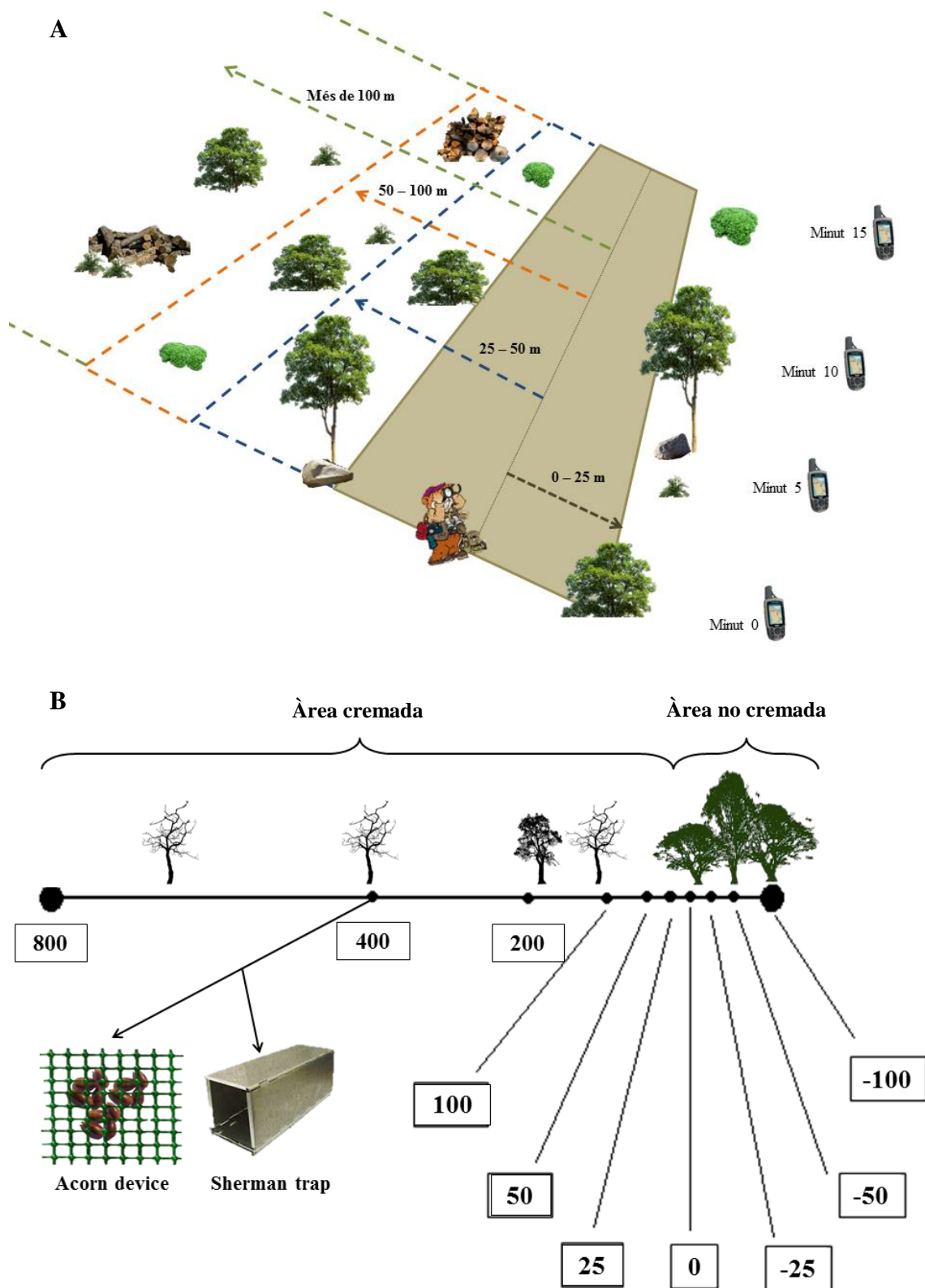
## MÈTODES GENERALS

Tant els transectes d'aus (**capítol 1**) com els corresponent als rosegadors (**capítols 2 i 3**) es basen en transectes lineals mostrejats repetidament al llarg del temps.

En el cas concret del **capítol 1** la metodologia usada va ser dissenyada en el marc del projecte DINDIS (Dinàmica de la distribució dels paisatges mediterranis afectats pels incendis), essent un projecte de recerca homònim portat a terme pel Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, per la Universitat de Girona i per l'Institut Català d'Ornitologia. On els transectes usats tenien d'una durada de 15 minuts dividit en tres seccions de 5 minuts, on s'annotaven tots els ocells detectats per escolta o observació, així com variables ambientals. A cada ocell se l'assignava a una banda de distància (0-25m., 25-50m., 50-100m. i >100m.) en un costat o altre de l'itinerari (Figura 10).

Per altre banda, els transectes dissenyats per l'estudi dels rosegadors dels **capítols 2 i 3**, tenien una llargada de 900 metres, dels quals 100 es situaven dins l'àrea no cremada i 800 dins l'àrea cremada. Cada un dels transectes contenia 10 estacions de mostreig, tres dins l'àrea no cremada (25, 50 i 100 m), un en el mateix perímetre (0 m) i sis dins l'àrea cremada (25, 50, 100, 200, 400, 800). Cada una de les estacions de mostreig contenia una trampa de captura en viu de petits rosegadors tipus Sherman, així com un dispositiu d'oferiment d'aglans (Figura 10).

Les tendències poblacionals de les diferents espècies tractades, es va modelitzar en funció de les característiques de l'hàbitat, el clima i la gestió forestal postincendi corresponent en cada un dels transectes a través de Models lineals generalitzats mixtes (GLMM) i Anàlisis de components principals (PCA), usant el programa estadístic R (R Core Team 2014). Els mètodes específics utilitzats per a cada un dels tres capítols s'expliquen amb tot detall en cada un dels capítols.



**Figura 10**

**Representació esquemàtica dels transectes de mostreig**

Representació esquemàtica dels transectes usat en (A) els mostrejos d'ocells, corresponent al capítol 1, i en (B) els mostrejos de rosegadors, corresponent als capítols 2 i 3.





**Il·lustració:** Cristina Sánchez Cascante





# CAPÍTOL 1

The effect of aridity on the recovery of shrubland  
bird populations after wildfire





### *The effect of aridity on the recovery of shrubland bird populations after wildfire*

#### INTRODUCTION

Summer droughts are probably the most conspicuous feature of the Mediterranean climate. Plants suffer water stress during the summer because evapotranspiration (i.e. the sum of water lost in evaporation and transpiration) is high during a long period (Thorntwaite 1948). As a result, plant development is severely hindered (Rubio 2008) and drought tolerant shrublands and sclerophyllous forests are the characteristic habitats (Pigott & Pigott 1993). Further, wildfires are major disturbances in these regions, playing a decisive role in the dynamics and structure of plant and animal communities (Keeley et al. 2011). Wildfire occurrence is expected to increase due to global climate change in Mediterranean regions, affecting larger areas and burning with greater intensity (Piñol et al. 1998). The recurrence of fire is higher in areas with semi-humid Mediterranean climates and lower in both the driest and the wettest areas (Vázquez et al. 2002). Geographical dryness gradients therefore determine the vegetation structure and influence wildfire risk (Kutiel et al. 2000).

Most Mediterranean habitats can recover their original structure and composition following a wildfire (Retana et al. 2002), due to the resilience of the plant community (Keeley 1986), a result of the combined responses by different plant functional types (Pausas et al. 2004a). However, many middle-successional Mediterranean-type shrublands remain currently unwooded (Barradas et al. 1999), since adverse environments (arising from geology, topography or soil limitation), intensive land use trajectories and high recurrence of disturbances may not allow development of tree cover. Among the environmental factors limiting post-fire regeneration, water availability may lead to a differential response to stress conditions (Verdú et al. 2000) and induce changes in the proportion of plant functional types. Although obligate seeders (i.e. plant species that regenerate only from the seed bank) have a higher drought tolerance than resprouters (post-fire sprouting thanks to dormant buds (Pausas et al. 2004a)), the resilience, height and biomass of the vegetation as a whole depends on water availability during the early years after fire (Lloret 2004). Moreover, cover combustion by fire leads to a higher incidence of solar radiation on the ground,

increasing evapotranspiration and, consequently, increasing the hydric stress that affects the establishment of vegetation (Mendoza et al. 2009).

Although aridity gradients may affect continental patterns of bird richness (Hawkins et al. 2005), water limitation does not usually affect insectivorous birds directly, since they get their water needs from food (Newton 1998). However, the negative effects of aridity on plant regeneration (Zavala et al. 2000) can indirectly influence their occurrence and abundance after fire due to their well-known dependence on vegetation structure (Lopez & Moro 1997). The association of birds with the structure of early successional habitats that could be affected by aridity, can best be explored using species strongly dependent on low plant strata, such as is the case with many warblers. Mediterranean warblers of the genera *Sylvia* and *Hippolais* are shrub-dwelling insectivorous songbirds, occupying early to middle successional habitats (Cramp & Brooks 1992) and have been chosen as our focal species. Mediterranean warblers are affected by wildfires in the short term, because they require shrub cover to forage and breed (Pons et al. 2008). Nevertheless, the post-fire recovery of the shrub layer benefits them in the mid-term (Pons & Clavero 2010). In absence of further fires, tree development entails habitat degradation for most warbler species (Cramp & Brooks 1992).

Research on the interaction of the aridity gradient, wildfires and fauna responses indicates that there can be a consistent species richness response to fire-mediated landscape complexity across a rainfall gradient (Parr et al. 2004; Arnan et al. 2006; Sitters et al. 2014). Our aim here is to assess the effect of aridity via constraints on vegetation recovery on the abundances of four early-successional species of Mediterranean warblers during the first years after a wildfire. For this purpose, we predicted that: (1) vegetation recovery after fire will be quicker in wetter areas compared to the driest areas; and (2) bird abundances will peak earlier in wetter areas compared to drier ones following the increases in shrub cover in burnt areas.

## STUDY REGION AND METHODS

### Study region

The study was conducted in Catalonia (NE Iberian Peninsula), a region of some 32,100 km<sup>2</sup> with high environmental heterogeneity due to sharp climatic and geological gradients. Most of the study area has a Mediterranean climate, with winter precipitation and summer drought (Piñol et

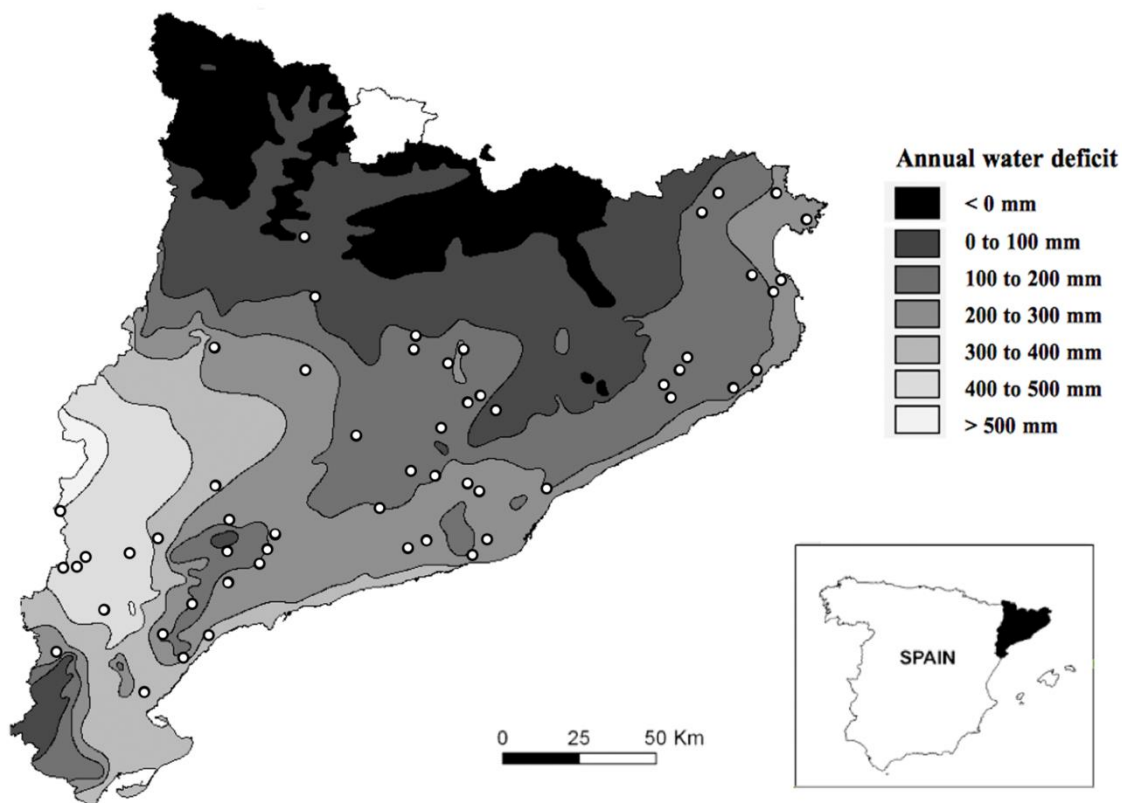
al. 1998). The mean annual rainfall ranges from 350 mm in the southwest to 1200 mm in the Pyrenees and aridity increases from north to south due to latitude and topography and from east to west due to continentality. Water deficit quantifies the amount of water by which the evaporative demand exceeds available soil moisture (Stephenson 1998). It is a main environmental stressor in this area (Figure 11), because when high, the water needs of the plants are less likely to be met. In the present study we calculated water deficit (Annex V), and used it as a measure of aridity. Both terms are used hereafter interchangeably. The presence of humans since pre-historical times has led to large-scale changes in plant species composition and the distribution of dominant species throughout history. Land cover in Catalonia presently consists of forests (31%, encompassing 3/5 of conifer forests and 2/5 of forests dominated by sclerophyllous and deciduous tree species), evergreen shrublands (29%) and agricultural land (33%; that includes crops and pastures) (Gracia et al. 2000-2004; Vallecillo et al. 2013). Fire is a major landscape driver in the region, with about 25% of the wild land area (i.e. non-agricultural, non-urban land) having been burnt between 1975 and 2010 (González & Pukkala 2007). In fact, land abandonment affecting the Northern Mediterranean basin has led to extensive woody plant encroachment and to a greater extent of the area being affected by wildfires in recent years. Furthermore, recent fires, under more extreme meteorological conditions promoted by global warming, have burnt with unprecedented intensity (Pausas et al. 2008). Most burnt forests are salvage logged and the resulting wood debris may be completely removed, left scattered on the ground or piled up (Rost et al. 2010).

## Sampling design

We studied vegetation and birds in 70 wild land areas ranging in size from 51 to 6,647 hectares (henceforth ha) that were affected by wildfires between 2000 and 2013 and distributed throughout Catalonia over an extensive water deficit gradient (Figure 11). The majority (70%) of burnt areas have moderate water deficit indexes, and are mostly located in lowlands or mountains with a Mediterranean climate. No specific permission was required for this study because transects were run on public paths (Catalan and Spanish laws guarantee the public use of paths that traverse private land), we did not capture animals and neither did we interfere with their usual behaviour.

Our database includes the results of 3,071 bird censuses and measures of environmental variables in the burnt areas. With the help of a GPS device, we established transects in burnt forests and

shrublands (Bibby et al. 2000), each approximately 500 m in length and 200m wide, in which environmental variables were measured and birds were censused. The number of transects depended on the area of the fire, ranging from 2 to 41 transects per burnt area (Table 3). Each survey of a transect lasted 15 minutes, divided into three 5-minute periods covering around 165m in length per period. Environmental variables were estimated at two semi-circular areas (hereafter sampling stations) of approximately 1000 m<sup>2</sup> each, located at both ends of the transect. Birds were counted, when heard or seen, and were allocated into one of three distance bands (0-25 m, 25-50 m, 50-100 m). Surveys were conducted once every breeding season (from 10<sup>th</sup> May to 15<sup>th</sup> June) in good weather conditions (i.e. without rainfall or strong wind) during the first three hours after sunrise by experienced ornithologists walking at a speed of about 2 km/h (Bibby et al. 2000). Before the start of every sampling season, the estimation of vegetation structure, management variables and fire characteristics was standardized among the observers. The



**Figure 11.**

**Distribution of the burnt areas and regional categories of water deficit in Catalonia.**

Map of Catalonia showing the locations of the 70 areas larger than 50 ha burnt by wildfires between 2000 and 2013 which were sampled in this study (modified from (Zozaya et al. 2011), distributed among seven categories of annual regional water deficit ( $WD_A$  (Ninyerola et al. 2000; Ninyerola et al. 2003); see text for details)).



minimum distance between two transects was 150 m, and the minimum distance between transects and fire edge was 50 m. The criteria for establishing the number of transects and the sampling protocol are fully explained in Zozaya et al. 2011 (Zozaya et al. 2011).

**Table 3**

Summary of the sampling design according to the size range of burnt areas.

Size of burnt area (ha)	Number of transects per burnt area	Number of burnt areas
50 to 250	2 to 11	42
250 to 500	5 to 15	11
500 to 1000	15 to 22	7
More than 1000	20 to 41	10

### Vegetation and bird data

The percentage of foliage cover, an indicator of plant recovery, was estimated for three virtual vegetation layers: lower (0–25 cm), intermediate (25–100 cm) and upper (>100 cm), by comparison with a reference chart (Prodon & Lebreton 1981) at the two sampling stations per transect. We then used the mean of the two values per transect. The number of birds counted per transect was used as a measure of species relative abundance. The minority of birds (<1%) counted on unburnt surrounding area were excluded from analyses. We studied the total species richness (i.e. the number of bird species per transect) and, more specifically, the numbers of four Mediterranean species of *Sylvia* and *Hippolais* warblers. We chose these species because they are early to middle-successional birds that disappear shortly after severe fires, then recolonize, showing unimodal abundance trends that peak a few years after the fire (Pons et al. 2012). They can therefore be used as indicators of vegetation structure and allow comparisons to be made of the rate of species recolonization and maximum abundance after fire along a water deficit gradient.

Our four focal species are shrub-dwelling insectivorous songbirds widely distributed in the Mediterranean-climate areas of Catalonia (Shirihai et al. 2001). *Sylvia* warblers are closely related to each other (Bohning-Gaese et al. 2003), with several species occurring in sympatry and occupying similar ecological niches (Begon et al. 2006). The Melodious Warbler, *Hippolais polyglotta*, and the Subalpine Warbler, *Sylvia cantillans* are summer visitors that overwinter in Africa. The first species tends to occupy blackberry brambles and lush shrublands on humid soils, whereas the second one requires tall shrublands and shrublands with trees. The Sardinian Warbler, *Sylvia melanocephala*, is a common resident species in a variety of habitats of

Mediterranean climate with mild winters. Finally, the Dartford Warbler, *Sylvia undata*, is a shrubland specialist, currently classified as *near threatened* (IUCN 2015), which mostly inhabits vegetation below 1 m in height, unlike the other three species which tend to favour higher strata (Pons et al. 2008). The study of the post-fire population dynamics and their relationship with aridity factors (other than local changes in habitat) after fire is especially relevant for *S. undata*, because its populations have undergone a recent decline in Spain (Tucker et al. 1994).

## Environmental variables

Water deficit (WD), our indicator of aridity, was calculated for each transect using potential evapotranspiration (PET) and real evapotranspiration (ET<sub>r</sub>) from the Digital Climate Atlas for the Iberian Peninsula (Ninyerola et al. 2005); a 180-m resolution digital elevation model using data from meteorological stations (one station/64 km<sup>2</sup>). We used the equation established by Thornthwaite (Black 2007):

$$WD = PET - ET_r \text{ (see Annex V for more details on this equation),}$$

that gave values of between 538.3 and 0 mm for transects (WD<sub>T</sub>). In addition, every entire burnt area was assigned to its regional water deficit category (WD<sub>A</sub>; Figure 11) found in the water deficit map of Catalonia (Ninyerola et al. 2000; Ninyerola et al. 2003): 1 (WD = 0 mm), 2 (0 mm > WD ≥ 100 mm), 3 (>100 mm WD ≥ 200 mm), 4 (> 200 mm WD ≥ 300 mm), 5 (> 300 WD ≥ 400 mm), 6 (> 400 WD ≥ 500 mm) and 7 (> 500 mm). These categories were used as a Random factor in the analyses (see under *Data analyses*). Time since fire was measured as the number of years that had elapsed since the fire (first spring=1, and so on), and ranged from 1 to 11.

Due to the well-known relationship between birds and habitat structure, we took into account management practices and fire characteristics that may affect plant cover and bird occurrence after fire. To this aim we included logging of burnt trees, presence of scattered and of piled branches on the ground, as management variables in models. We also included presence of unburnt vegetation patches, type of pre-fire habitat and size of the burnt area as explicative variables of fire characteristics. Salvage logging produces a drastic habitat change a short time after fire and was taken into account with an ordinal variable with values ranging from 0 (all the sampling station area was unlogged) to 2 (all was logged). A logging variable was then derived by summing up the values obtained at the two sampling stations per transect, ranging from 0 to 4. The presence of scattered and of piled branches were measured with values ranging from 0 (absence in the sampling station) to 2 (abundant in the station). A plant debris variable was then

derived by summing up the values of both variables at the two sampling stations, ranging from 0 to 8. Unburnt or lightly burnt patches may facilitate the occurrence of several bird species in burnt areas, acting as islands of habitat for birds. The presence of these patches throughout transects was measured by an ordinal variable with values ranging from 0 (the area surveyed by the transect had been completely burnt by severe fire) to 4 (many unburnt patches remained throughout the transect area). We also considered the categorical variable ‘type of pre-fire habitat’ in the area surveyed by the transect: shrubland, pine forest or oak forest, since post-fire plant and bird communities are constrained by the original vegetation before the fire (Vallecillo et al. 2013). Burnt patch size was defined as the extent of the burnt area (ha) and was derived from digitalized maps from the Catalonia Government.

## Data analyses

Generalized linear mixed models (GLMM) with negative binomial error structure and log link function were used to analyse the effects of environmental and time since fire variables on vegetation cover as a means of assessing the importance of water deficit on post-fire plant regeneration (first prediction). The same model structure was used to analyse the influence of environmental, vegetation cover and time variables on the relative abundances of the four bird species and on bird species richness (second prediction). Given that the majority of transects were sampled in successive years, the results may be affected by temporal pseudoreplication (Hurlbert 1984). Although birds and vegetation variables were sampled independently in successive years, topographic and climatic variables were unchanged over time. The inclusion of the calendar year as a Random factor could minimize this problem. Nevertheless, in order to avoid pseudoreplication completely, and to get similar sample size for time since fire categories, we selected a single sampling occasion (i.e. a census) for each transect. A stratified random selection was applied, trying to maximize the number of censuses of the worst represented time since fire categories (7 to 11 years after fire; Annex VI). The dataset after the selection consisted of N=694 bird counts and measures of environmental variables in the burnt areas.

We first used models that included the quadratic term of the explicative variables time since fire and water deficit to consider possible quadratic relationships with vegetation and birds (Annex VII and VIII). Whenever a quadratic term was significant, it was used in subsequent models. We then combined environmental and temporal variables generating different biologically meaningful models (Annex IX). We also used the interaction between time since fire and water

deficit to better assess whether aridity influences temporal patterns of vegetation and bird recovery. Transects, nested within locality nested within regional water deficit ( $WD_A$ ), were included as a Random factor in order to control possible site-based differences.

The structure of the minimum adequate model (MAM) was decided under the likelihood ratio (LR) test criterion; first by comparing models with different fixed effects we used maximum likelihood (ML) and second, we used restricted maximum likelihood (REML) to compute the estimates of coefficients for the MAMs achieved (Zuur et al. 2009). Normality and homoscedasticity were checked by visually inspecting the plots of residuals against fitted values. The most parsimonious models for each response variable were those whose Akaike information criterion (AIC) was within 2 units of the lowest AIC (Burnham & Anderson 2002). For these models we calculated their conditional coefficient of determination considering fixed and random effect ( $R^2_{GLMM(c)}$ ) and their AIC weight (relative likelihood of a model) (Wagenmakers & Farrell 2004; Nakagawa & Schielzeth 2013). We then selected the most appropriate model following a criterion of less complexity, greater  $R^2_{GLMM(c)}$  and greater AIC weight (Annex X). To perform these analyses, we used the statistical package R (R Core Team 2014), the lme4 package for GLMM (Bates et al. 2015) and the MuMIn package for AIC weight and  $R^2_{GLMM(c)}$  (Bartoń 2016).

Finally, we used the complete dataset ( $N=3,071$  bird counts and measures of environmental variables) to obtain sufficient sample size to graphically represent the temporal evolution of the post-fire occurrence of the four bird species for the different water deficit categories. To this aim, proportion of occurrence of shrubland birds in censuses was used instead of relative abundance because this variable allows a better comparison between species, thus minimizing existing differences in numbers among them. Relative abundance was first transformed into presence (1) or absence (0) in each transect and then the proportion of occurrence of species was computed for all combinations of year since fire with each category of water deficit in the transects ( $WD_T$ ), using the seven categories previously defined for  $WD_A$ . We removed transects with unburnt or lightly burnt patches to avoid their potential refuge role for birds in recently burnt areas. We finally eliminated transects with  $WD_T = 7$ , due to a low sample size, and grouped transects sampled seven to eleven years after fire into two categories of time since fire (7-8-9 years and 10-11 years), for the same reason.

## RESULTS

### Vegetation recovery after fire along the water deficit gradient

Time since fire affected foliage cover of the three layers, pointing out the short term regeneration of vegetation after severe fires. GLMMs show quadratic negative temporal relationships with lower (0 to 25 cm) and intermediate (25 to 100 cm) layers but a linear positive relationship with the upper layer (>100 cm). Moreover, water deficit also influenced the three vegetation layers, with arid areas having less foliage cover than wetter areas. However, our initial hypothesis stating that plant recovery should be quicker in the wettest areas was only supported for the upper vegetation layer; i.e. the interaction of time since fire and water deficit was selected only in this model (Table 4).

Foliage cover showed different regeneration patterns depending on the specific layer and on the water deficit category (Figure 12). Generally, foliage cover was higher in the wettest ( $WD_T$  3 - 4 and especially  $WD_T$  1 - 2) than in the driest areas in the early years after fire, and this was especially noticeable for the lowest layer and for the first year. Foliage cover in the lower and intermediate layers showed mostly unimodal temporal trends in the driest areas ( $WD_T$  5 - 6) whereas trends were basically linear positive in the rest of water deficit categories. Finally, the upper layer foliage cover, which corresponds to long-stemmed shrubs and trees, was almost inexistent in the most arid areas for six years after fire (sampling size being insufficient thereafter). In other areas, it could reach 30% of cover after eleven years.

**Table 4**

Summary of the variables of the generalized linear mixed models (GLMM) analysing the influence of environmental and time since fire variables on foliage covers. The quadratic term of time since fire was not considered for the upper vegetation layer (see Table S1). Transect, nested within locality nested within regional water deficit ( $WD_A$ ), was used as Random factor.

Variable	Foliage cover 0 – 25 cm		Foliage cover 25 – 100 cm		Foliage cover > 100 cm	
	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>
<b>TSF</b>	7.87±1.19	< 0.01	13.68 ±1.31	< 0.01	3.46±0.49	< 0.01
<b>TSF<sup>2</sup></b>	-0.55±0.10	< 0.01	-0.76±0.11	< 0.01		
<b>WD<sub>T</sub></b>	-0.04±0.01	< 0.01	-0.03±0.01	0.04	-0.004±0.009	0.62
<b>TSF*WD<sub>T</sub></b>					-0.006±0.002	< 0.01
<b>LOG</b>	-0.84±0.62	0.21	1.03±0.56	0.09	-0.5±0.42	0.26
<b>PDE</b>	1.21±0.51	0.04	0.82±0.68	0.26	0.06±0.35	0.88
<b>UNP</b>					3.31±0.48	< 0.01
<b>HAB</b>			8.21±3.24	0.03	3.46±1.74	0.07
<b>BTA</b>					-0.002±0.0008	0.03

Slope (*b*) ± standard error (SE) and *P*-values (*P*) are shown for each relationship.

TSF= time since fire (years);  $WD_T$ = water deficit (ml)

LOG= extension of salvage logging (0 - 4); PDE= presence of plant debris (0 - 8)

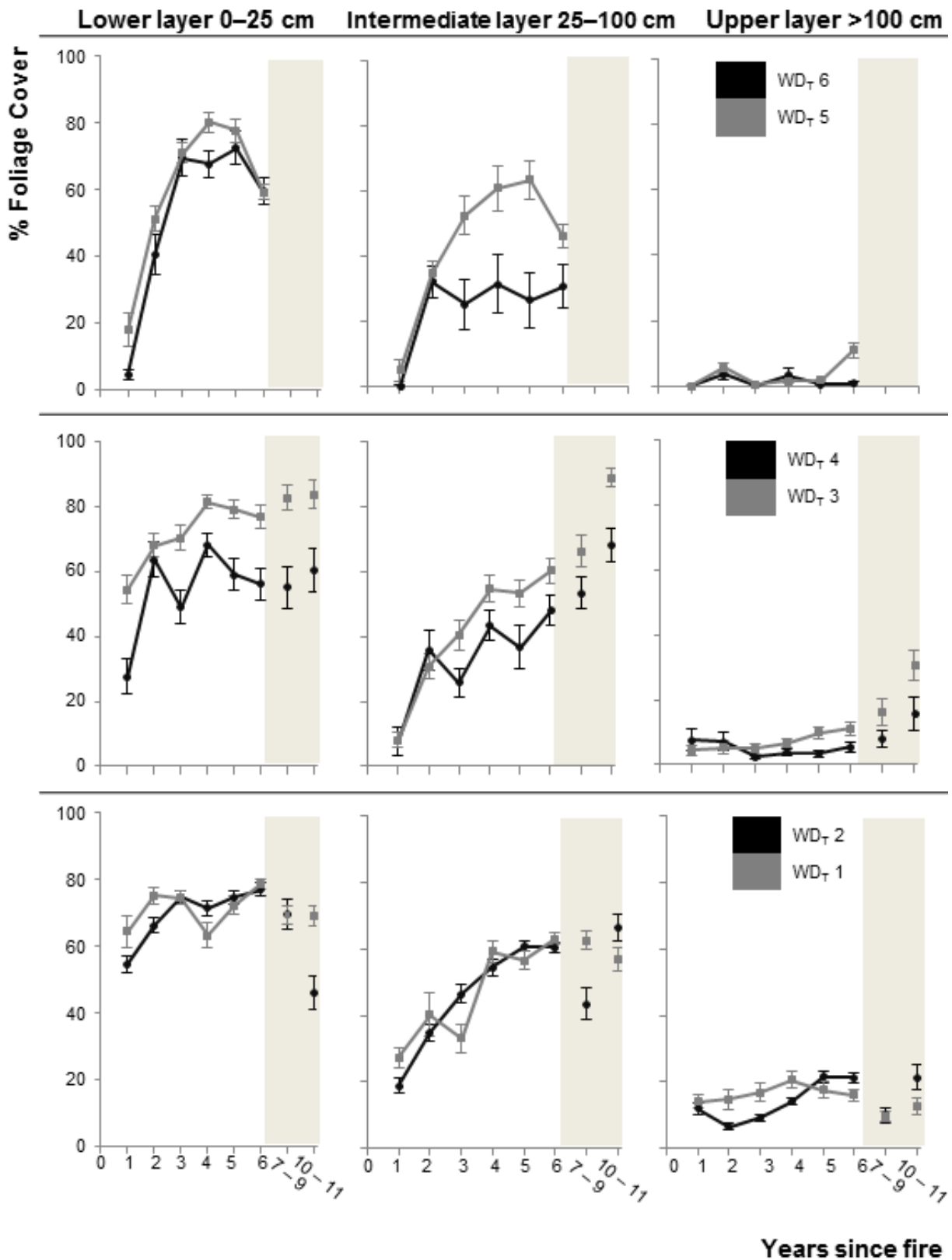
UNP= extension of unburnt patches (0 - 4); HAB= type of pre-fire habitat and BTA= burnt area (ha).

Regarding management variables, the presence of plant debris was positively related to foliage cover of the three vegetation layers. Logging of burnt forests affected unevenly the cover of the three layers, two of them negatively and one positively. In addition, fire characteristics also influenced plant cover. The presence of unburnt vegetation patches positively influenced foliage cover of the upper layer. Pre-fire habitat type was related to intermediate and upper layers. Finally burnt area, positively affected the cover of the upper layer (Table 4).

### **Bird abundance-environmental variables relationships**

The species richness of the overall bird community in recently burnt areas had a positive linear relationship with time since fire, lower (0 to 25 cm) and upper (>100 cm) foliage covers and unburnt or lightly burnt patches, and a negative linear relationship with water deficit (Table 5). Although time since fire positively influenced the relative abundances of the four focal bird species, water deficit also seems to be an important factor for two of them, affecting either directly or indirectly through the regeneration of the vegetation. Specifically, increased water deficit affected not only *H. polyglotta* and *S. cantillans* relative abundances, but also their recovery along the eleven years after wildfire, as inferred from the negative interaction with time since fire, in concordance with our initial hypothesis. *S. undata* and *S. melanocephala* populations, in contrast, did not show clear effects of aridity (Table 5).





**Figure 12**  
**Relationships of the percentage foliage cover with time since fire and water deficit.**

Relationships of the percentage foliage cover at three different layers of vegetation (< 0.25m; 0.25-1m and >1m) with time since fire separated into categories of water deficit affecting the transect (WD<sub>T</sub>), using data from the entire database (N=3,071). Dots in the graphic are category means and error bars are standard errors.

**Table 5**

Summary of the variables of the generalized linear mixed models (GLMM) analysing the influence of environmental and time since fire variables on overall bird richness and relative abundance of shrubland birds. Transect, nested within locality nested within regional water deficit (WD<sub>A</sub>), was used as Random factor.

Variable	Bird richness		<i>Hippolais polyglotta</i>		<i>Sylvia cantillans</i>		<i>Sylvia melanocephala</i>		<i>Sylvia undata</i>	
	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>
TSF	0.5±0.07	< 0.01	0.24±0.03	< 0.01	0.13±0.04	0.02	0.71±0.06	< 0.01	0.13±0.02	< 0.01
WD <sub>T</sub>	-0.006±0.002	0.02	0.001±0.0007	0.05	-0.0002±0.0009	0.81				
TSF*WD <sub>T</sub>			-0.0006±0.0001	< 0.01	-0.0002±0.0001	0.13				
C025	0.01±0.006	0.08					0.01±0.004	0.01	-0.003±0.001	0.10
C25100			-0.003±0.002	0.13			-0.009±0.004	0.06	0.004±0.001	0.03
C100	0.03±0.008	< 0.01	0.02±0.003	< 0.01	0.01±0.003	< 0.01	0.02 ±0.006	< 0.01		
LOG			0.09±0.03	0.02			-0.01±0.07	0.87		
PDE			0.04±0.03	0.19			0.18±0.06	0.01		
UNP	0.38±0.11	< 0.01	-0.08±0.04	0.05					-0.08±0.03	0.01
HAB					0.35±0.20	0.12				
BTA										
TSF	0.5±0.07	< 0.01	0.24±0.03	< 0.01	0.13±0.04	0.02	0.71±0.06	< 0.01	0.13±0.02	< 0.01

Slope (b) ± standard error (SE) and P-values (P) are shown for each relationship.

TSF= time since fire (years); WD<sub>T</sub>= water deficit (ml)

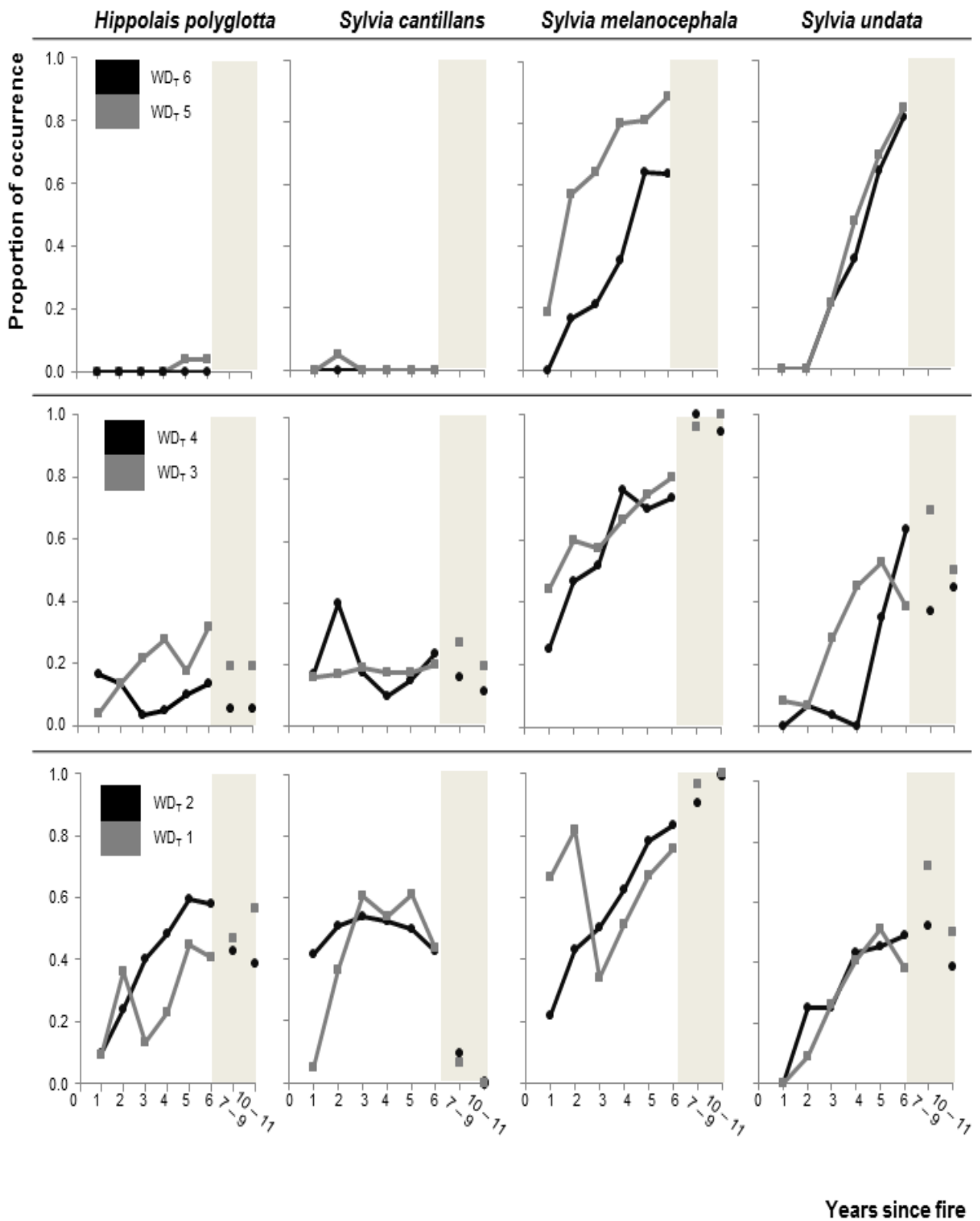
C025, C25100 and C100= foliage cover (%) for layers 0-25 cm, 25-100 and >100 cm

LOG= extension of salvage logging (0 - 4); PDE= presence of plant debris (0 - 8)

UNP= extension of unburnt patches (0 - 4); HAB= type of pre-fire habitat and BTA= burnt area (ha).

Graphics show that *H. polyglotta* was absent from the most arid areas and its recovery appeared quicker in wettest areas than in burnt areas of intermediate water deficit (Figure 13). *S. cantillans* shows a temporal pattern of occurrence similar to the former species, although it followed a unimodal trend, with very low proportion of occurrence from seven years after fire. The occurrence of *S. melanocephala* the first year after fire was highest in mesic areas and lowest in driest areas. Six years later, the differences between water deficit categories tend to disappear and the proportion of occurrence of the species was high, around 0.7 to 0.9. Finally *S. undata* was the only species absent the first year after fire. Its steepest increase and its highest occurrence six years after fire were found in driest areas.

Regarding factors other than time and aridity, *H. polyglotta* showed positive linear relationships with upper foliage cover, salvage logging and presence of plant debris, but negative relationships with intermediate (25 to 100 cm) foliage cover and unburnt or lightly burnt patches. *S. cantillans* showed positive relationships with upper foliage cover and type of habitat, being more abundant in wooded than in unwooded areas. *S. melanocephala* showed linear positive relationships with both lower and upper layers foliage cover and presence of plant debris but negative relationships with intermediate vegetation layer and salvage logging. Finally, *S. undata* showed positive relationships with intermediate foliage cover, but negative with lower foliage cover and unburnt or lightly burnt patches (Table 5).



**Figure 13**

**Relationships of shrubland birds with time since fire and water deficit.**

Relationships of the proportion of occurrence (0 to 1) of the four shrubland birds with time since fire, separated into categories of water deficit affecting the transect ( $WD_T$ ), using data from the entire database ( $N=3,071$ ).

## DISCUSSION

Climate change and human activities have contributed to the modification of fire regimes in recent centuries (Brotons et al. 2013). However, numerous questions concerning the spatial and temporal arrangement of fire and how this influences biodiversity are yet to be addressed (Driscoll et al. 2010). One such question concerns the effect of water deficit, which is a factor we have analysed here. In general, our results show that time since fire is an important variable in all models generated to explain both bird species relative abundance and percentage foliage cover in burnt Mediterranean areas. Nevertheless, water deficit also appeared as a predictor for six of the eight response variables studied. Specifically, it had an effect on foliage covers, on bird species richness, and on *H. polyglotta*, and *S. cantillans* numbers. Furthermore, in three of these cases, in consonance with our hypotheses, aridity hampers the recovery of the upper foliage cover and of *H. polyglotta* and *S. cantillans* populations.

### Vegetation recovery after fire across the water deficit gradient

The adaptation of vegetation to fire regimes is the result of the combined responses of the different plant functional groups (Pausas et al. 2004a) and their strategies of fire resistance. These include regeneration by seedlings from fire-protected seeds stored in the soil or in the canopy bank (Arianoutsou & Ne'eman 2000), resprouts from fire resistant structures (Bond & Midgley 2001), delayed seedling recruitment originating from the seed production of resprouts (Keeley et al. 2011) and seedling colonization from outside the burnt area.

Our main question regarding vegetation was to assess whether aridity affected plant recovery comparing wettest to driest areas, and our results showed different effects of water deficit throughout post-fire succession. Mediterranean vegetation starts to regenerate shortly after the disturbance, both in areas of high and low aridity, although there was a trend of greater foliage cover in wettest areas after fire. The results obtained fitted our initial hypothesis for the upper vegetation layer (>100cm). In the time frame of our study, the lower (0-25cm) and intermediate layers (25-100cm) can reach considerable cover irrespectively of the aridity conditions, but this is not the case of the upper layer. This fact may be related to the different plant strategies dominating the sites before the fire, since seeders are more frequent in dry areas whereas sprouters tend to dominate in wettest areas (Lloret et al. 2005). Therefore, in addition to contrasting water availability, the rapid regeneration (Buhk et al. 2007) and the larger size of sprouters also explains why aridity affected the recovery of the upper layer.

Our results therefore show that aridity affects the post-fire establishment and structure of the vegetation, although each plant layer shows particular dynamics in relation to water deficit and time since fire (Figure 12). In semiarid areas, plant species richness may correlate well with rainfall during the first five years after fire (Keeley et al. 2005). Moreover, the presence of plant debris – either scattered or stacked in piles on the ground after logging – seemed to assist the regeneration of the lower and intermediate layers of vegetation in a number of ways: it may provide protection to plants and seeds from herbivores (Puerta-Piñero et al. 2010); it can create microclimates favourable to plant growth and development (Rost et al. 2012a); it can increase the number of seeds in the soil due to deposition by birds that use such structures as perches (Rost et al. 2012b) and soil depth and nutrient concentration may increase around such debris as it retains runoff (McIver & Starr 2000). Furthermore, the presence of unburnt or partially burnt areas contributes to upper foliage cover because the initial structure, especially the tree layer, is maintained. These areas can play a decisive role as refuges for fauna that has fled the burnt area and as sources of future colonisers (Watson et al. 2012a). Finally, the negative relationship found between the size of the burnt area and the cover of the upper vegetation layer could result from the lower fire severity usually found in small burnt areas (Cansler & McKenzie 2014), where more foliage can remain in the canopy and subcanopy.

### **Relationships of bird abundance with aridity and time since fire**

Climate change in the Mediterranean will likely increase water deficit and lead to greater water stress on Mediterranean vegetation (Kutiel et al. 2000). A geographical aridity gradient provides a proxy of the pressure that animals experience with increasing aridity, including decreasing water supply and food availability and increasing air temperatures (Tieleman et al. 2002). In a climate change context, our results point towards an effect of increasing aridity on the speed of vegetation recovery after fire, likely slower in the future. The bird species richness and the abundance of shrubland birds would therefore be negatively affected during the first years after a wildfire. Warblers gradually increased their populations in line with the increase in shrub cover in the burnt areas we studied, but showed different temporal dynamics depending on the habitat structure requirements of each species. Moreover, overall bird species richness increased with time since fire and the presence of unburnt or lightly burnt patches. These patches may act as habitat islands for several species (Watson et al. 2012a) and can contribute to landscape heterogeneity allowing the coexistence of bird species with different habitat requirements (Rost et al. 2010). Bird species richness also showed a slight negative effect of aridity that can be related to less complex habitat structure in arid areas.



*Sylvia* and *Hippolais* warblers showed habitat preferences and temporal trends that were, in general, in accordance with their known requirements (Shirihai et al. 2001). Moreover, the speed of the post-fire recovery of *H. polyglotta* and *S. cantillans* was affected by aridity. *H. polyglotta* prefers the wettest areas with bramble thickets and lush shrublands, although it was scarce in the most humid of the study areas due to altitude constraints, this species being uncommon above 1000 m (ICO 2011). Hence, in more arid habitats the species is confined – along with other birds, such as the nightingale (*Luscinia megarhynchos*) and the Eurasian wren (*Troglodytes troglodytes*) – to the vicinity of waterways, as water availability favours a rapid recovery of vegetation (Rost et al. 2010). *H. polyglotta* also preferred logged areas, perhaps reflecting a positive association between logging occurrence and rainfall, since humid burnt forests seem to be more frequently logged than arid ones. On the other hand, *S. cantillans*, usually occurs in shrublands with scattered small trees or high shrubs (Coreau & Martin 2007), and this explains its positive association with wooded habitats in our models. The effect of aridity on this species was also consistent with the hypotheses of the study, since its recovery was much slower in arid areas and gradually increased its abundance with the regeneration of the upper vegetation layer. Furthermore, *S. undata*, favoured from the recovery of the intermediate vegetation layer, in accordance with its preference for dense scrubland. Finally, *S. melanocephala* increased in relative abundance with increasing foliage cover and presence of plant debris (Rost et al. 2010). Both species appeared not affected by aridity at the spatial scale of our study. They are widespread in Catalonia, independently of the geographical differences in rainfall (Estrada et al. 2004).

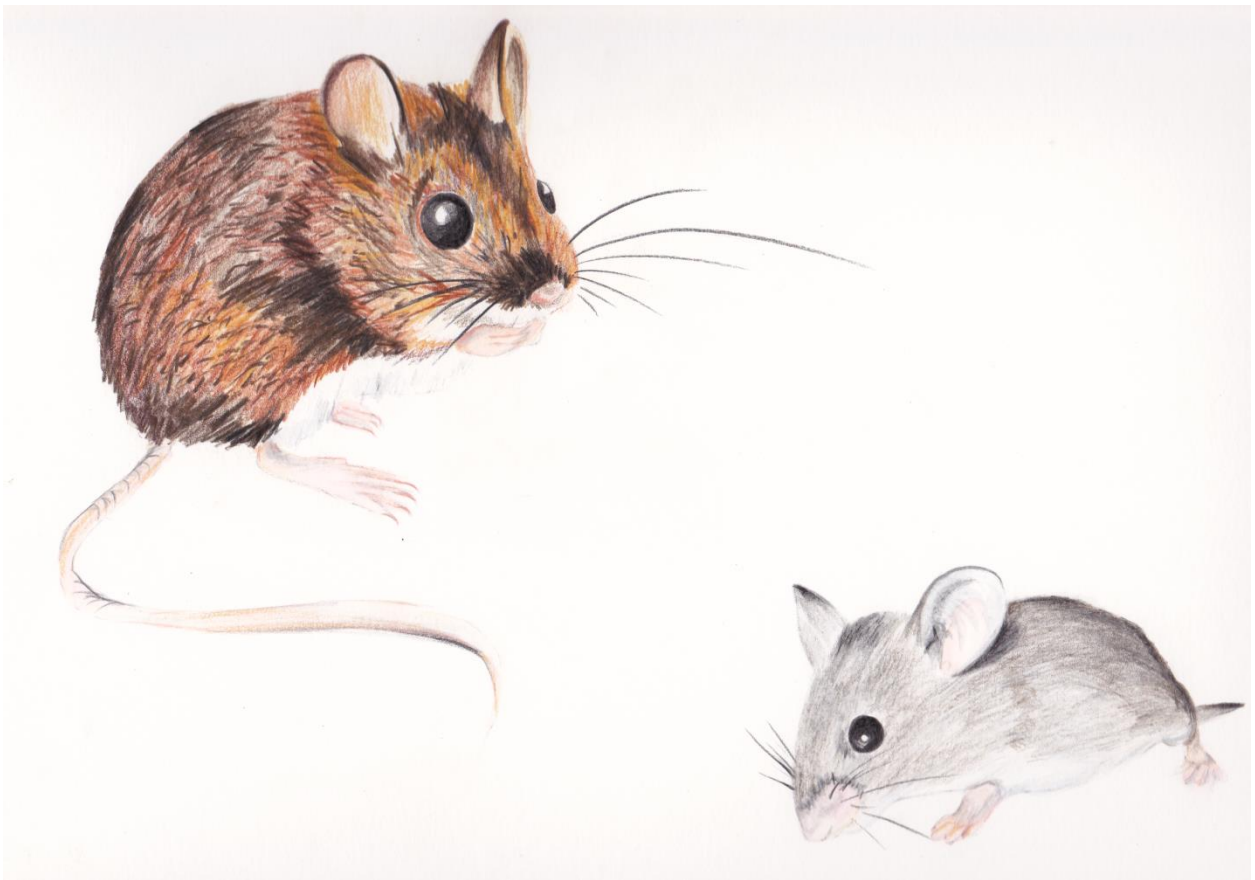
Overall, the presence of Mediterranean warblers after wildfire is determined by the recovery of the shrub layer, which in turn is influenced by both time since fire and the dryness associated with temperature, rainfall and altitude. The effect of aridity on birds appears to be indirectly modulated through changes in the vegetation structure, because water deficit alone, apart from the most arid environments, is unlikely to directly affect the occurrence of insectivore birds (Newton 1998). Our results show that time since fire is an important variable in all the models we generated to explain both bird species relative abundances and foliage cover in burnt Mediterranean areas. The importance of time since fire allows us to examine potential delays in bird recolonization in arid areas, although such a delay was only noticed for *S. undata* (Figure 13). Quadratic temporal patterns were found for the lower and intermediate vegetation layers, but not for bird species richness and relative abundances, likely due to the duration of the study. It is

also worth mentioning that the presence of plant debris, derived or not from salvage logging, both scattered and piled, appeared as a explicative factor for *H. polyglotta* and *S. melanocephala*. Piles of burnt wood have been shown to be particularly important for *Sylvia* warblers in the first years following the fire (Rost et al. 2010). However, the presence of significant cover, either having survived the fire or regenerated shortly after it, may reduce the beneficial effect of logging remnants.

### **Aridity and conservation in fire-prone areas**

Fire regimes have promoted adaptive mechanisms in plants of the Mediterranean Basin (Pausas & Verdu 2005). Wildfires are usually considered as natural disturbances that can determine habitat structure, food resources and increases in biological diversity. However, recent studies suggest that current and future changes in fire regimes can be detrimental to plant communities (Rodrigo et al. 2004), produce significant losses of soil (de Luís et al. 2005) and negatively affect *Sylvia* warblers (Regos et al. 2015) over large areas. At the same time, water deficit has increased in many areas, especially in Mediterranean-climate regions, due to temperature increases (Piñol et al. 1998) and this may affect shrub cover and bird populations that depend on shrublands. Future scenarios therefore make it necessary to improve our knowledge on how aridity affects post-fire processes, especially in areas near the extremes of the aridity gradient. This information can be used to determine suitable actions to minimize the impact of aridity in burnt areas, for example by maximizing the recolonization of seed dispersers, such as warblers, to help restore plant communities. Building wood debris in recently burnt and logged forests or modifying fire frequency combining wildfire prevention and prescribed burning are possible strategies to achieve these goals.






**Il·lustració:** Cristina Sánchez Cascante



# **CAPÍTOL 2**

**Effects of the distance from the burnt area perimeter on the recovery of rodent populations and on seed removal by rodents after wildfire**





### *Effects of the distance from the burnt area perimeter on the recovery of rodent populations and on seed removal by rodents after wildfire*

#### INTRODUCTION

Rodents respond quickly to the changes in habitat structure and composition undergone by disturbed ecosystems (Monamy & Fox 2000). Wildfires, in particular, affect rodents both directly and indirectly. Although rodents may resist the passage of fire sheltered in cavities, under rocks or in underground tunnels (Newsome & Catling 1983), survivors depend on availability and suitable structure of the habitat, specially plant cover (Fox 1982; Haim & Izhaki 2000; Williams et al. 2002; Fox et al. 2003; Doherty et al. 2015), food availability (Lindenmayer et al. 2008b) and have to face a reduction in the availability of resources and an increased predation pressure (Robertson & Hutto 2006; Janssen et al. 2007). There is usually an increase in mortality in the short and middle-term (Monimeau et al. 2002). Changes in rodent abundance after fire are the consequence of population dynamics, including local survival, recruitment, emigration and immigration (Stearns 1992), affected by fire regime, habitat characteristics, biotic interactions, climate influences and spatial variations (Driscoll & Henderson 2008; Lindenmayer et al. 2008c).

There is an interesting discussion between the relative importance of the population increase of survivors and the external colonizers after fire. While some authors defend that the rodents that recolonize burnt areas are those that survived the wildfire (Schwilk & Keeley 1998; Banks et al. 2011), other authors argue that this colonization occurs mainly from the surrounding unburnt area (Fons et al. 1993; do Rosário & Mathias 2007; Borchert & Borchert 2013). In both cases (*in situ* and *ex situ* processes) a decrease of rodent permanence is likely after fire events (Sutherland & Dickman 1999), suggesting consequences on species' distributions, patch colonization and population persistence in fragmented habitat (Banks et al. 2005).

Rodents are an important component in the functioning of forest ecosystems, constituting an important food source for forest-predators (Long & Smith 2000) and influencing forest vegetation structure and regeneration through consumption and dispersal of seeds (Briggs et al. 2009).



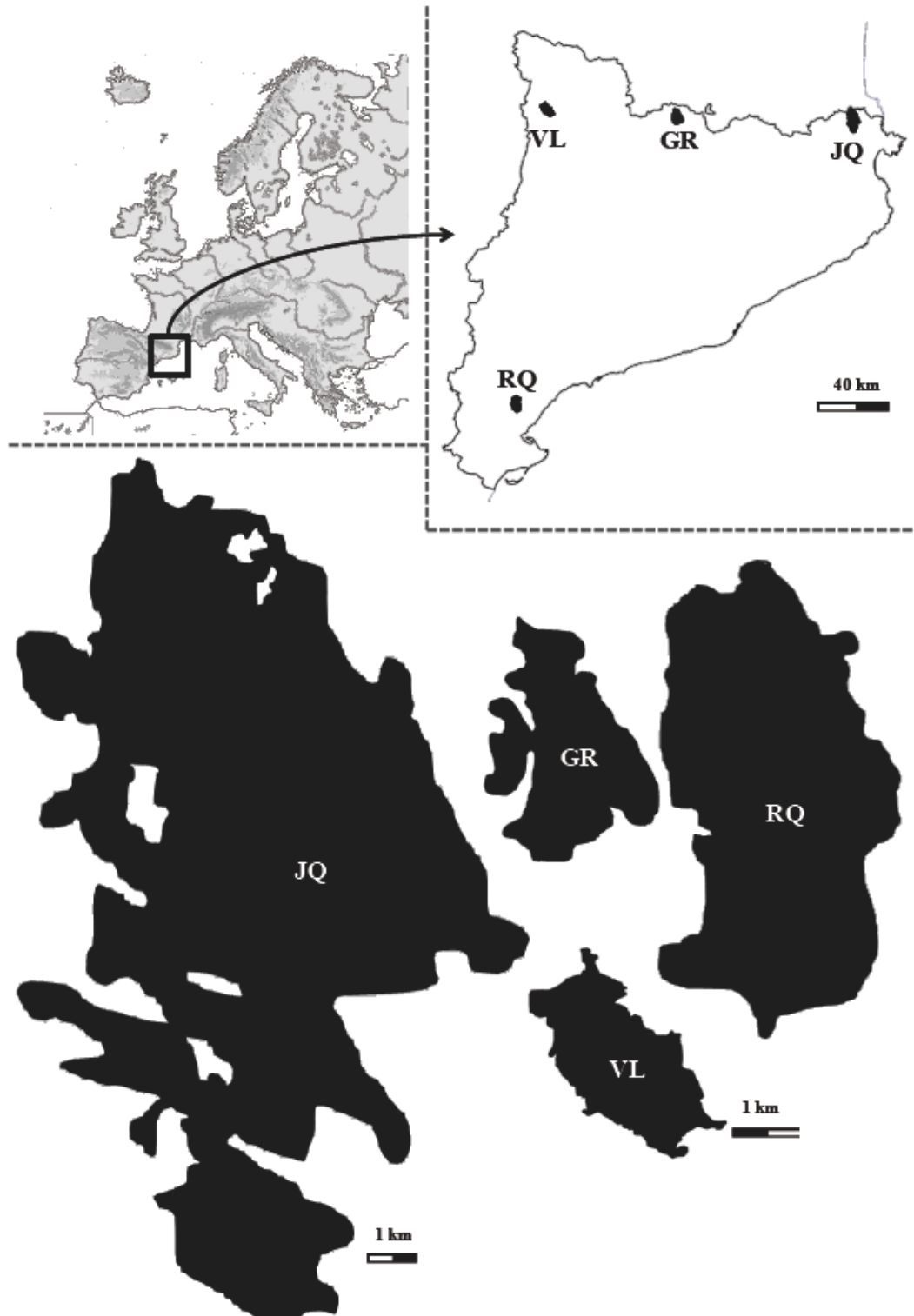
Changes in the foraging behaviour of rodents following wildfire (Doherty et al. 2015), can influence vegetation recovery by affecting the fate of fleshy fruit seeds (Rost et al. 2012b) and acorns (Leverkus et al. 2013) that can reach burnt areas from neighbouring unburnt areas (Broncano et al. 2008). Mediterranean rodents such as the Wood mouse (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758) and the Algerian mouse (*Mus spretus* Lataste, 1883) are acorn dispersers (Bas et al. 2005; Perea et al. 2011b). Both predate large part of the acorns they handle (Puerta-Piñero 2010) but also contribute to effective seed dispersal up to 135 m (Perea et al. 2011b), in unburnt oak forests. However, the information about the interaction between seeds and rodents after fire is still limited.

Survival of rodents in inner refuges means immediate access to food resources left by fire. By contrast, recolonization from unburnt external source areas depends on the surrounding landscape and may provide abundant dispersing of different rodent species, promoting genetic diversity among populations. Both recolonization hypotheses are not mutually exclusive, and their relative importance can vary over time, shaping rodent community structure and rodent interactions with vegetation, parasites and predators. With the aim of assessing the role of recolonization processes over time since fire, we studied rodent populations and seed removal in large burnt areas. We hypothesized that: (I) in the very short term after fire, external but not internal recolonization of a burnt area is spatially constrained from its perimeter, (II) in the middle term after fire burnt area can be fully occupied by rodents and there are not spatial constraints, and (III) habitat features, specially vegetation cover, affect rodent abundances and seed removal.

## MATERIALS & METHODS

### Study region

We studied four recently (less than six months old) and large (over 200 ha) burnt areas distributed throughout Catalonia (NE Iberian Peninsula, Figure 14), a region that encompasses a wide environmental heterogeneity due to climatic and geological gradients. Wildfires are a major driver of landscape change in Catalonia, where around 25% of the wildland area has been burnt at least once between 1975 and 2010 (González & Pukkala 2007). Two sampled sites are located in lowlands under Mediterranean climate (La Jonquera and Rasquera) while the other two are in the Pyrenees under mountain climate (Viu de Llevata and Ger; Figure 14). All sites were studied for 30 months after fire (Table 6).



**Figure 14**

**Location of wildfires and the fire perimeters**

Location and perimeter (out of scale) of the four wildfires in Catalonia (NE Iberian Peninsula, where VL: Viu de Llevata; GR: Ger; JQ: La Jonquera; RQ: Rasquera). Black areas correspond to the fire perimeters obtained from <http://bombers.blog.gencat.cat/>.

## Sampling design

Within each study area we established lineal transects perpendicular to the fire perimeter, of approximately 900 m in length and separated for at least 50 m. The number of transects set at each study area varied as a function of the burnt area, ranging from 5 to 17 (Table 6). Each transect contained 10 sampling stations, three placed in the unburnt area (at approximately 25, 50 and 100m from the fire perimeter), one in the fire perimeter and six in the burnt area (at approximately 25, 50, 100, 200, 400 and 800m from the perimeter: Figure 15). Sampling frequency decreased with time since fire, being monthly in the first 6 months, bimonthly from 7 to 24 months and every three months until 30 months after fire in La Jonquera and Ger. However, to give robustness to the analysis were included two recent but older wildfires (Rasquera and Viu de Llevata) in order to redress or minimize the lack of long-term samples, which were visited every 3 months (Table 6). Burnt and salvage-logged stations were eliminated at the moment of being logged from the dataset to avoid the possible interferences between wood management and vegetation recovery or rodent behaviour.

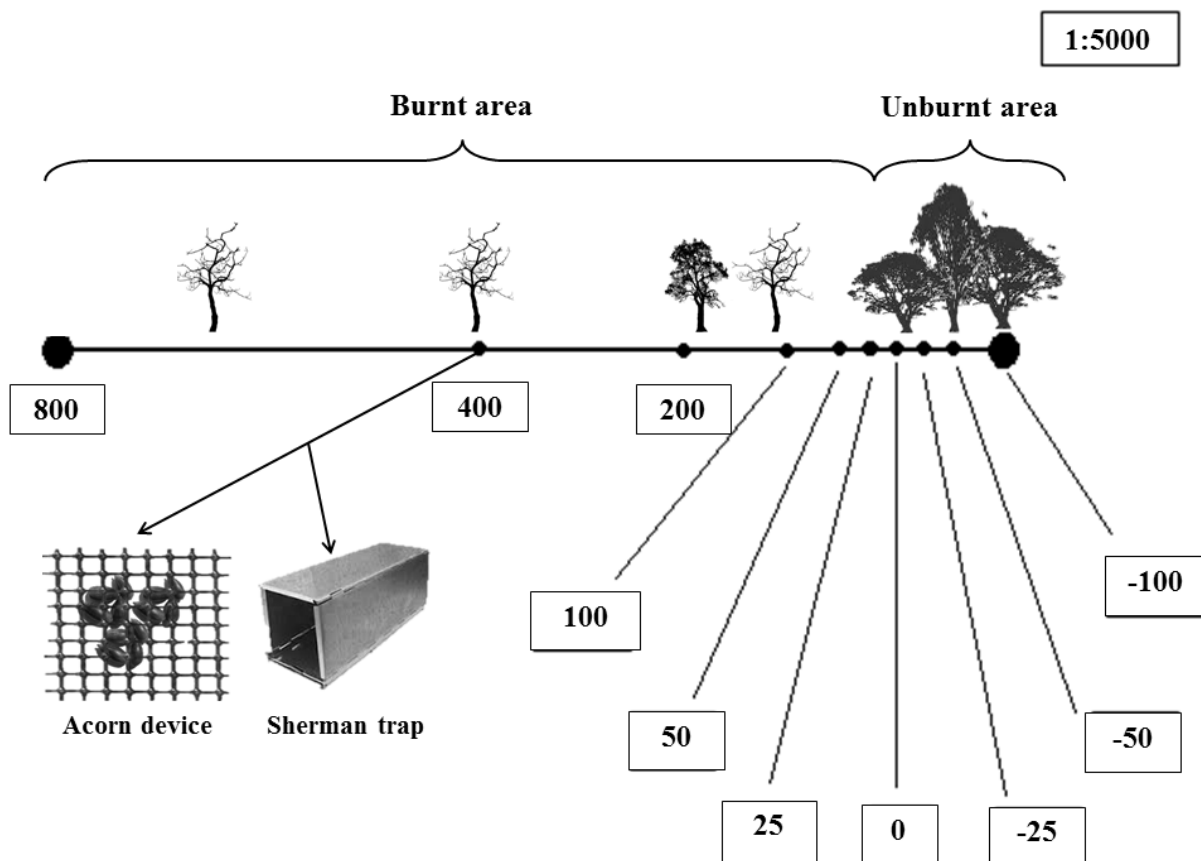
**Table 6**

Description of the four burnt areas sampled along two and half years. The number of burnt stations includes the station located on the burnt area perimeter

<b>Wildfire Region</b>	<b>La Jonquera</b> Mediterranean	<b>Rasquera</b> Mediterranean	<b>Ger</b> Pyrenees	<b>Viu de Llevata</b> Pyrenees Mountain-subalpine & Humid Mediterranean
<b>Bioclimate</b>	Sub-humid Mediterranean	Dry-continental Mediterranean	Humid Mediterranean	
<b>Altitude (min/average/max)</b>	90/263/574	317/348/406	1,461/1,672/1,897	1,180/1,300/1,513
<b>Burnt area (ha)</b>	13,088	3,082	250	214
<b>Date of burnt</b>	August 2012	May 2012	August 2012	March 2012
<b>Time-after-fire in first sampling (weeks)</b>	2	18	1	23
<b>Last sampling week</b>	117	138	118	141
<b>Pre-fire habitat</b>	Oak, Pine & Shrubland	Pine & Shrubland	Pine & Shrubland	Oak, Pine & Shrubland
<b>Number of transects</b>	17	5	16	5
<b>Sampling occasions</b>	15	7	16	8
<b>Number of stations</b>				
<b>Unburnt</b>	51	15	48	15
<b>Burnt</b>	119	35	112	35

At each sampling station we evaluated the presence and abundance of rodents and its acorn removal activity, as a possible surrogate of both activity and abundance of rodents. Sampling stations had a diameter of five meters in which we set two devices, a Sherman-style live trap and

a device offering acorns (henceforth, acorn device). Sherman traps (5.1 × 6.4 × 22.3 cm. Sherman, Tallahassee, Florida, USA.) were baited overnight with a mixture of tuna, flour, oil and a piece of apple (Torre et al. 2004). The small-mammals caught were identified to species level, their sex was determined, and they were marked (with ear tags – National Band Co. USA). All the sampling procedures met the ASM care & use guidelines (Sikes et al. 2011). Acorn devices had of a mesh (50 × 50 cm and 1.27cm<sup>2</sup> of light) with 4 entrances (5 × 5 cm) that excluded the jay (*Garrulus glandarius* Linnaeus, 1758) and other birds from extracting the acorns. Each acorn device contained 20 cork oak *Quercus suber* acorns of similar sizes (2.5 ± 0.5), in order to avoid the effect of size on removal probability. Acorns were obtained from different trees in La Jonquera study area or from nearby areas and stored in a constant-cold humidity chamber.



**Figure 15**

**Schematic representation of sampling transects**

Schematic representation of rodent transects, which contained 10 sampling stations, three placed in the unburnt area (25, 50 and 100m from the fire perimeter, approximate distances), one in the fire perimeter (0m) and six in the burnt area (25, 50, 100, 200, 400 and 800m from the perimeter, approximate distances). Each sampling station held a Sherman trap and an acorn device containing 20 cork oak acorns.

Sherman traps and acorn devices were used alternatively at sampling stations, in order to avoid interferences between devices. Sherman traps were reviewed daily, early in the morning, for the three days following their installation. Acorn devices were reviewed the first and third day after their installation. Therefore, each sampling station was active a total of 6 consecutive days in each sample. We considered that there had been a rodent-acorn interaction when one of the acorns offered had disappeared or was partially eaten in the acorn device. We live-trapped four species of small-mammals: Wood mouse, Algerian mouse, Greater white-toothed shrew (*Crocidura russula* Hermann, 1780) and Common vole (*Microtus arvalis* Pallas 1778). However, we limited the analyses to Wood mouse and Algerian mouse because these are early-successional rodent species and are responsible of the bulk of acorn removal. However, Algerian mouse only appears in the fires of the Mediterranean climate region. We used counts (number of rodents trapped within the three days of sampling (Morris 1996)) as an estimate of population size in each study transect, assuming that the unseen proportion of the population is constant and that counts and estimates would have yielded similar results (Slade & Blair 2000).

## Environmental and structural variables

We used variables at different spatial scales to analyse the determinants of rodent colonization patterns in recently burnt areas. Large-scale variables included the identity of the four study areas analysed (*Site*) and the climatic region (*Region*, i.e. Mediterranean or Pyrenees). *Time-since-fire* was measured as the number of weeks elapsed since the fire (first week= 1, and so on), and ranged from 1 to 141. Season of sampling (*Season*) was also used because it affects the abundance of rodents (Palomo et al. 2009; Díaz et al. 2010), as a categorical variable (Spring= 1, Summer= 2, Autumn= 3, Winter= 4).

*Distance to perimeter of burnt area* was measured exactly from the centre of the station to the closest point of the perimeter. Negative values were assigned to stations in the unburnt area and positive values indicated distances within burnt area. Such that the definitive values of the stations are:  $-91,49 \pm 15,77$ ;  $-47,30 \pm 14,39$  and  $-24,56 \pm 8,49$  in unburnt areas and  $28,71 \pm 7,98$ ;  $51,79 \pm 13,67$ ;  $98,82 \pm 17,28$ ;  $192,41 \pm 48,03$ ;  $330,72 \pm 74,36$  and  $626,37 \pm 179,68$  in burnt areas. Edge plots were selected along long straight borders to avoid influences of border geometry on edge effects (Fernández et al. 2002). We used an additional variable to characterise the possible role of inner refuges in the colonization and use of the burnt areas by rodents (*Distance to internal refuges*). This was measured as the minimum distance from the centre of station to unburnt patches of vegetation of at least 20 m<sup>2</sup>, rock outcrops or heaps, water points (ponds,

creek, etc.), rural constructions (dry-stone walls, farmhouses, barns, etc.) and field crops (both active and abandoned). We transformed the metric distances using the square root.

Habitat structure was characterised at each sampling station through a series of variables related to vegetation structure and its succession, as well as to the abundance of relevant trophic resources for rodents. *Foliage cover* (in %), an indicator of vegetation recovery, was estimated by comparison with a reference chart for six virtual layers: 0–0.25m (C0), 0.25–0.5m (C25), 0.50–1m (C50), 1–2m (C100), 2–4m (C200) and more than 4m (C400) (Prodon & Lebreton 1981). We then used a principal component analysis (PCA) to summarize the information of the six variables, after arcsine-transforming cover values. The first component (*PC1, Increasing plant cover*) corresponded to the presence/absence of plant cover and the second one (*PC2, Height of vegetation*) ordered stations in terms of the height of dominant vegetation layers, from low (0 to 1m), to medium (1 to 2m) and high (more than 2m; Annex XI).

The abundance of trophic resources may affect acorn removal by rodents due to food satiation, while also favouring rodent abundance. We estimated the availability of trophic resources at sampling stations by characterizing seed production (*Seed production*) using two methods. First, seeds of shrubs were estimated from the total volume of each shrub inside the station and the seeds counted at three random branches, where volumes are calculated according to the formula of the cone volume ( $V = \frac{1}{3} \pi r^2 \cdot h$ ). Second, we counted the seeds found on the ground inside a square (25 × 40 cm) thrown 15 times at random and the total was extrapolated to the area of the station (78.5 m<sup>2</sup>). As a result, the sum of the two abundances was transformed seed using square root.

## Statistical analyses

We divided the analyses of acorn removal and rodent abundance in different steps. Firstly we used generalized linear mixed models (GLMM; specific for each analysis, see the following steps) that included *Time-since-fire* and its quadratic term to consider possible unimodal patterns in the temporal evolution of the different dependent variables (Annex XII). In all cases *Region*, *Time-since-fire* and *Season* were used as fixed factors. Whenever the dependent variable showed a significant unimodal response to *Time-since-fire*, evaluated through the significance of the quadratic term, we divided the database into two periods (T1 and T2). T1 corresponds to the first six months after fire (intensive study) and T2 from six months after fire to the end of the study.

When the quadratic term had no significant effect we analysed the whole database without partition.

Second, GLMMs were used to assess the influence of the different explanatory variables on the abundance of two mice. *Region*, *Time-since-fire* (and its quadratic term if is appropriate, Annex XII) and *Season* were present in all models as fixed factors, because we assumed that these are key variables for understanding the process of animal colonization after wildfire (Palomo et al. 2009; Díaz et al. 2010; Puig-Gironès et al. 2016a). We added *Distance to perimeter of burnt area*, *Distance to internal refuges*, *Seed production* and the two summarized vegetation variables (*Increasing plant cover* and *Height of vegetation*) to the former three variables. The different variables are divided into four packages: the two distances, seeds and vegetation, which were combined sequentially (Annex XIII). GLMMs with Poisson error structure and logit link functions were used on the abundance of the Wood mouse, and GLMMs with negative binomial and logit link functions were used for Algerian mouse. The single transects (*transect*), nested within the four study areas analysed (*Site*), nested within climatic region (*Region*) were included as a random factor in order to control possible site-based differences by Wood mouse. In the case of the Algerian mouse the single transects (*transect*), nested within study areas (*Site*) was used as random factor, because this species only appears in the Mediterranean region.

Third, GLMMs with Poisson data distributions and logit link functions were used to assess the relationships between predictor variables and acorn removal by rodents. *Region*, *Time-since-fire* (and its quadratic term if is appropriate, Annex XII), *Season*, *Rodent abundance*, *Distance to perimeter of burnt area*, *Distance to one internal refuge*, *Seed production*, *Increasing plant cover* and *Height of vegetation* as fixed factors and *transect* nested within *Site*, nested within climatic region (*Region*) as the random factor.

The structure of the minimum adequate model (MAM) was decided under the likelihood ratio (LR) test criterion; first by comparing models with different fixed effects we used maximum likelihood (ML) and second, we used restricted maximum likelihood (REML) to compute the estimates of coefficients for the MAMs achieved (Zuur et al. 2009). Normality and homoscedasticity were checked by visually inspecting the plots of residuals against fitted values. The most parsimonious models for each response variable were those whose Akaike information criterion (AIC) was within 2 units of the lowest AIC (Burnham & Anderson 2002). For these models we calculated their conditional coefficient of determination considering fixed and random



effect ( $R^2_{GLMM(c)}$ ) and their AIC weight (relative likelihood of a model) (Wagenmakers & Farrell 2004; Nakagawa & Schielzeth 2013). We then selected the most appropriate model following a criterion of less complexity, greater  $R^2_{GLMM(c)}$  and greater AIC weight (Annex XIV). To perform these analyses, we used the statistical package R (R Core Team 2014), the lme4 package for GLMM (Bates et al. 2015) and the MuMIn package for AIC weight and  $R^2_{GLMM(c)}$  (Bartoń 2016).

## RESULTS

Along the whole study 21,381 acorns (23.9%) were removed by rodents and 1,620 small-mammals were captured, of which 70.5 % were Wood mouse, 12.2 % were Algerian mouse, 15.7 % were Greater white-toothed shrew and 1,6 % were Common vole. The significance positive effect of the quadratic values of *Time-since-fire* (Annex XII) indicated that both acorn removal and Wood mouse abundance decreased shortly after fire (T1 period) but increased temporally afterwards (along T2 period). These trends justified that the datasets of both dependent variables were divided into T1 and T2 periods for further analyses (Annex XV). Contrastingly, the abundance of Algerian mouse increased linearly with *Time-since-fire*, and thus the analysis of this variable was not divided in periods (Annex XV).

**Table 7**

Summary of the results of the generalized linear mixed models analysing the influence of *Region*, *Time-since-fire*, *Season*, *Distance to perimeter of burnt area*, *Distance to internal refuges*, *Seed production*, *Increasing plant cover* and *Height of vegetation* on the abundances of Wood mouse and Algerian mouse. The table shows the significance of each variable ( $P < 0.05$  marked in bold), the sign (positive or negative) of the slope and its standard error.

Results of the two sampling periods: T1= first six months after fire and T2= after six months to the end of sampling for Wood mouse; and the whole dataset for Algerian mouse.

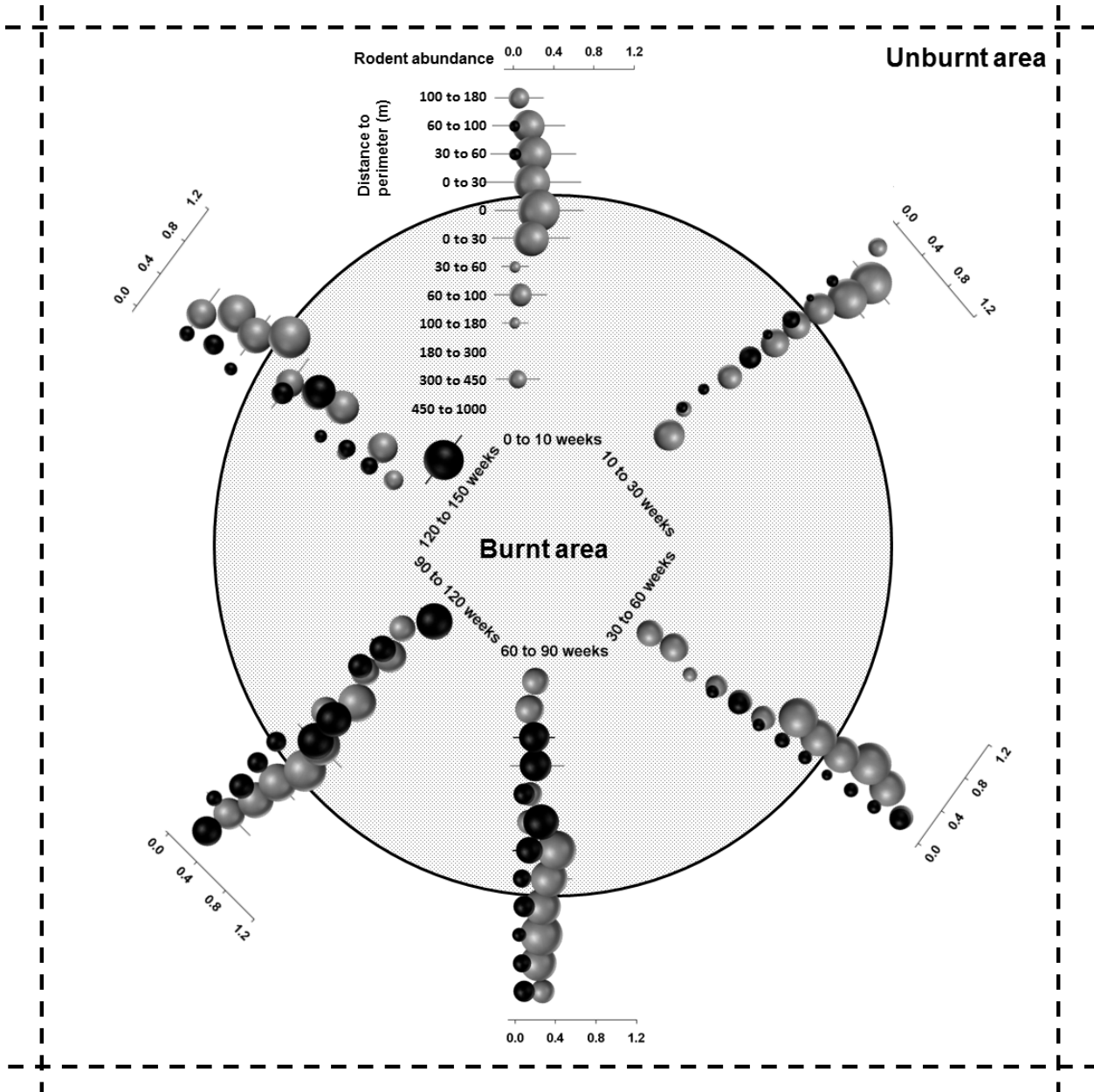
Variables	Wood mouse				Algerian mouse	
	T1		T2		<i>b (SE)</i>	<i>P</i>
	<i>b (SE)</i>	<i>P</i>	<i>b (SE)</i>	<i>P</i>		
<b>Region</b>	-0.07±0.16	0.64	0.02±0.23	0.94		
<b>Time-since-fire</b>	-0.01±0.001	0.06	0.002±0.001	< 0.01	0.003±0.0004	< 0.01
<b>Sampling season</b>	0.03±0.03	0.32	-0.06±0.01	< 0.01	0.02±0.01	0.06
<b>Time*Season</b>					-0.001±0.0002	< 0.01
<b>Distance to perimeter of burnt area</b>	-0.01±0.001	< 0.01	-0.01±0.001	< 0.01		
<b>Distance to intern refuges</b>						
<b>Seed production</b>	0.004±0.001	< 0.01				
<b>Increasing plant cover</b>	-0.02±0.01	0.09	-0.05±0.01	< 0.01	-0.02±0.004	< 0.01
<b>Height of vegetation</b>	0.02±0.01	0.03	0.06±0.01	< 0.01	0.02±0.005	< 0.01

Slope (b) and P values (P) are shown for each relationship.

Region (Mediterranean= 1; Pyrenees= 2). Sampling season (Spring= 1; Summer= 2; Autumn= 3; Winter= 4).

## Rodent abundances patterns

Following a decreasing period of abundance (T1), Wood mouse was captured more frequently (T2; Table 7). The abundance of this rodent is usually higher in the Mediterranean area, but several months after fire its abundance appears to be higher in the Pyrenean area. *Distance to*



**Figure 16**

Relationship between the distance to the burnt area perimeter and the abundance of Wood (grey spheres) and Algerian (black spheres) mouse. Spheres represent the weighted average (within each fire) of the abundance of a rodent species and line its standard deviation. Time periods are grouped into six categories (weeks after fire) and stations are grouped into twelve categories of distances (meters from the perimeter), four of them outside the area burnt (white square), one in the fire perimeter and seven in the burnt area (grey round area).

*perimeter of burnt area* and habitat variables were relevant factors affecting Wood mouse abundance (Figure 16). In this sense, moving away from the perimeter, the increasing plant cover in burnt areas and a high cover of the low vegetation layer were related to low mouse abundance. Furthermore, seed production favoured the species occurrence in the first six months after fire (T1). The abundance of Algerian Mouse gradually increased after fire regardless of the distance to the burnt perimeter (Table 7). Similarly, to the Wood mouse, the presence of vegetation and the cover of the low vegetation layer benefit its presence. At the same time, both species were affected by the season. In the first months of the study the Wood mouse was more abundant in autumn and winter, towards the end of the study it was more abundant in summer and spring. Finally, Algerian mouse was negatively affected by the interaction time-since-fire and season.

### Acorn removal patterns

Acorn removal decreased along the first six months after fire (T1) and following this initial period, the removal activity increased after the first few months postfire (T2; Figure 8). This temporal variation of removal activity by rodents is also accompanied by a spatial variation. While, in the first period (T1) rodents removed fewer acorns further than close to surrounding unburnt areas (Figure 17), this foraging behaviour changed over time. Moreover, removal was negatively influenced by the distance to the internal refuges.

### Figure 8

Summary of generalized linear mixed models (GLMMs) analysing the influence of *Region*, *Time-since-fire*, *Season*, *Rodent abundances*, *Distance to perimeter of burnt area*, *Distance to internal refuges*, *Seed production*, *Increasing plant cover* and *Height of vegetation* on acorn removal by rodents using *Region* (Mediterranean or Pyrenees) nested within locality (*Site*) as a random factor.

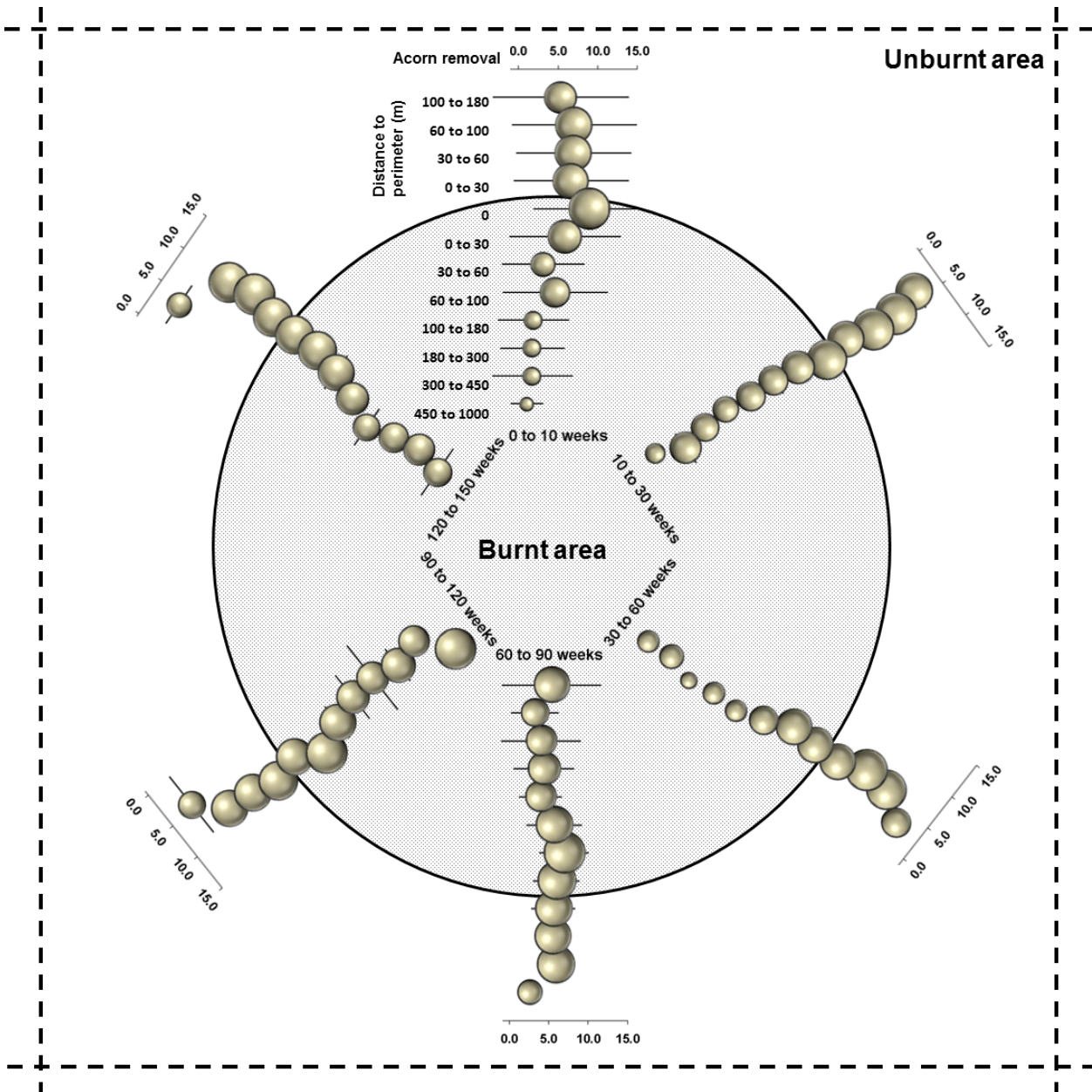
GLMM results are separated into two sampling periods: T1= first six months after fire and T2= from six months after fire to the end of the sampling.

Variables	T1		T2	
	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>
<b>Region</b>	-3.88±3.97	0.35	0.68±2.59	0.80
<b>Time-since-fire</b>	-0.28±0.04	< 0.01	0.04±0.004	< 0.01
<b>Sampling season</b>	1.13±0.41	0.02	-0.79±0.09	< 0.01
<b>Rodent abundance</b>	4.34±0.31	< 0.01	4.22±0.17	< 0.01
<b>Distance to perimeter of burnt area</b>	-0.12±0.02	< 0.01		
<b>Distance to intern refuges</b>			-0.21±0.06	< 0.01
<b>Seed production</b>				
<b>Increasing plant cover</b>	-0.41±0.11	< 0.01	-0.83±0.09	< 0.01
<b>Height of vegetation</b>	0.36±0.15	0.03	-0.27±0.10	0.02

Slope (b), standard error (SE) and P values (P) are shown for each relationship.

Region (Mediterranean= 1; Pyrenees= 2). Sampling season (Spring= 1; Summer= 2; Autumn= 3, Winter=4).

As expected, acorn removal was positively related to the abundance of rodents along the whole study period. Likelihood of acorns being removed decreased when vegetation was scarce, while its relationship with the height of the vegetation varied between T1 and T2 periods. In the early postfire stages (T1) acorn removal was positively related to the cover of high vegetation, but



**Figure 17**

Temporal graph where the relationship between the distance to perimeter of burnt area and acorn removal by rodents are shown. Each sphere represents the weighted average (within each fire) of the acorn removal with its standard deviation. Time periods are grouped into six packets (weeks after fire) and in the same way were grouped into twelve packs of distances (m), four of them outside the area burnt (white square), one in the fire perimeter and seven in the burnt area (gray circle).

during T2 it was positively related to high cover of low vegetation layers. The natural production of seeds did not affect the removal behaviour by rodents in any period.

## DISCUSSION

### Spatiotemporal effects

Small-mammals play a fundamental role in the food chain as preys as well as in the dissemination and predation of seeds (Ordóñez & Retana 2004; Sainz-Elipé et al. 2012). To understand these processes after fire, increased knowledge of the effect of internal refuges and external population source areas as a “starting point” on rodent recovery is fundamental. Our results show a clear decrease in both acorn removal activity and rodent abundance in burnt areas in the first six months after fire, denoting a loss of population. This suggest that some rodents surviving the fire either died or migrated to unburnt areas in the short-term, arguably due to the scarcity of resources. Therefore, initially in the burnt area the rodents are scarce until vegetation achieves a certain structure (Borchert & Borchert 2013), also determined by its particular bioclimate (Puig-Gironès et al. 2016a), moment in which resources (food and refuge) are likely no limiting and competition is still low.

Some authors suggest that population recovery is possible thanks to the presence of surviving animals (Banks et al. 2011). Under this hypothesis, populations formed by surviving animals set the scene for postfire spatiotemporal variation in abundance, limited by growth rates and resource availability (Fox 1982) and the recolonization over large distances being unnecessary for population recovery. However, increased mortality of small-mammals have generally been reported after fire (Monimeau et al. 2002; Koprowski et al. 2006). Considering that rodents live in matriarchal clans, we suggest that dispersing individuals that take advantage of the vacant territory (Krohne & Burgin 1990; Friend 1993), coming from the unburnt area. Wood mouse, in particular, has great adaptability to new conditions after disturbances taking place in its forest habitats. Temporal plant conditions in succession after fire also favour the occurrence of Algerian mouse an open-habitat species (Sainz-Elipé et al. 2012). Our results also show that Wood mouse abundance decreases when moving away from the perimeter in burnt areas, unlike the Algerian mouse that increases its abundance throughout the burnt area. Wood mouse prefers forest cover, found closer to perimeter, instead of Algerian mouse that looks for more open habitats located near the core of the burnt area. On the other hand, Wood mouse was present from the first days after fire in burnt areas whereas Algerian mouse appeared later (Figure 16).

Similar spatial distributions have been observed in fragmented forests, where the Wood mouse, a habitat generalist, is favoured by edge effects and forest fragmentation (García et al. 1998). Therefore, this could explain why the Wood mouse abundance tended to be larger near the perimeter of burnt area compared to far from it, both in the unburnt forest and in the burnt area. In addition, the Wood mouse shows a pattern of seasonal habitat selection, with greater abundances in burnt areas in spring and summer, similarly to fragmented forests (Tellería et al. 1991; Díaz 1992). The preference for ecotones of wood mice could partly explain their distribution in relation to the perimeter of burnt area. In contrast, the affinity for open Mediterranean habitats of the Algerian mouse (Blanco 1998) and its presence in less developed forests (De Alba et al. 2001), explain why it occupies recently burnt forests. In general, our results can be interpreted as a spatial distribution consequence of the structure of the postfire habitat. But also they can be interpreted as arising from the competition between the two species, where Algerian mouse selects burnt areas to avoid competition with the Wood mouse; however, this competition should be tested specifically.

### **Interactions between rodents and seed after fire**

Seed dispersal is a critical process with dramatic consequences for individual fitness and population dynamics of plants (Forget et al. 2005), because it is a key component of plant population dynamics. It determines the potential area for recruitment and establishes the initial template for important post-dispersal processes such as predation, competition and the spatial structure of mating networks (Nathan & Muller-Landau 2000). In temperate and Mediterranean systems, between 20 and 60% of plant species depend on animals to disperse their seeds (Willson et al. 1990). Forest fragmentation has been linked to the loss of effective dispersers (Cordeiro et al. 2009; Lehouck et al. 2009), the variation of their dispersive behavior and of the intraspecific competition for seeds (Morán-López et al. 2015). It may cause strong negative effects on seed dispersal effectiveness that is determined by the quantity of seeds dispersed and by the quality of dispersal (Schupp 1993). Wildfires can disrupt this service. Particularly, unburnt areas close to the perimeter may provide food resources for rodent colonizers of recently burnt areas (where food is still scarce). These rodents store seeds underground, to be consumed later, part of them being able to germinate within the burnt area, contributing, to some extent, to vegetation recovery, e.g. wood mice can act as moderately effective seed dispersers affecting early stages of oak recruitment (Puerta-Pinero et al. 2012). However, rodents disseminate seeds for short distances (up to 135 m; (Perea et al. 2011b), and depredate most of them (up to 98% (Puerta-Piñero 2010) unlike other acorn dispersers such as Jay (Pons 2009), which may be a major ally

for postfire plant regeneration. Since the dispersion and consumption of acorns by rodents was related to rodent abundance, acorn removal decreased in the first months after fire, mostly away from the perimeter, following rodent abundance patterns.

Although, acorn devices in recently burnt habitats may have been perceived as more valuable when background levels of food availability were lower and competition was higher in recently burnt habitat (Davidson & Morris 2001). This effect was not perceived in our results, because its disappearance presents similar trends to those of rodent abundance. We suggest that the continuity of acorn removal and its increase over time is due to individual foraging decisions, which in turn are governed by environmental factors that shape the cost–benefit balance of seed dispersal (Morán-López et al. 2015). This may induce risky foraging behaviour by individuals living in a resource-poor environment (Olsson et al. 2002) that undertake longer movements in open-habitats (Perea et al. 2011b). In this regard, acorn removal was also different depending on the season. While early removal was higher in autumn, the most productive season, this trend varied after the first few months. This can result from competition within the burnt area and/or by the increased ecosystem productivity over time.

### **Habitat structure effects**

Our study indicates that vegetation structure of the habitat is crucial by rodent communities, and possibly the main reason behind their abundance and activity patterns. Rodents show preference for habitats with plant cover as refuge/hide against predators (Longland & Price 1991). Greater height of plant cover increased both acorn removal and rodent abundances in our study areas. In the first months, survivors were probably accumulated in sites of higher foliage cover. In the middle-term acorn removal occurs wherever the vegetation is lower, possibly due to the search for protection from rodents when they carry out this activity and thus avoid predation, knowing that rodents spend less time in recently burnt areas (Doherty et al. 2015).

Rodents, a fundamental element in the postfire regeneration process of Mediterranean forests, depend on changes in vegetation determining food availability, and on soil and climatic. The spatial pattern of abundance and acorn removal by rodents was consistent with a rapid recolonization. A significant effect of in situ surviving individuals on population recovery was unlikely, because of the negative effect of distance from the burnt area perimeter in the first six months after fire. In this regard, depending on environmental conditions, rodents can act as net



seed predators or as moderately efficient acorn dispersers (den Ouden et al. 2005; Gómez et al. 2008) depending on intraspecific competition for acorns (Vander Wall 2010), and the presence of refuges (i.e. shrubs), that determines mouse perception of predation risks while transporting acorns (Perea et al. 2011b). However, still we lack of knowledge about dispersal capacity of these species in the burnt areas, to understand the rate of colonization as well as the importance and need to preserve the internal refuges and the role of unburnt patches. Nevertheless, our results show the importance of suitable refuge for their activities, within the burnt area, as has been observed in fragmented forests, where refuges (i.e. shrubs) and a higher intraspecific competition for seeds enhanced mobilization distances and consequently caching rates of seeds (Morán-López et al. 2015; Morán-López et al. 2016). Is for that reason it would be interesting to increase awareness of the importance of these biological legacies which can help to increase the general biodiversity in burnt areas, as well as the recovery of these zones. The results presented here show the importance of managing both the burnt area as the adjacent unburnt areas, as well as maintaining a good connectivity between them, for example by leaving non-intervention areas or maintaining wood debris scattered on the ground or in piles.

Understanding recolonization dynamics is fundamental to ecologists and managers to anticipate patterns of plant disperser and consumer populations in disturbed landscapes. Additional disturbances that reduce the habitat connectivity, like salvage logging, may affect other aspects of the dispersers biology, their favourable habitat structure as well as to reduce food resource availability (Lindenmayer et al. 2008b) and gene flow (Banks et al. 2005). A decline in disperser species may have effects on plants that depend on their "services" for successful regeneration (Briggs et al. 2009). For this reason, forest management must take into account population recovery of seed consumers and dispersers and safeguard the internal structures that play a role as a refuge and after the fire. Therefore, a range of postfire successional stages should be maintained across landscapes to conserve rodent communities (Kelly et al. 2012) and other animals necessary for good habitat recovery. With inappropriate fire regimes, the postfire silvicultural treatments are to be controlled, land management actions must consider the foraging behaviour and relative abundances, as well as population-level responses of animal communities to differing fire regimes.





**Il·lustració:** Cristina Sánchez Cascante



# CAPÍTOL 3

Does salvage logging affect colonization of rodents after wildfire?





### *Does salvage logging affect colonization of rodents after wildfire?*

#### INTRODUCTION

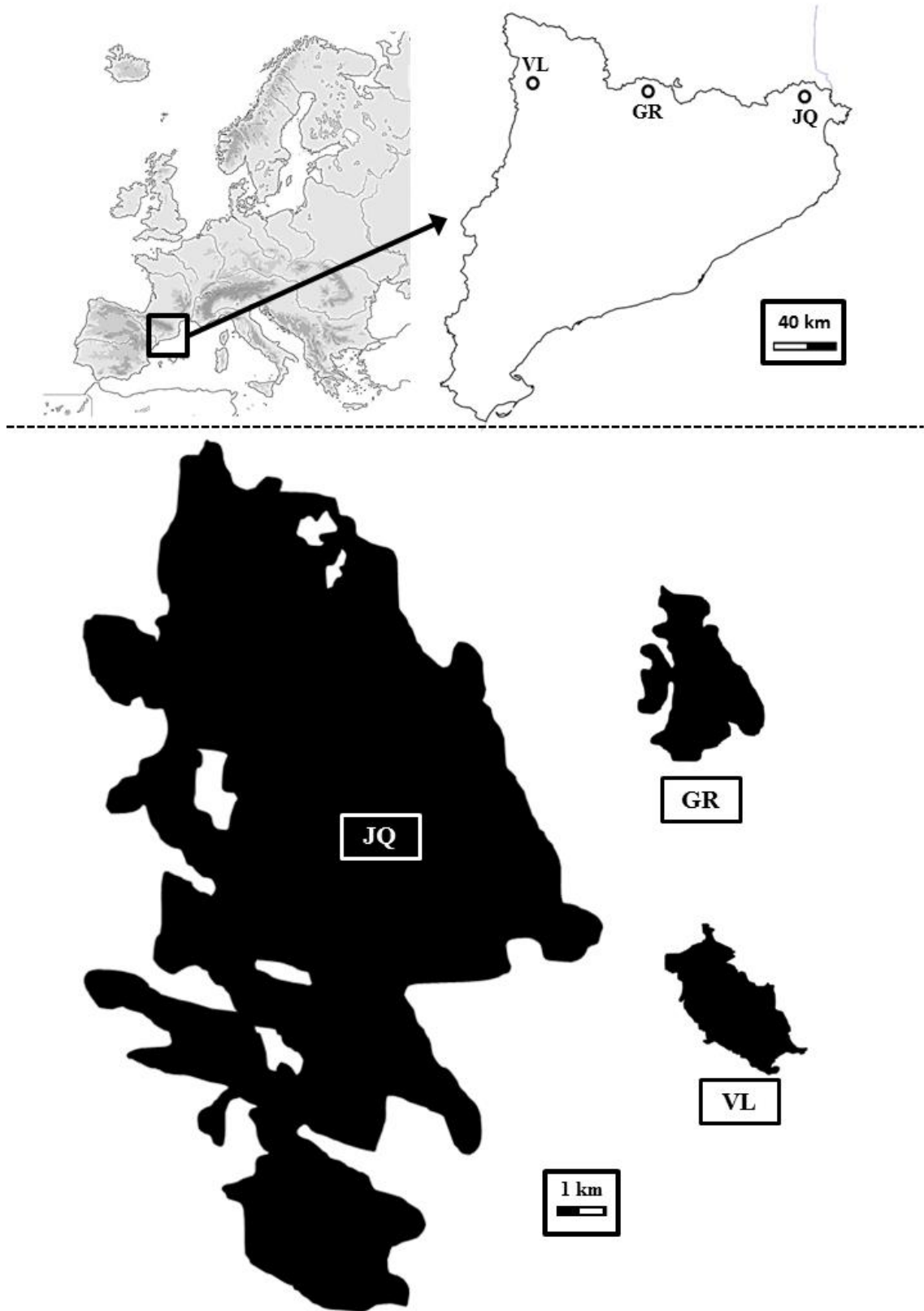
Fire is an increasingly important factor for biodiversity conservation and natural resource management (Driscoll et al. 2010). After a forest fire, burnt trees are usually removed in a process called salvage logging, which results in a structural habitat simplification (Bros et al. 2011). Salvage logging is supported by economic, silvicultural, safety or even aesthetic reasons (McIver & Starr 2000; Lindenmayer et al. 2008a; Mavsar et al. 2012). However, an increasing number of studies show that salvage logging has negative impacts on vegetation regeneration (Castro et al. 2011), the diversity of plant and animals communities (McIver & Starr 2000) or soil erosion (Lindenmayer et al. 2008a). Consequently, less severe interventions after fire are increasingly being recommended, taking into account that snags and decaying burnt wood can be considered biological legacies that promote ecosystem recovery and diversity (Dellasala et al. 2006).

Many animal species depend on structural aspects of vegetation (logs, canopy shrub cover, etc.) for foraging, breeding, or finding refuge (Müller et al. 2007). Salvage logging modifies habitat structure and complexity, it may also affect the recovery of small-mammal populations, because they use cover as protection against predators (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1990; Longland & Price 1991) and are habitat structure dependents after fire (Puig-Gironès et al. 2016b). Therefore, the ecological processes in which these species are involved would be also affected by salvage logging. Postfire salvage logging hence may cause a delay on the succession of the plant community and on the concomitant recovery of Small-mammal populations (Haim & Izhaki 1994). However, the disturbance characteristics, as wildfires, may strongly influence the magnitude of plant and animal responses. Coarse woody debris, resulting from natural falling or from logging works and either piled up or scattered on the ground, may favour the presence of small-mammals (Haim & Izhaki 1994; Tiedemann et al. 2000; Converse et al. 2006; Manning & Edge 2008). This woody debris provides cover structures and beneficial microclimate and is probably related to a lower risk of predation. It also provides many important functions that are

essential to maintaining biodiversity and long-term ecosystem productivity, e.g. reserves of nutrients and water, microsites and substrates for seedlings, and contributes to habitat quality for a wide range of mammal species (McComb 2003; Laiho & Prescott 2004; Bunnell & Houde 2010; Sullivan et al. 2012). In this same way, habitat changes resulting from postfire salvage logging can modify plant-animal interaction processes, like seed dispersal (Rost et al. 2009; Castro et al. 2012; Rost et al. 2012b) by rodents such as Wood mouse (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758) and Algerian mouse (*Mus spretus* Lataste, 1883) are short-distance acorn dispersers (Gómez et al. 2008; Puerta-Piñero et al. 2010) and occur in recently burnt areas (Torre & Díaz 2004; Puig-Gironès et al. 2016b).

Unfortunately, little is known about how rodent populations start to recover in burnt areas in short term. Rodent abundance in Mediterranean burnt habitats can be conditioned by the proximity to edges of unburnt environments (do Rosário & Mathias 2007; Broncano et al. 2008; Jones 2012; Puig-Gironès et al. 2016b). Nevertheless, survivors found in internal refuges within the burnt area shortly after fire can drive population recovery and may benefit from the exploitation of seed patches (Johnson et al. 2003; Banks et al. 2011). Although it is known that the recovery of small-rodents communities depends on the availability of suitable microhabitats (Lin & Batzli 2001; Williams et al. 2002; Fox et al. 2003), little is known about the effect of logging on the rodent's recovery especially, in the short term.

Understanding how small-mammals respond to habitat modification as a result of forest management after a fire is important to improve these practices and facilitate natural regeneration in burnt areas. With this aim, we studied how management practices in burnt forests affected plant regeneration, rodent populations and the seed removal carried out by them. We expected that (I) salvage logging would negatively affect the recovery of plant cover; (II) the simplification of habitat and the reduction of connectivity, between unburnt and burnt area, due to management delaying the acorn removal and rodent abundance through time; and (III) the greater volume of branches, scattered on the ground or piled up, promotes connectivity between unburnt and managed areas.



**Figure 18**

**Location of wildfires and the fire perimeters**

Location of the burnt and logged areas used on the map of Catalonia (SW of Europe, in Iberian Peninsula, where VL= Viu de Llevata; GR= Ger; JQ= La Jonquera).

Below it, black areas correspond to the fire perimeters obtained from: <http://bombers.blog.gencat.cat/>



## MATERIAL & METHODS

### Study areas

We studied three areas in Catalonia that were recently affected by large wildfires and were subsequently logged (Table 9; Figure 18). La Jonquera study area was affected by a wildfire burning 13,088 hectares of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller 1768), Cork oak (*Quercus suber* Linnaeus, 1753), Holm oak (*Quercus ilex* Linnaeus, 1753) forest and shrubland in August 2012. Most pines were logged and chipped for biomass uses. Viu de Llevata wildfire burnt 214 hectares of Scots pine (*Pinus sylvestris* Linnaeus, 1753) and Holm oak forests and shrubland in March 2012. Scots pines were logged to make pallets and posts but branches were left on site. Finally, Ger wildfire burnt 250 hectares of Scots pine and Mountain pine (*Pinus mugo* Turra, 1764) forests and alpine shrublands in August 2012. Scots pines were logged and branches were piled up in barriers to prevent erosion, whereas Mountain pines were logged leaving its branches scattered on the ground. In the present study only analysed those transects with burnt pine forest.

**Table 9**

Description of the three burnt and logged areas studied.

<b>Wildfire</b>	<b>La Jonquera</b>	<b>Ger</b>	<b>Viu de Llevata</b>
<b>Region</b>	Mediterranean	Pyrenees	Pyrenees
<b>Altitude (min/average/max)</b>	90/175/286	1,568/1,714/1,897	1,180/1,300/1,513
<b>Burnt size (ha)</b>	13,088	250	214
<b>Weeks to first sampling</b>	2	1	23
<b>Pine forest</b>	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Pinus sylvestris</i> & <i>P. mugo</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
<b>Transects</b>	9	11	4
<b>Sampling occasions</b>	15	16	8
<b>Unburnt</b>	27	33	12
<b>Stations</b>			
<b>Unlogged burnt</b>	31	7	15
<b>Logged burnt</b>	32	36	13

### Sampling design

Within each burnt area we established lineal transects that were perpendicular to the fire perimeter, approximately 900 m in length and separated by at least 50 m from each other (Table 9). Each transect contained 10 sampling stations, three placed in the unburnt area (at approximately 25, 50 and 100 m from the fire perimeter), one in the fire perimeter and six in the burnt area (at approximately 25, 50, 100, 200, 400 and 800m from the perimeter; Figure 16). At each station we evaluated the presence and abundances of rodents and seed removal.

Sampling stations were circular, having a diameter of five meters, and two devices were set within them: a Sherman trap (5.1×6.4 × 22.3 cm. Sherman, Tallahassee, Florida, USA) and an acorn device, consisting of a mesh (50 × 50 cm and 1.27 cm<sup>2</sup> of light) with 4 entrances (5 × 5 cm) that excluded the Eurasian jay (*Garrulus glandarius* Linnaeus, 1758) and other acorn-eating birds. Sherman traps and acorn devices were used alternatively at sampling stations, in order to avoid interferences between devices. Sherman traps were reviewed daily, early in the morning, for the three days following their installation. The small-mammals caught were identified to species level, their sex was determined, and they were marked (with ear tags – National Band Co. USA). All the sampling procedures met the ASM care & use guidelines (Sikes et al. 2011). Acorn devices were reviewed the third day after their installation. Sampling frequency decreased with time since fire, being monthly in the first six months, bimonthly from 7 to 24 months and each three months until 30 months after fire (for more information see (Puig-Gironès et al. 2016b)). We live-trapped four species of small-mammals: Wood mouse, Algerian mouse, Common vole (*Microtus arvalis* Pallas, 1778) and Greater white-toothed shrew (*Crocidura russula* Hermann, 1780), however, we excluded the shrew from our analyses. Wood and Algerian mice are common in recently burnt areas (Torre & Díaz 2004; Sainz-Eliphe et al. 2012), but the presence and activity of Common voles in burnt and logged areas are poorly known. On the other hand, Algerian mouse is common in the Mediterranean area and Common vole in the Pyrenean area, so the first one appeared only in La Jonquera and the second in Ger. We used counts (number of rodents trapped within the three days (Morris 1996)) as an estimate of population size in each study transect, assuming that the unseen proportion of the population is constant and that counts and estimates would have yielded similar results (Slade & Blair 2000).

## Environmental and structural variables

Variables measured at different spatial scales were used to help interpreting rodent population patterns in recently burnt areas. Large scale variables included the identity of the three study areas analysed (*Site*) and climatic region (*Region*, i.e. Mediterranean or Pyrenees).

The variables derived from the burnt forest management were: Time-since-logging was measured as the number of weeks elapsed since the salvage logging (first= 1 and so on). Management practices/treatments considered were (1) unburnt control forest, (2) unlogged burnt forest and (3) logged burnt forest. Within the latter we identified different treatments: clearcut logged pine

forest with an almost complete removal of wood debris, logged with wood debris left on the ground and logged with wood debris piled up. As variable of management type we calculated the volume of branches (in m<sup>3</sup>) per station, both on the ground (surface occupied inside the station and the average height of the woody debris) and in piles (assimilating the piles as cubes).

Habitat structure was characterised at each sampling station through a series of variables related to vegetation structure and its succession, as well as to the abundance of relevant trophic resources for rodents. Alive foliage cover (in %), an indicator of vegetation recovery, was estimated by comparison with a reference chart for six virtual layers: 0–0.25m (C0), 0.25–0.5m (C25), 0.50–1m (C50), 1–2m (C100), 2–4m (C200) and more than 4m (C400) (Prodon & Lebreton 1981). Foliage cover layers were grouped with principal component analysis (PC) into two components (Annex XVI). The first component (PC1) corresponded to the increasing plant cover and the second one (PC2) ordered stations in terms of the height of dominant vegetation layers, from low (0 to 2m) and high (more than 2m) (Annex XVI and XVII). Trophic resources may affect both acorn removal and rodent abundance. In the first case, the natural abundance of resources may mask our acorn removal, but contrary can be favourable to the abundance of rodents. To eliminate the confusion that can generate the abundance of seeds, i.e. to control the possible effect of the seeds present in the environment, we estimated the abundance of trophic resources through the seed production at the station level (for more information see (Puig-Gironès et al. 2016b)).

Time-since-fire was measured as the number of weeks elapsed since fire (first=1, and so on), and ranged from 1 to 141. Date of sampling was allocated to a season (winter= 1, spring= 2, summer= 3 and autumn= 4) because of its influence on the abundance and reproductive behaviour of rodents (Palomo et al. 2009; Díaz et al. 2010). Distance to burnt perimeter was measured exactly from the centre of the station to the closest point of the perimeter. Negative values were assigned to stations in the unburnt area and positive values indicated distances within burnt area. We transformed the metric distances using the square root. Edge plots were selected along long straight borders to avoid influences of border geometry on edge effects (Fernández et al. 2002). We estimated fire severity using a categorical scale going from 0 (unburnt) to 5 (deeply burnt) following the methodology described by (Keeley 2009), because severity may determine the survival of plants and animal.

## Statistical analyses

In order to evaluate the effect of management on vegetation structure we used generalized linear mixed models (GLMM) with Negative Binomial data distributions and logit link functions on PC1 (increasing plant cover) and PC2 (vegetation height), as response variables. As fixed factors we used variables derived from management (Time-since-logging, Management and Volume of branch) and variables derived from fire (Time-since-fire and Fire severity). Here we compared the plant regeneration between unlogged burnt and logged burnt areas. Due to the presence of two temporary variables, at the time of testing the combined effect we generated two models, one with time-since-fire and another with time-since-logging, thus they never occur together in any model. Transect nested within the three study areas analysed (*Site*) and nested within climatic region (*Region*) were included as a random factor in order to control possible site-based differences.

On the other hand, to determine which variables explain the abundance of rodents and their removal activity we used GLMM (specific for each analysis, see the following steps), with variables derived from management (Time-since-logging, Management and Volume of branch), variables derived from fire (Time-since-fire, Season and Distance to perimeter), variables derived from habitat structure (PC1, PC2 and seed production) and its combinations as fixed factors (Annex XVIII). GLMMs with Poisson error structure and logit link functions were used on the abundance of the Wood mouse and acorn removal, and GLMMs with negative binomial and logit link functions were used for Algerian mouse and Common vole. Transect nested within the three study areas analysed (*Site*) and nested within climatic region (*Region*) were included as a random factor in order to control possible site-based differences by Wood mouse and seed removal. In the case of the Algerian mouse we only analysed data from La Jonquera, and data from Ger for Common voles, because these species were absent from other areas, therefore in both cases the transect is used as a random factor.

Once obtained the explanatory models on variables derived from habitat structure (PC1 and PC2), the three species and acorn removal we analysed, by two-way ANOVA (Analysis of Variance), whether there were significant differences between forest management, time-since-fire and the interaction between them.

The structure of the minimum adequate model (MAM) was decided under the likelihood ratio (LR) test criterion; first by comparing models with different fixed effects we used maximum

likelihood (ML) and second, we used restricted maximum likelihood (REML) to compute the estimates of coefficients for the MAMs achieved (Zuur et al. 2009). Normality and homoscedasticity were checked by visually inspecting the plots of residuals against fitted values. The most parsimonious models for each response variable were those whose Akaike information criterion (AIC) was within 2 units of the lowest AIC (Burnham & Anderson 2002). For these models we calculated their conditional coefficient of determination considering fixed and random effect ( $R^2_{\text{GLMM}(c)}$ ) and their AIC weight (relative likelihood of a model) (Wagenmakers & Farrell 2004; Nakagawa & Schielzeth 2013). We then selected the most appropriate model following a criterion of less complexity, greater  $R^2_{\text{GLMM}(c)}$  and greater AIC weight (Annex XIX). To perform these analyses, we used the statistical package R (R Core Team 2014), the lme4 package for GLMM (Bates et al. 2015) and the MuMIn package for AIC weight and  $R^2_{\text{GLMM}(c)}$  (Bartoń 2016).

## RESULTS

### Effects of salvage logging on habitat structure

The results show that both management practices as fire impacts explain habitat structure (Table 10). A denser vegetation cover, as depicted by PC1 occurred with increasing time-since-fire (ANOVA,  $P$  value  $<0.05$ , Annex XX), especially in unlogged burnt areas (Figure 19), as well as in places where the volume of branches was greater, while managed areas and with greater fire severity, showed less increasing of plant cover. In this sense, the increasing plant cover (PC1) was significantly higher in the unlogged burnt areas regarding logged burnt areas (ANOVA,  $P$  value  $<0.05$ ) as well as through its interaction with time-since-fire (ANOVA,  $P$  value  $<0.05$ ).

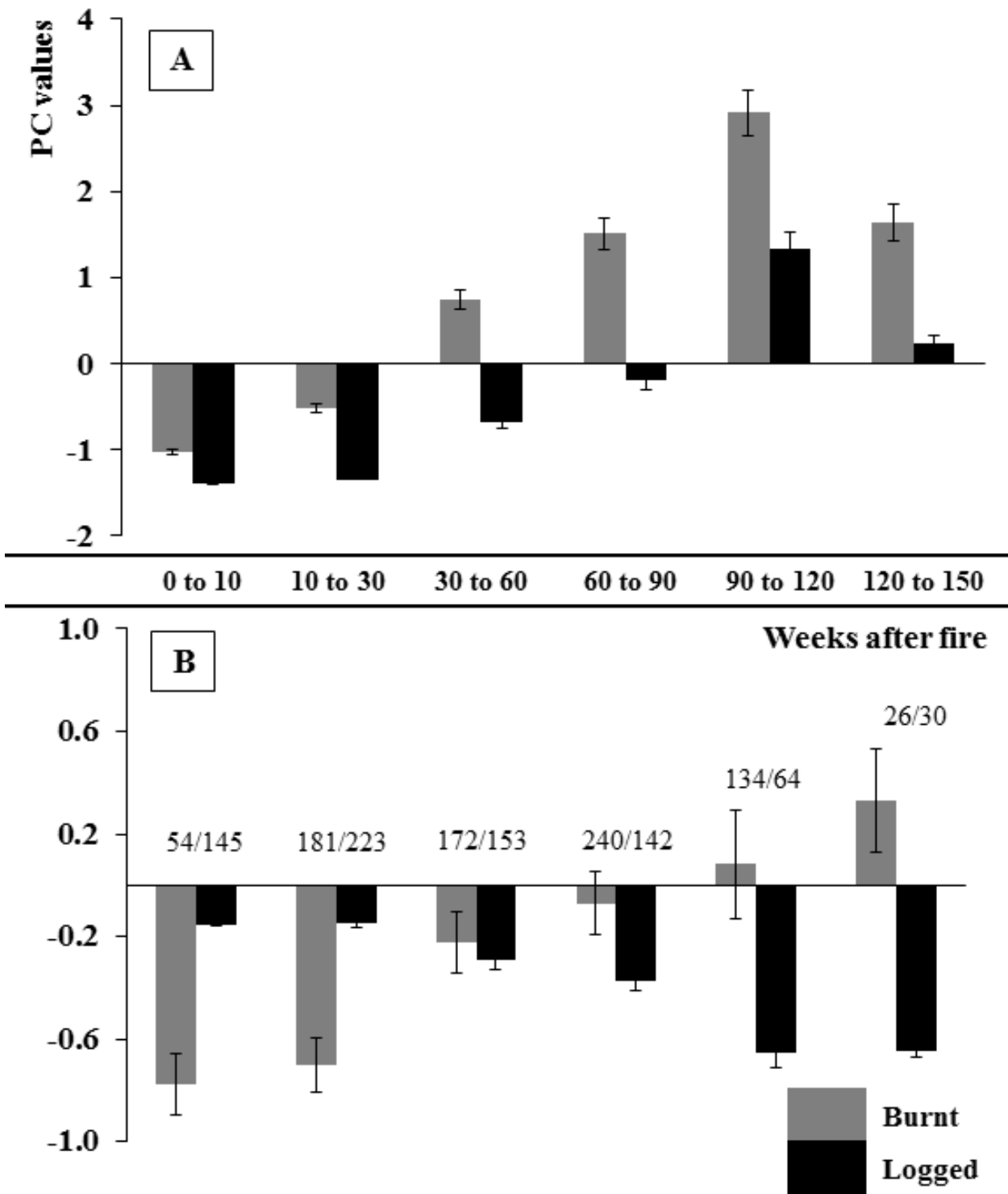
**Table 11.**

Summary of generalized linear mixed models (GLMMs) by analysing the influence of Time-since-fire, Fire severity (fire package), Time-since-logging, Management and Volume of branch (management package) on habitat structure between unlogged burnt and logged burnt areas using region (Mediterranean or Pyrenees) nested with locality as a random factor.

Variables	Increasing plant cover		Height of vegetation	
	$b$ (SE)	$P$	$b$ (SE)	$P$
<b>Time-since-fire</b>	0.03±0.0008	$< 0.01$	-0.007±0.0007	$< 0.01$
<b>Fire severity</b>	-0.2±0.033	$< 0.01$	-0.49±0.03	$< 0.01$
<b>Time-since-logged</b>				
<b>Management</b>	-0.4±0.0734	$< 0.01$	-0.25±0.058	$< 0.01$
<b>Volume of branch</b>	0.01±0.0035	0.06		

Slope ( $b$ ), standard error (SE) and  $P$  values ( $P$ ) are shown for each relationship.

Fire severity: 1 to 5, where 1= unburnt; 5= deeply burnt. Management: 1= unlogged burnt; 2= logged burnt.



**Figure 19**  
**Relationship between vegetation and the time-since-fire**

Comparison of the main components of vegetation (PC) between unlogged burnt and logged burnt areas through the time since fire; where (A) represents the PC1= increasing plant cover and (B) the PC2= height of vegetation.

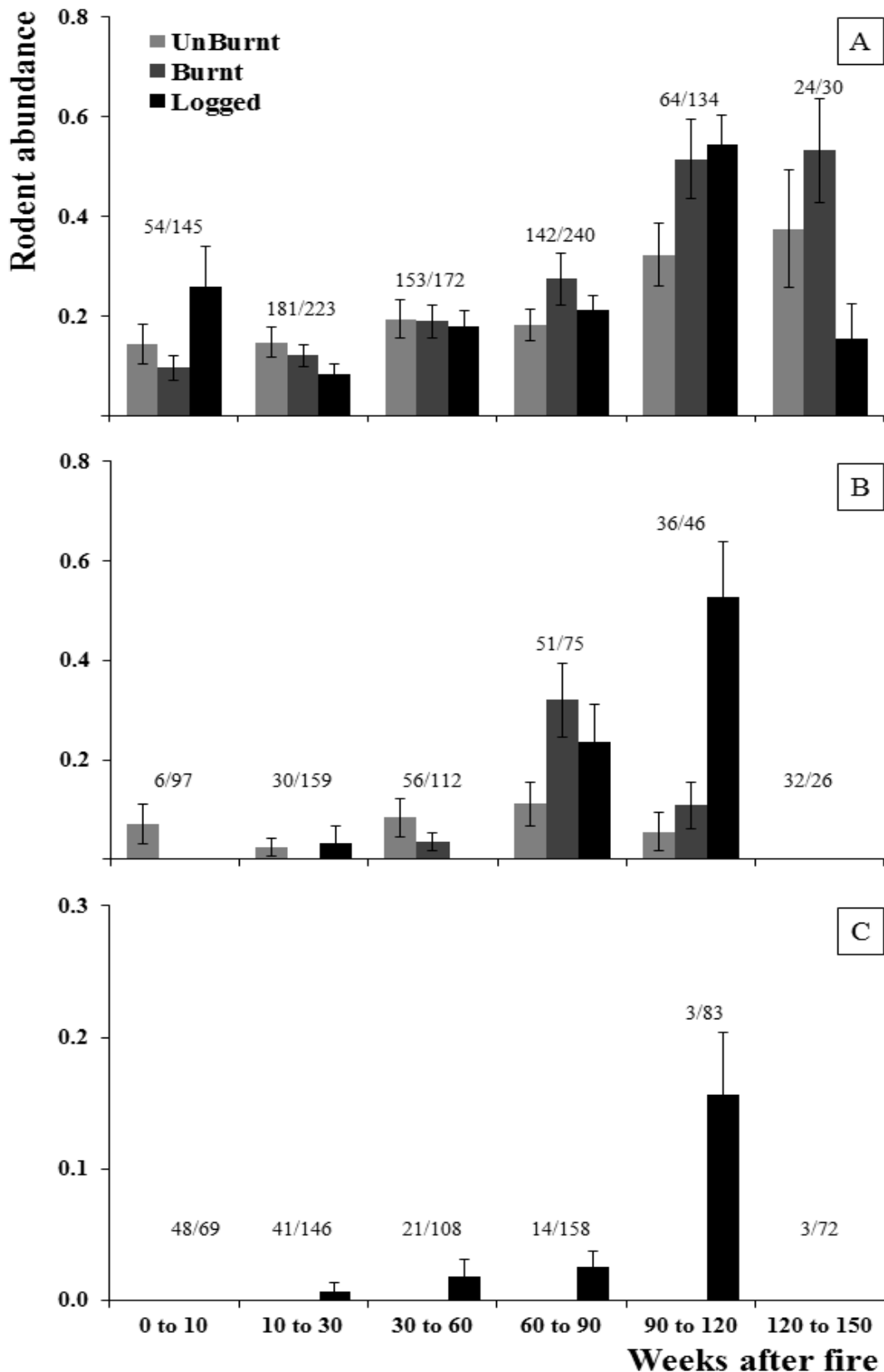
Numbers below columns make reference to the stations used (N).

Time-since-fire, fire severity and management were negatively related with the cover in high vegetation layers, as represented by the variation in PC2 (Table 10). However, the height of the vegetation was different when comparing logged and unlogged areas (ANOVA, P value < 0.05). In this sense, whereas in unlogged burnt areas the plant cover gained height over time, in logged burnt areas it decreased (Figure 19). In the same way that the height of the vegetation (PC2) was significantly different between management practices, also was different through its interaction with time-since-fire (ANOVA, P value < 0.05).

### **Effects of salvage logging on rodent abundance**

In general, it can be seen that forest management unequally affected the three rodents studied (Figure 20). While Wood mouse abundance and acorn removal appeared to be slightly higher in the unlogged burnt areas through time-since-fire (ANOVA, P value < 0.05, Annex XX), the abundances of Common vole and Algerian mouse were clearly higher in logged burnt areas (ANOVA, P value < 0.05). Abundance of Wood mouse and acorn removal increased in unlogged burnt areas and in logged burnt areas respect to unburnt zones. Wood mouse showed no obvious differences in the total number of captured individuals between unlogged burnt and logged burnt areas (Figure 21); possibly due to the presence of branches, on the ground or pile up (Figure 22), those benefited the presence of this rodent and acorn removal. However, the removal of acorns was always higher in burnt areas compared to the logged areas. Sampling stations closest to burnt perimeter clearly had a larger number of Wood mouse individuals and more acorns were removal, both in the burnt as burnt and logged areas (Table 11). Furthermore, the presence of vegetation and higher plant cover, in general, increased rodent abundance and acorn removal, i.e. where there were refuges for foraging activity.

Contrary to the Wood mouse, Algerian mouse and Common vole showed a positive relationship with time-since-logging (Table 11) being more abundant into unlogged burnt and logged burnt areas (Figure 20). Both species were negative conditioned by the increasing of plant cover (more areas covered with vegetation). However, higher vegetation favoured the presence of Algerian, but not of Common vole, which seems to increases with the presence of lower vegetation. In both cases their abundance increased where the area has been managed. In particular, Algerian increased its abundance in areas logged with fewer branches on ground or piled, while Common vole is favoured by the great presence of branches (Figure 22).



**Figure 20**

**Relationship between rodent abundance and the time since fire**

Comparison of the (A) Wood mouse, (B) Algerian mouse, and (C) Common vole abundances between unburnt, unlogged burnt and logged burnt areas through the time since fire.

Numbers above columns make reference to the stations used (N).



**Table 11**

Summary of generalized linear mixed models (GLMMs) analysing the influence of spatiotemporal and forest management variables on acorn removal and rodent abundance.

Variables	Acorn removal		Wood mouse		Algerian mouse		Common vole	
	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>
Time-since-fire	0.03±0.009	< 0.01	0.003±0.0008	< 0.01				
Time-since-logging					0.006±0.001	< 0.01	0.0009±0.0002	< 0.01
Season	-0.17±0.19	0.42	0.006±0.02	0.76	-0.007±0.01	0.52	-0.001±0.004	0.73
Time-since-fire*Season	-0.007±0.003	0.04	-0.0007±0.0003	0.02				
Time-since-logging*Season					-0.001±0.0005	0.07		
Management	1.22±0.26	< 0.01	0.04±0.02	0.12	0.03±0.03	0.27	0.01±0.01	0.29
Volume of branch	0.05±0.02	< 0.01	0.008±0.006	< 0.01	-0.01±0.005	0.02	0.002±0.0005	< 0.01
Rodent abundances	4.54±0.2	< 0.01						
Distance to perimeter of burnt area	-0.13±0.02	< 0.01	-0.007±0.002	< 0.01			0.003±0.0009	< 0.01
Increasing plant cover	0.6±0.1	< 0.01	0.05±0.009	< 0.01	-0.03±0.007	< 0.01	-0.03±0.007	< 0.01
Vegetation height	0.29±0.13	0.04	0.06±0.01	< 0.01	0.02±0.01	0.08	-0.002±0.005	0.72
Seed production								

Slope (*b*) and *P* values (*P*) are shown for each relationship

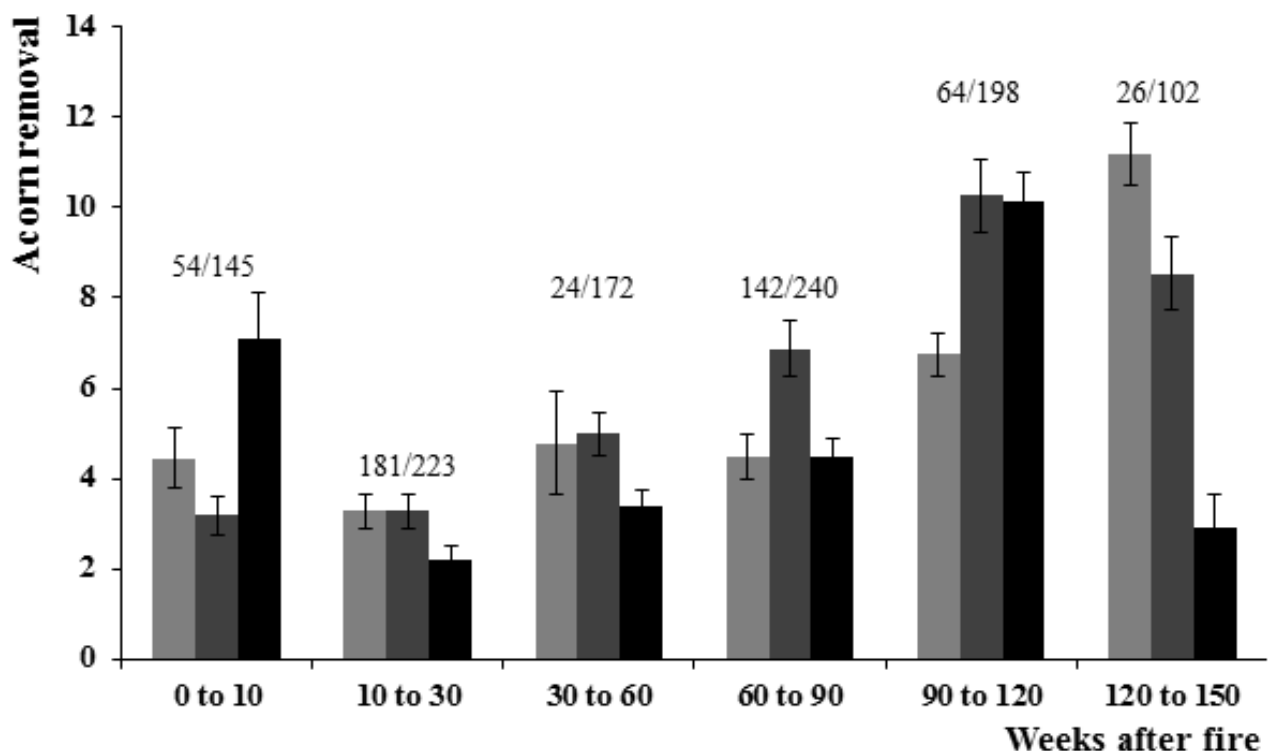
Season: 1= spring, 2= summer 3 = autumn, 4= winter.

Management: 0= unburnt; 1= unlogged burnt; 2= logged burnt.

Wood mouse was most abundant in the warmer seasons (spring and summer), however, acorn removal, Algerian mouse and Common vole counts, had higher values in the colder seasons (autumn and winter). At the same time, foraging activity and the abundance of murids varied depending on the season and time-since-fire (interaction); or logging in the case of Algerian mouse (Table 11).

## DISCUSSION

The convenience of salvage logging is an issue that has been the subject of intense discussion for ecological effects it can have (McIver & Starr 2000; Beschta et al. 2004; Lindenmayer et al. 2004; Hutto 2006; Castro et al. 2010). Although several studies show that the felling and removal of burnt trees may hamper the regeneration of the plant community (McIver & Starr 2000; Beschta et al. 2004), some authors indicate that seedling survival is highest in those areas where the presence of logs and branches spread over the ground. This fact is associated with the

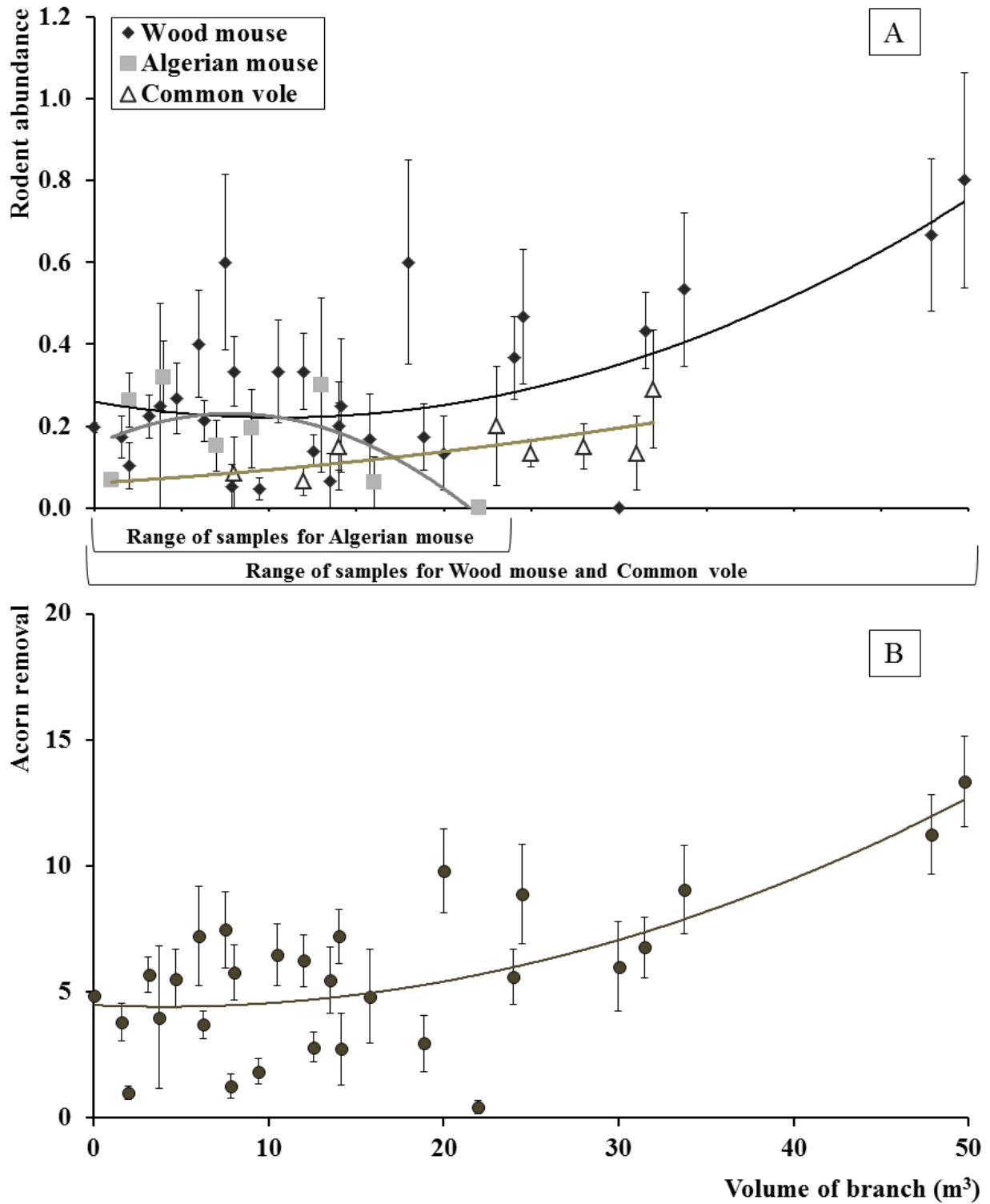


**Figure 21**

**Relationship between acorn removal and the time since fire**

Comparison of acorn removal between unburnt ( light grey), unlogged burnt ( dark grey) and logged burnt (black) areas through the time since fire.

Numbers above columns make reference to the stations used (N).



**Figure 22**

**Trends of rodent abundance and acorn removal in function of the volume of branches**

Trends of (A) abundances of small-rodents (Wood mouse, Algerian mouse and common vole) and (B) acorn removal in function of the volume of branches (m<sup>3</sup>), scattered on the ground or piled up, in areas recently burnt and logged.

In the graph A the range of volume of branches used is shown, both for Algerian mouse as for Wood mouse and Common vole.

improvement of microclimatic conditions created by these woody debris; supporting the idea that dead wood structures could provide facilitation for postfire seedling regeneration (Castro et al. 2011). Others authors say that the impact of salvage does not affect the recruitment of resprouters (Spanos et al. 2005). Our results corroborate that the management negatively affects plant regeneration, regarding the unlogged burnt areas in the short time. Management practices that remove all wood debris (lower volume of branches) have less plant cover and this is lower height. However, the plant regeneration begins from the first moment after fire and the logging of burnt forest clearing simply slows this recovery, as evidenced by the effect of time-since-fire above the time-since-logging. Therefore, the effect of fire (severity) is more relevant cause on the vegetation, respect to the salvage logging effect. For this same reason, the fire severity also determines and conditions the regeneration of plant coverage.

If the resilience of vegetation is ensured in many ecosystems by resprouting and germination, other important community processes, e.g. dispersal and colonization, may be affected by salvage logging (Puerta-Piñero et al. 2010; Castro et al. 2012). The role that vegetation plays in supporting small-rodent communities after fire is crucial and possibly the main reason both their abundance and activity (Puig-Gironès et al. 2016b). Leaving wood debris after salvage logging can minimize the effect of management practices, because it provides microclimates that allow greater plant cover, refuges for small-mammals community, and generates connectivity between unburnt and burnt and logged areas. In this way, it can facilitate the presence of rodents in the burnt area, as is the case in open woodlands, where most acorns removed in our experiment came from shrubs, indicating that foraging activity of rodents was higher under shrubs (Smit et al. 2008). This can be associated with a lower risk of predation (Castro et al. 1999). Hence, the lack of protective shrubs leads to low rodent density which has negative consequences for the dispersal of acorns (Smit et al. 2008). In recently burned areas with low shrub cover, wood debris is an important shelter. Seed removal increased, therefore, with a greater volume of branches on the ground.

However, each rodent species have its habitat structure preferences. This fact makes the rodent community behaves differently to wildfire and salvage logging, even with substitutions by more opportunistic species and changes in its ecological services, like seed removal. Seed dispersal by animals is fundamental for successful seedling establishment and recruitment (Schupp 1993), because plants affected by fire initially dedicate far more effort to vegetative growth than to reproductive success in the first years after fire (Herrera 1995). The seed dispersal of species with

short-lived, large seeds that are killed by fire, depends basically on the contribution of seed disperser animals from unburnt areas (Herrera 1995). Small-rodents such as Wood mouse have a great flexibility to changes and perturbations of its habitat (Sainz-Elipé et al. 2012) such that areas recently burnt are characterised by the dominance of this mouse, long before their predators appear (Sainz-Elipé et al. 2012). Algerian mouse is favoured by temporal plant conditions in succession after fire (Sainz-Elipé et al. 2012), with greater abundance in burnt areas in relation to unburnt (Torre & Díaz 2004; Puig-Gironès et al. 2016b). Wood mouse and Algerian mouse are dispersers of large volume of acorns (Muñoz & Bonal 2007), although with a low average distance (below 5 m; (Gómez et al. 2008) and depredate most (up to 98%) of the acorns they handle. Although depredates many seeds, the rodents also remove a lot of them; hence, we may think that they "forget" a large number of seeds, and therefore they are large contributors to the plant regeneration, especially in open areas where others dispersers such as Eurasian jay not arrive (Pons 2009).

Acorn removal depends on the rodent abundance, but salvage logging could modify their abundance as from the alteration of habitat structure. Our results show that Wood mouse abundance is higher in areas where wood debris has been left either on the ground or piles, and Algerian mouse prefers sites without branches from the management. These behaviours may be related to Wood mouse has forest character and avoids open areas looking for an adequate plant cover. Algerian mouse, an open-areas dweller, increases its presence in all logged burnt areas and prefers sites without branches from the management; although a minimum of branches on the ground also favours the presence of this mouse. Hence seed removal by rodents seems to be guarantee, in logged burnt areas, indistinctly of the type of treatment. However wood debris on the ground is an important factor for Wood mouse, the most abundant mouse acorn disperser; for this reason a decrease of acorns disperses wherever all the wood is removed. So that, the management of non-commercial wood debris appears to be a key issue in terms of the persistence seed dispersers in logged burnt forests (Castro et al. 2012). Wood debris is a key microhabitat for seed dispersers even quite soon when vegetation regrowth is just beginning.

Wood mouse abundance has a positive relationship with time since fire, thus it is present from the first moment in the burnt area, even before being logged. Although this species is present in logged burnt areas, its abundance is minor far away from the burnt perimeter. These results are consistent with the colonizing strategy of Wood mouse from burnt perimeter, being more abundant near unburnt areas (Puig-Gironès et al. 2016b). Consequently salvage logging may

delay its recolonization, due to its negative effect on plant cover, which in turn may delay the availability of resources (food and refuge) for rodents as Wood mouse. Contrary, Algerian mouse and Common vole colonize quickly and stay away from perimeter unburnt, because they prefer burnt and more simplified habitat. Although both rodents prefer logged areas, Algerian mouse avoids sites with greater volume of branches while Common vole uses them as refuge. In the first case, for its open-habitats preferences and, in the second case, by the protection that the piled branches provide.

A few authors have studied the effect of clear-cutting on the populations of Common vole in Europe (Bogdziewicz & Zwolak 2014), however this is the first time that is studied the combined effect of burning and subsequent salvage logging. In Pyrenees region, Common vole is conditioned by the existence of stable, moist and easy to dig soil with abundant grassland in mountain, subalpine and alpine meadows between 900 and 2200 m, avoiding dense forests and shrublands (Gosàlbez 1987; Zima 1999); for this reason, voles can profit from forest clear-cuts, that provide grasses and herbs (Holtmeier 2015) and open habitats suitable for these species (Bogdziewicz & Zwolak 2014). After wildfire, rainfall providing vegetation growth, direct food sources for herbivorous species such as the common vole. In addition, it is known that microhabitats of common vole are conformed by high vegetation cover (Rathke & Bröring 2005) that provides good refuge against predators (Eccard et al. 2000), being the large volumes of branches, on the ground or piled up, which can make this function of refuge. Certainly, other conditions affect this species, since only appeared in one of the areas studied and was captured on sunny slopes in summer and autumn in the second year after fire.

### **Management implications**

The rapid recolonization after fire by rodents show the capacity of populations to recover from disturbances, but their dependence on the perimeter of the burnt area and the negative effect of the reduction of habitat connectivity by salvage logging (including the decrease of woody debris on the ground when full trees are harvested). Management of burnt wood may limit the supply of recruits for the early stages of population recovery. The way to manage the remains of non-exploitable deadwood is also important for wildlife. In general, leave branches in situ, either dispersed at random or in piles, favours the presence of wildlife (Haim & Izhaki 1994; Herrando et al. 2009; Santos & Poquet 2010; Rollan & Real 2011). Vegetation clearing has a relative low importance in terms of seedling survival but high economic cost and impact on the animal

community (Espelta et al. 2003a) .

To promote the presence of rodents – necessary in most ecosystems for its character as seed dispersers and as prey – we propose the following measures of forest management:

- Salvage logging should not reduce habitat connectivity, allowing the flux of dispersing individuals, both from the burnt perimeter as from the islands unlogged within the burnt area. Build piles of wood debris from the burnt perimeter to logged burnt area can ensure this connectivity (more information, e.g. (Panzer 2003; Banks et al. 2005; Banks et al. 2011; Zaitsev et al. 2014).
- Implement options to mitigate environmental impacts by leaving burnt wood in situ, particularly branches and other non-profitable coarse woody debris in piles, because this structures act as refuges for seed dispersers (more information, e.g. (Castro et al. 2010; Rost 2011; Sullivan et al. 2012).
- Delaying the start of forest management to minimizing the damage on plant recovery which reduces water stress (loss soil moisture) caused by logging; fixes soil in front to the erosion and acts as the refuge for wildlife. If it is not possible, wait a minimum of six months or a year after the fire in the Mediterranean region (more information, e.g.(Izhaki & Ne'eman 2000; Fernández et al. 2008; Ginzburg & Steinberger 2012; Mauri & Pons 2016).
- Forest managers should handle the burnt area as a whole, excluding those zones sensitive to the intervention, minimizing the construction of tracks hauling and respecting the ecological legacies and ecosystem services provided by rivers, stone walls, etc. (more information, e.g. (Mauri & Pons 2016).







**Foto:** Roger Puig-Gironès



# **DISCUSSIÓ GENERAL**





La incertesa en l'evolució del canvi global i la dificultat de predir la direcció i la velocitat dels canvis requereix d'esforços per a reunir dades empíriques, desenvolupar un millor coneixement i comprensió dels processos i mecanismes ecològics i prendre decisions de gestió adequades (Zavala et al. 2008; Valladares et al. 2014). El present document engloba els resultats de l'estudi de l'efecte del foc sobre algunes espècies d'ocells i de rosegadors, així com sobre alguns processos ecològics que en depenen: la remoció de llavors. Tanmateix, a aquesta pertorbació, incorporem tres elements que li afegeixen complexitat: la tala dels arbres cremats, un gradient ambiental d'aridesa i un gradient espacial en relació a la recolonització postincendi. Els resultats obtinguts posen de manifest la importància d'estudiar els processos de colonització de la fauna després d'un incendi, per tal de dur a terme una gestió forestal postincendi adequada. Aquesta gestió haurà de mirar inevitablement les previsions de major nombre i extensió d'àrees cremades conseqüència del canvi climàtic global amb l'augment de les temperatures i la concentració dels períodes de precipitació.

El canvi bruscat que es produeix en l'hàbitat després de dues pertorbacions seguides en el temps (foc i tala; Figura 23) es tradueix en una modificació significativa de les comunitats que ocupen aquestes àrees i que afecta processos a nivell d'ecosistema, on bona part de la fauna hi està implicada (). Per aquesta raó, entenem que la gestió a aplicar-hi ha de minimitzar aquests desavantatges, podent potenciar la presència d'estructures resultants de la gestió (branques al terra o pilons de branques). Aquestes estructures influeixen en l'ús de l'hàbitat per part de la fauna, a més de mantenir certa connectivitat entre l'àrea no cremada i la cremada circumdant. Afavorir la connectivitat de l'ecosistema i augmentar la complexitat estructural del hàbitat repercuteix en processos com la regeneració vegetal, la dispersió de llavors i afavoreix la recolonització d'aquestes àrees cremades. Així doncs, els resultats recollits en aquesta tesi creiem que són rellevants, complementen la informació existent i aporten informació útil a l'hora de millorar la gestió postincendi.





**Figura 23**

Evident pèrdua de la complexitat estructural de les (A) pinedes mediterrànies després de dues pertorbacions seguides en el temps, (B) el foc i (C) la tala del bosc.

**Font:** Roger Puig-Gironès

## RESPOSTA A PERTORBACIONS EN EL CONTEXT DE CANVI GLOBAL

En molts ecosistemes els esdeveniments climàtics extrems i els canvis recents en l'ús del sòl s'han traduït en incendis més freqüents i intensos, sequera, degradació del sòl i pèrdua de la productivitat, entre altres impactes (Conacher 1998; Keeley et al. 2011). Alhora, la combinació de canvis en l'ús del sòl, las condicions hidroclimàtiques i els incendis forestals impulsen canvis en el recobriment vegetal dels ecosistemes mediterranis i, per tant, exerceixen una gran influència en les respostes hidrològiques d'aquests ecosistemes. Els incendis, en concret, influeixen en la regeneració del sotabosc i, per tant, en l'evapotranspiració dels ecosistemes (Macfarlane et al. 2010). La historia de l'ús del sòl també modula el comportament hidrològic a través de canvis en les propietats del sòl, tals como la repel·lència de l'aigua i la infiltrabilitat (Llovet et al. 2009).

S'espera que el clima a les regions mediterrànies esdevingui més sec i càlid, amb una disminució de la disponibilitat d'aigua per a la vegetació i l'augment de l'evapotranspiració (IPCC 2007). Les condicions ambientals pronosticades, afavoriran l'extensió i freqüència dels incendis forestals (Pausas et al. 2008; Krawchuk et al. 2009; Amatulli et al. 2013; Flannigan et al. 2013). La modificació en la recurrència del foc afecta la resiliència de les comunitats vegetals mediterrànies (Díaz-Delgado et al. 2002; Mouillot et al. 2003) alterant així, les comunitats d'animals que en depenen. Els grans incendis forestals (GIF), cada vegada seran més presents, associats a condicions climàtiques caracteritzades per les altes temperatures, menor règims de pluges i l'augment de las fonts d'ignició associades als humans i a l'acumulació de biomassa en els ecosistemes (Piñol et al. 1998; Pausas & Fernández-Muñoz 2012). Sabent que la biodiversitat dels ecosistemes mediterranis és particularment vulnerable als efectes del canvi climàtic, canvis en l'ús del sòl, canvis al regim d'incendis i la combinació d'aquests (Forister et al. 2010; De Cáceres et al. 2013; Mantyka-Pringle et al. 2014), entendre i preveure com les espècies responen a la combinació de foc, clima i hàbitat serà clau en la preservació de la biodiversitat en ecosistemes propensos a cremar-se (Brotons et al. 2012; De Cáceres et al. 2013; Kelly et al. 2015).

La resposta de la fauna a les pertorbacions ecològiques depèn de la severitat d'aquestes, podent derivar en canvis a nivell poblacional, de comunitat o d'ecosistema (Karr & Freemark 1985). Tot i això, existeixen altres factors que poden condicionar la resposta de la fauna, tals com la gestió postincendi, l'aridesa de l'àrea cremada, la distància a refugis i la disponibilitat d'aliments, entre d'altres. Aquests, afegeixen complexitat als processos de decisió sobre la gestió a aplicar en aquestes àrees cremades, especialment en un context d'augment de les temperatures i d'episodis

de grans perturbacions. La manca d'evidències científiques sobre la relació dels gradients climàtics amb el recobriment de la vegetació (Ackerly 2004; Lloret et al. 2005; Arnan et al. 2007) i la distribució de la fauna (Arnan et al. 2006; Sitters et al. 2014) després d'incendis forestals o cremes controlades, denota la necessitat de generar coneixement per avançar-nos a les noves circumstàncies. Els resultats presentats en el capítol 1 d'aquesta tesi, demostren que el gradient d'aridesa afecta tant la recuperació de la vegetació com de la fauna després del foc. Comprensiblement, aquest efecte és directe sobre la vegetació, la qual depèn de les condicions ambientals per tal de desenvolupar-se, tanmateix, l'efecte sobre la fauna pot ser tant indirecte com directe.

Així doncs, l'augment previst de l'aridesa en la majoria d'ecosistemes mediterranis pot afectar la dinàmica i composició de les comunitats vegetals (Lloret et al. 2009; Matías et al. 2012). Tanmateix, l'heterogeneïtat dels paisatges mediterranis i la varietat de respostes a diferents escales donen lloc a una varietat de mecanismes d'estabilització que promouen la resiliència de les comunitats (Lloret et al. 2012) i fan difícils les prediccions (Maestre et al. 2005). La variació climàtica també podria afectar la diversitat de les comunitats animals (Botes et al. 2006; Gil-Tena et al. 2009). En aquest sentit, els resultats obtinguts mostren com la recuperació vegetal es veuen alentida en aquelles àrees més àrides, motiu per el qual el recobriment vegetal és menor, especialment en els primers anys després del foc. Tanmateix, les estratègies de regeneració dels vegetals (Pausas et al. 2004a) de la conca mediterrània, germinació i rebrotada, permeten assolir recobriments del 80%, en els estrats més baixos (de 0 a 1 metre), quatre anys després del foc. A més, el predomini de les diferents estratègies vegetals en funció de la regió, no impedeix que la recuperació sigui semblant, tot i que amb decalatges temporals significatius. Per exemple, les àrees humides, on predominen les plantes rebrotadores (Lloret et al. 2005), presenten recobriments superiors al 40% al primer any, mentre que les àrees seques, característiques de plantes germinadores (Lloret et al. 2005), no superen aquest percentatge, al menys, fins el segon any. Aquests factors podrien explicar el decalatge entre les zones recentment cremades (Buhk et al. 2007). Aquest raonament, però, és encertat per a la vegetació més baixa. La vegetació superior a un metre semblaria dependre indirectament de l'aridesa, essent la interacció temps i dèficit hídric la que marca el recobriment d'aquests. És a dir, segons el grau d'aridesa la vegetació mostra patrons temporals diferents. Aquesta relació té sentit biològic, ja que a major humitat hi ha major probabilitat de desenvolupar estructures vegetals altes i frondoses a curt termini, sobretot si l'hàbitat pre-incendi era un bosc dominat per arbusts i arbres rebrotadors (alzines i/o suros). Així doncs, els nostres resultats mostren que el gradient d'aridesa afecta la regeneració

post-foc i l'estructura de la vegetació. En aquesta línia, cal recordar que la capacitat de resiliència de les comunitats de plantes està determinada pels mecanismes de regeneració de l'espècie (Keeley 1986), de gradients ambientals i per les característiques del foc (Pausas et al. 2004a).

Així doncs, l'aigua, com a factor limitant en la successió vegetal i l'estructura vegetal pot influir en la distribució dels animals després d'un incendi (Zavala et al. 2000). La recuperació diferencial entre zones àrides i humides, beneficiarà de forma desigual les espècies en funció dels seus requeriments específics de l'estructura i recobriment del hàbitat. En aquest sentit, Sitters i col·laboradors (2014), a Austràlia, mostraren una relació positiva entre el recanvi d'espècies d'aus i la diversitat d'edats de les zones cremades de les zones amb menor precipitació, suggerint que les espècies que exploten la vegetació primerenca són característiques de les regions més seques, per exemple, les espècies d'hàbitats oberts. Per altra banda, Arnan i col·laboradors (2006) van observar que les comunitats de formigues de zones àrides es recuperaven ràpidament després del foc gràcies a tenir un major nombre d'espècies característiques d'hàbitats oberts, que s'adapten ràpidament a l'hàbitat generat pel foc. En la nostra exploració, les tendències observades segueixen les exposades anteriorment. La riquesa d'espècies d'aus es veu negativament afectada els primers anys després de l'incendi forestal i especialment amb l'efecte directe i indirecte (a través de la vegetació) de l'aridesa, tot i l'augment amb el pas del temps.

En el cas concret de les espècies d'ocells de matollar aquí estudiades, la bosqueta vulgar prefereix les zones més humides amb matolls d'esbarzers i matolls frondosos, i que la tallareta cuallarga prefereix llocs més humits amb matollars baixos i densos (ICO 2011), ambdues espècies van mostrar una relació directa amb el gradient d'aridesa. Alhora, el tallarol de garriga i la bosqueta vulgar necessiten menys temps per assolir abundàncies superiors en aquelles àrees més humides, respecte les més àrides. Per altre banda, el tallarol capnegre no es veuen afectats directament per l'aridesa, probablement degut al fet que és presents en bona part del territori català amb independència de les diferències geogràfiques en les precipitacions (Estrada et al. 2004). Malgrat les diferències en l'efecte del dèficit hídric en la presència postincendi dels tallarols, les quatre espècies es veuen influïdes pel gradient d'aridesa a través dels diferents estrats de vegetació.

Tot i que en el present treball no s'ha comprovat específicament, és probable que els rosegadors mantinguin una relació, si més no, indirecta amb el dèficit hídric després d'un incendi forestal. Després d'un incendi els rosegadors depenen estretament d'una l'estructura vegetal adequada



(Fox 1982; Arrizabalaga & Llimona 1996; Haim & Izhaki 2000; Williams et al. 2002; Doherty et al. 2015), en funció dels requeriments de cada una de les espècies (Capítol 2 i 3), i com s'ha comentat anteriorment, aquesta vegetació depèn estretament del gradient de dèficit hídric. En anys de major precipitació s'han documentat augments significatius en el recobriment herbaci, major densitat de llavors (Meserve et al. 2001) i major nombre d'insectes (Fuentes & Campusano 1985). Aquests tres elements produeixen un augment significatiu en la disponibilitat d'aliments per a petits mamífers granívors, folívors i insectívors (Lima et al. 2001). Per aquesta raó, alguns autors vinculen la presència i abundància dels rosegadors a la pluviometria. Per exemple, s'ha vist que en la Conca Mediterrània, tant la competència interespecífica com la precipitació són factors que condicionen la dinàmica de poblacions del ratolí de bosc (Lima & Jaksic 1999; Torre 2004), a diferència del que passa al Nord d'Europa, on la densitat de l'espècie sembla ser el principal mecanisme de regulació de les poblacions (Montgomery & Dowie 1993; Fernández et al. 1996; Torre 2004). Així doncs, el clima mediterrani, amb les seves variacions estacionals i interanuals (Blondel & Aronson 1999), expliquen la dinàmica de la població del ratolí de bosc (Torre 2004). Per tant, no és descabellat pensar que l'aridesa també afecta, de forma indirecta, la recuperació postincendi dels rosegadors. En aquest sentit, la presència d'àrees no cremades minimitzaria tant l'efecte del foc com de l'aridesa, ja que aquestes actuen com a illes per a les espècies (Watson et al. 2012a), contribueixen a l'heterogeneïtat del paisatge, el qual permet la coexistència d'espècies de requeriments d'hàbitat distints (Rost et al. 2010), afavoreix la recolonització de l'hàbitat cremat i la dispersió de llavors al proporcionar un refugi estructurat (Castro et al. 2012; Jones 2012; Leverkus et al. 2015).

Per tant, donat que els estudis recents suggereixen que els règims d'incendis inadequats poden perjudiquen les comunitats de plantes (Rodrigo et al. 2004), produeixen pèrdues significatives de sòl (de Luís et al. 2005) i, alhora, que l'augment de temperatures ha incrementat el dèficit hídric, especialment en regions de clima mediterrani (Piñol et al. 1998). Estudis com el dut a terme en el Capítol 1 tenen molt de sentit, especialment si pensem en una gestió postincendi adequada. Conèixer com l'aridesa afecta els processos posteriors als incendis, ajudarà a gestionar de manera eficient les àrees cremades per tal d'atenuar l'impacte de l'aridesa sobre la presència d'espècies, que alhora poden facilitar la regeneració vegetal (per exemple, a través de la dispersió de llavors). Per tant, seria interessant incrementar el nombre d'estudis que relacionin l'increment de l'aridesa amb la regeneració dels ecosistemes cremats. Aquests estudis permetrien adequar els plans de gestió dels entorns cremats tot facilitant l'increment de la biodiversitat i la recuperació de les àrees cremades.

## ELS PROCESSOS DE RECOLONITZACIÓ POSTINCENDI

Tot i la gran quantitat i qualitat de la investigació sobre vertebrats en àrees cremades mediterrànies, encara existeixen llacunes sobre els mecanismes que afecten la dinàmica de les poblacions en l'interval de temps immediatament posterior a la pertorbació. Curiosament, són els primers mesos després del foc els que comporten els canvis més dràstics en l'abundància, presència i activitat de les espècies, els que han estat menys estudiats (Prodon & Pons 1992).

### Ser-hi o arribar-hi

Després del foc, les espècies animals amb bona capacitat de desplaçament, com les aus, poden fugir de les flames. Altres, com els rosegadors es protegeixen del foc en caus i pedres (Newsome & Catling 1983; Bess et al. 2002). Passat el foc, s'han documentat en aus casos de filopàtria (tendència d'un organisme a romandre en un mateix territori o retornar-hi habitualment per a reproduir-se o nidificar (Shields 1982; Anderson et al. 1992). Aquesta filopàtria els porta a mantenir-se en l'àrea cremada fins i tot en les etapes més difícils després de l'incendi (Pons & Prodon 1996; Thibault & Prodon 2006). Tanmateix, les comunitats d'ocells sofreixen recanvi d'espècies al llarg de la successió (Jacquet & Prodon 2009). Així, primerament trobem aus de zones obertes-agrícoles (Herrando et al. 2002), moltes de les quals en declivi a Europa (Zozaya et al. 2010), seguidament, les aus de matollar aprofiten l'altura dels rebrots per nidificar i alimentar-se (Pons & Prodon 1996) i, finalment, les aus forestals tornen a l'àrea cremada, malgrat que algunes d'aquestes espècies han aprofitat els arbres cremat dempeus durant els primers anys postincendi (Jacquet & Prodon 2009).

Pel que fa als rosegadors, la manca d'estudis no ha permès resoldre el paper de la filopatria i de la colonització en el període immediatament posterior al foc. Els rosegadors, són animals molt prolífics i, per tant, pocs mesos després del foc poden haver generat més d'una ventrada (Gosàlbez 1987). Tanmateix, alguns estudis han documentat una disminució de les poblacions de rosegadors en els primers mesos (Arrizabalaga et al. 1993; Fons et al. 1993), degut a la mortalitat directa, a la mortalitat associada a les primeres setmanes després del foc, o bé a la dispersió d'alguns individus cap a àrees veïnes, però no es coneix amb exactitud. Degut a la manca d'evidències, existeixen dues línies més o menys oposades sobre la procedència dels rosegadors en un àrea cremada. Per una banda, hi ha autors que atribueixen la presència de rosegadors immediatament després del foc, a la supervivència *in situ* (Figura 24) que, alhora, són els

responsables de la reocupació de l'espai (Schwilk & Keeley 1998; Banks et al. 2011), mentre que d'altres ho atribueixen a la recolonització provinent d'àrees no cremades circumdants o des d'illes de vegetació no cremada dins de l'àrea pertorbada (Christensen 1980; Fons et al. 1993; do Rosário & Mathias 2007; Borchert & Borchert 2013).

El foc, genera heterogeneïtat en el temps i l'espai i, per tant, se'l pot considerar un generador de biodiversitat (Parr & Andersen 2006). Per tal d'esbrinar si l'heterogeneïtat derivada de l'incendi condiona la reocupació de l'àrea cremada, es va testar (en el capítol 2 del present document) l'efecte del perímetre no cremat i l'efecte dels refugis interns (pedres, punts d'aigua, camps de conreu, illes no cremades, etc.). Els resultats obtinguts evidencien el pes que tenen els individus dispersats provinents del perímetre no cremat amb majors densitats de vegetació i, per tant, de major riquesa i complexitat estructural dels hàbitats (Kollmann & Buschor 2003) o parcialment cremats com de les estacions situades al perímetre. Tot i que els resultats obtinguts recolzen la importància de la immigració des d'àrees no cremades per a la recolonització de l'espai cremat,



**Figura 24**

Ratoli de bosc supervivent de l'incendi de la Jonquera capturat una setmana després de l'incendi al bell mig de l'àrea cremada

**Font:** Roger Puig-Gironès

desvetllen una segona lectura de la situació. El fet de mostrejar immediatament després del foc ha permès observar que els rosegadors són presents en l'àrea cremada des del primer moment, gràcies als supervivents *in situ*. Tanmateix, aquesta presència és residual i tendeix a disminuir al llarg dels primers sis mesos. Per tant, no es pot afirmar taxativament que la presència de rosegadors després del foc sigui exclusivament gràcies a l'entrada de colonitzadors, sinó que sembla el resultat de la combinació asimètrica d'ambdós orígens.

Seguint aquesta línia, podem pensar que els supervivents o bé moren, per falta de recursos, o bé fugen cap a àrees no cremades pròximes. Possiblement, l'acumulació d'individus en el perímetre no cremat (una franja estreta de territori) genera una competència pel recurs important. Aquesta competència, podria ser el detonant de la posterior entrada d'individus en l'àrea cremada, especialment quan comença la regeneració vegetal (Borchert & Borchert 2013) i els recursos (aliment i refugi), ja no són un factor limitant. L'àrea cremada, amb una densitat de població molt baixa, tot i ser més perillosa pel baix recobriment vegetal, proporciona cert aliment i refugi pels individus dispersats que hi entren.

El ratolí de bosc, en particular, té una gran capacitat d'adaptació a les noves condicions de l'hàbitat forestal postincendi. Aquestes condicions temporals de la successió vegetal també afavoreixen l'aparició del ratolí mediterrani, característica d'hàbitats oberts de caire agrícola (Sainz-Elize et al. 2012). Els nostres resultats mostren que l'abundància de ratolí de bosc es concentra en les proximitats del perímetre no cremat. En canvi, el ratolí mediterrani augmenta la seva abundància dins l'àrea cremada, lluny del perímetre. Aquesta diferenciació rau en el fet que el ratolí de bosc prefereix recobriments forestals o de matollar més o menys dens, el qual troba a prop de perímetre. Per contra, el ratolí mediterrani cerca hàbitats més oberts situats dins la zona cremada. Tot i això, el ratolí de bosc, és present en l'àrea cremada des del primer moment després del foc, mentre que el ratolí mediterrani hi apareix posteriorment. Aquest fet rau en que el primer és resident d'aquests boscos que s'han cremat i per filopàtria s'hi manté, en certa mesura, mentre que el ratolí mediterrani, hi arriba provinent de camps i marges propers gràcies al fet que l'hàbitat cremat compleix els seus requeriments. Aquest patró de reocupació de l'espai des del perímetre no cremat dels rosegadors, probablement sigui comú en diferents grups animals. En aquest sentit, s'ha suggerit que alguns ocells, capaços de desplaçar-se amb rapidesa i a llarga distància, emigren cap a indrets no cremats circumdants, tot marxant dels hàbitats cremats, mantenint-se prop del perímetre de l'incendi (Pons et al. 2013).

Conèixer aquests processos immediatament després del foc és necessari per tal de planificar possibles activitats que redueixen la connectivitat del hàbitat, com la tala del bosc cremat. Hem de pensar que grups animals, com els rosegadors, són clau per l'ecosistema. Per una banda, són presa per multitud de depredadors (Long & Smith 2000) i, per altre banda, són grans dispersors i depredadors de llavors (Briggs et al. 2009), condicionant la regeneració vegetal. Els incendis forestals creen condicions molt favorables per al reclutament de plàntules (Zwolak et al. 2010) que pot veure's afavorit pels dispersadors precoços (ocells, rosegadors i formigues) sempre i quan la connectivitat de l'hàbitat estigui garantida. Paral·lelament, la presència tant de petits mamífers com d'altres preses (cargols (Santos et al. 2009), cigales (Pons 2015), insectes (Swengel 2001), papallones (Serrat et al. 2015)) és important per la presència d'altres animals que se n'alimenten i que augmenten la biodiversitat de l'àrea cremada a curt termini.

### **El condicionant de l'hàbitat**

Els resultats obtinguts mostren que el temps transcorregut des de l'incendi s'ha d'interpretar com a un reflex directa de la interacció de la fauna amb l'hàbitat en successió que els acull (Figura 25). És a dir, com a factor de velocitat de recuperació vegetal i de probabilitat d'aparició de la fauna al nou hàbitat. Aquest estret lligam entre la fauna i l'estructura del hàbitat que l'acull, determina la composició d'espècies al llarg de la successió postincendi. D'aquesta manera, les espècies que s'estableixen inicialment en les àrees cremades poden ser comunes o dominants de l'àrea abans de l'incendi (Arrizabalaga et al. 1993), d'hàbits generalistes (Fons et al. 1993; Torre et al. 2002) o espècies d'hàbitats oberts amb escassa vegetació (Herrando et al. 2003; Pons & Bas 2005; Arnan et al. 2006; Clavero et al. 2011; Rollan & Real 2011; Rost 2011; Zozaya et al. 2012). Per exemple, en les àrees mediterrànies cremades, les poblacions de petits mamífers, que es recuperen ràpidament, estan altament vinculades amb les modificacions estructurals que experimenta la vegetació (Prodon et al. 1987; Haim & Izhaki 2000).

L'abundància de rosegadors és major en ambients on el recobriment vegetal proporciona un menor risc de depredació respecte els espais oberts (Díaz et al. 2005; Perea et al. 2011a). En aquest sentit, la presència de vegetació adient també permet una major activitat de farratge vers els indrets de recobriment reduïda o nul·la. Tanmateix, en indrets de menor recobriment vegetal els rosegadors hi són presents i, probablement, apliquen el principi de cost-benefici, donat que existeix un major risc de depredació, però les condicions de menor competència intraespecífica





**Figura 25**

Celeritat en la recuperació vegetal transcorreguts (A) tres mesos a Rasquera i (B) dos anys a la Jonquera després del foc.

**Font:** Roger Puig-Gironès

els pot afavorir, motiu pel qual assumirien més risc. En la mateixa línia, la presència de tallarols mediterranis, molt lligades a aquest estrat arbustiu, són presents en aquells hàbitats, l'estructura de les quals, els hi és favorable (Jacquet & Prodon 2009; Rost 2011), per tant, després del foc estan condicionats per la recuperació del recobriment arbustiu, que al seu torn està influenciada pel grau d'aridesa. Així en aquells indrets més secs, la vegetació veu retardat el seu creixement, retardant així la presència de l'avifauna associada (Figura 25). Per tant, el restabliment de les espècies animals es pot considerar més dependent dels canvis successius de la vegetació que del temps transcorregut, encara que tots dos factors influeixen (Monamy & Fox 2010).



## INTERACCIONS PLANTA-ANIMAL

Les interaccions planta-animal poden ser afectats pel canvi climàtic i alhora poden generar mecanismes de resiliència davant d'aquest. La dispersió dirigida, és a dir, els moviments no aleatoris de llavors a indrets adequats per a l'establiment de plantes (Wenny & Levey 1998), pot facilitar la dispersió als arbres de llavor gran. Alguns treballs han demostrat que la dispersió de llavors per part d'animals podria determinar les tendències poblacionals (Montoya et al. 2008), el reclutament (Pulido & Díaz 2005), la distribució regional (Purves et al. 2007), l'estructura de la comunitat (Pausas et al. 2006; Svenning & Skov 2007; Zamora et al. 2010), l'estructura genètica i el flux de gens (Jordano et al. 2007) dels arbres dels boscos mediterranis en front del canvi global. Per aquesta raó és important conèixer els dispersants de llavors i les seves tendències després d'un incendi forestal, ja que aquests contribuiran a la recuperació del bosc d'una manera més eficaç i eficient. Alhora, conèixer les relacions que aquests dispersants amb l'entorn postincendi, ajudarà a comprendre com facilitar aquesta dispersió i, per tant, a la millora del bosc en successió.

### **Els rosegadors com a depredadors i dispersors de llavors.**

La dispersió d'agllans, tant en àrees cremades com no cremades, és un procés important per el reclutament de noves plàntules. Els rosegadors són els màxims depredadors d'agllans de la zona mediterrània (Alcantara et al. 2000; Gómez et al. 2003). Tot i que consumeixen gran quantitat d'agllans (Figura 26), també en dispersen a distàncies d'entre pocs metres fins a 135 m (Perea et al. 2011b). Històricament, la seva eficiència dispersora s'ha considerat baixa donat que consumeixen una gran part i la resta són enterrades en indrets poc adients per la seva germinació (Gómez et al. 2008). Tot i això, la seva eficiència real no ha estat contrastada, ja que l'elevada densitat de ratolins dels ecosistemes mediterranis pot contrarestar la baixa eficàcia en la dispersió, esdevenint així un dispersor adient d'agllans (Pons 2009). Cal tenir en compte que la dispersió per part de rosegadors varia en funció del recobriment vegetal (Díaz 1992; Kollmann 1995; Pons 2009), la densitat dels mateixos, la disponibilitat d'aliments (Ostfeld et al. 1997), el risc de predació en funció del temps de cerca i triatge (Alcantara et al. 2000; Torre & Díaz 2004; Díaz et al. 2005), la disponibilitat dels llocs segurs per a soterrar-les i la qualitat nutritiva de l'agllà (Pons 2009).



## Interacció llavor-rosegador després del foc

L'efecte del foc en les interaccions planta-animal i els posteriors canvis temporals i espacials han estat, moltes vegades, passats per alt (Dafni et al. 2012). Els dispersors i/o depredadors de llavors depenen de les plantes com a font important d'aliment (llavors i fruits carnosos) i, al seu torn, afecten la fecunditat i la dispersió vegetal (Jordano 1987). Per tant, és important explorar les seves respostes al foc, ja que els canvis resultants de l'incendi en les comunitats de dispersors i/o depredadors de llavors, poden afectar la reproducció individual dels vegetals i, en conseqüència, la composició de la comunitat vegetal (Dafni et al. 2012).

Els rosegadors són els principals depredadors de llavors en hàbitats Mediterranis cremats (Ordóñez & Retana 2004; Broncano et al. 2008; Puerta-Piñero et al. 2010). Tanmateix, la depredació post-dispersiva de llavors per part de rosegadors es considera baixa a curt termini, partint de la base que l'abundància i riquesa dels mateixos serà baixa al llarg del primer any (Arrizabalaga & Llimona 1996). Alhora, en els hàbitats cremats, els canvis en el recobriment vegetal (Fedriani & Manzaneda 2005; Hulme & Kollmann 2005; Pons & Pausas 2007) i els



**Figura 26**

Aglà de *Quercus suber* parcialment consumida per un rosegador sobre el dispositiu d'oferiment de llavors usat en els mostrejos.

recursos alimentaris modulen les poblacions residents, afavorint les espècies generalistes i d'àrees obertes (Lukyanova & Lukyanov 2004; Kelly et al. 2010), com el ratolí de bosc i el ratolí mediterrani. Així doncs, en àrees recentment cremades i amb una reduïda variabilitat estructural de plantes herbàcies i arbusts petits, les poblacions de rosegadors concentren la cerca d'aliment en microhàbitats on el risc de depredació és menor (Torre & Díaz 2004). Per aquest motiu, la major activitat del ratolí de bosc, el màxim dispersador i consumidor de llavors (Arrizabalaga et al. 1993; Fons et al. 1993; Torre et al. 2002; Pons 2009), sol centrar-se en indrets amb cert recobriment i pròxims als refugis (Fedriani & Manzaneda 2005; Perea et al. 2011b; Rosalino et al. 2011). Aquesta espècie, a més, ha adaptat la seva dinàmica poblacional a la dinàmica de disponibilitat d'aliment de l'ecosistema mediterrani – tardor i hivern (Fons & Saint Girons 1993) – i al regim de precipitació (Torre et al. 2002).

La remoció de llavors observada dins l'àrea cremada denota la presència i activitat de granívors, així com una major activitat en les rodalies del perímetre de l'incendi. Això suggereix la utilització simultània de l'hàbitat cremat i no cremat, l'arribada inicial des de l'exterior de l'àrea cremada i/o un major recobriment vegetal degut a una menor severitat del foc a proximitat del perímetre. La sobre-població de l'àrea adjacent al perímetre facilita a la recolonització per dispersió cap a l'àrea cremada restablint d'aquesta manera les poblacions durant els primers mesos després del foc, és a dir, a molt curt termini. Aquests resultats coincideixen amb els de Broncano i col·laboradors (2008), que varen observar una major remoció de llavors de pi blanc en hàbitats cremats pròxims al marge no cremat. Aquest fet es va atribuir a la seguretat que proporciona el recobriment vegetal major de l'àrea no cremada (Broncano et al. 2008). La posterior diversificació del paisatge i l'increment de la vegetació, després de l'incendi, afavoreixen la connectivitat de l'hàbitat (Alain et al. 2006). D'aquesta manera, els rosegadors es dispersen cap a àrees cremades des de cultius circumdants o boscos en funció de la disponibilitat de recurs. Alhora, en estadis primerencs de la successió postincendi s'ha comptabilitzat una elevada disponibilitat de llavors (Ne'eman et al. 1993; Broncano 1999), condició que incentivaria aquesta colonització i l'establiment dels rosegadors provinents de les àrees limítrofes. Els individus que viuen en ambients pobres en recursos poden ser més propensos a realitzar comportaments alimentaris arriscats (Olsson et al. 2002), a més d'efectuar moviments més llargs en hàbitats oberts (Perea et al. 2011b). A mig termini, la remoció d'agllans es dona l'estrat baix de vegetació és dens, gràcies a la protecció que aquesta ofereix als rosegadors.

Donat que l'hàbitat es regenera ràpidament i els rosegadors incrementen la seva abundància amb poc temps després del foc, les taxes de remoció immediatament després del foc podrien haver estat subestimades fins al moment (Pearson 1999; Zwolak 2009). Els rosegadors exerceixen un control de les poblacions vegetals a través de l'intens consum de llavors (Gómez et al. 2008; Pearson & Callaway 2008; Bricker et al. 2010), fet que pot intervenir en el procés de successió forestal després d'un incendi (Zwolak et al. 2010). D'aquesta manera, la regeneració a curta distància conduïda pels rosegadors reompliria de plançons les àrees cremades, afavorint la regeneració vegetal, donat que espècies com el gaig, dispersador d'agllans a llargues distàncies, no sol usar àrees obertes, com les cremades, per enterrar el agllans que dispersa (Pons 2009).

## LA GESTIÓ FORESTAL POSTINCENDI I LA FAUNA

### El context actual

Tot i que els organismes s'adapten bé als règims de perturbació en els quals han evolucionat, poden ser potencialment susceptibles a noves perturbacions (o a la combinació de vàries d'elles) (Lindenmayer & McCarthy 2002). En aquest sentit, la tala dels boscos cremats interfereix en la recuperació natural de l'ecosistema (Lindenmayer & Ough 2006); Figura 27), mitjançant la compactació del sòl (Greenberg et al. 1995; Guariguata & Dupuy 1997), canvis en l'estructura vegetal (McIver & Ottmar 2007; Puerta-Piñero et al. 2010; Castro et al. 2011), modificant les condicions físiques dels microhàbitats (Peterson & Leach 2008), reducció de la riquesa i diversitat vegetals (Franklin et al. 2000; Purdon et al. 2004; Bradbury 2006), alterant la composició i abundància de les espècies i reduint el recobriment d'arbres i arbustos (Macdonald 2007; Marzano et al. 2013; Leverkus et al. 2014). D'aquesta manera, la incidència sobre les poblacions animals que participen en la dinàmica de regeneració d'ambients cremats a través de la pol·linització, la dispersió i depredació de llavors, entre d'altres (Rost et al. 2009; Castro et al. 2012), es veu notablement afectada. En conclusió, la tala retarda la regeneració natural de l'ecosistema (Franklin et al. 2000; Leverkus et al. 2014).

Conseqüentment, la tala afecta aquella la fauna dependent d'hàbitats estructuralment complexos. La gestió de les restes no aprofitables comercialment (*coarse woody debris*) pot esdevenir important per a la fauna que requereix major complexitat d'hàbitat. Deixar les branques *in situ*, ja sigui escampades o en petits pilons, afavoreix la presència d'ocells (Herrando et al. 2009; Rost 2011; Castro et al. 2012), conills (Rollan & Real 2011), micromamífers (Haim & Izhaki 1994; Tiedemann et al. 2000; Sullivan et al. 2001; Manning & Edge 2008) i rèptils (Santos & Poquet 2010). En aquest sentit, els canvis en la presència i abundància de determinades espècies pot afectar els processos com la dispersió i depredació de llavors. En el cas dels ocells, l'eliminació d'arbres aïllats podria tenir un efecte negatiu per a la dispersió de llavors (Hutto 2006; Lindenmayer & Noss 2006; Herrando et al. 2009; Castro et al. 2010; Bros et al. 2011; Mateos et al. 2011; Rost 2011; Castro et al. 2012). Alhora, la disminució dels refugis i aliment degut a la tala, pot afectar l'abundància de rosegadors i, en conseqüència, als seus patrons d'activitat (Torre et al. 2007). Malgrat tot, l'acumulació de branques o restes de fusta producte de la tala incideix positivament en la presència de rosegadors (Converse et al. 2006; Leverkus et al. 2013; Leverkus et al. 2015) probablement relacionat amb un menor risc de depredació (Torre et al. 2002). Aquests "microhàbitats artificials" generen majors recobriments del sòl i podrien incidir en la dinàmica de la remoció de llavors en ambientes mediterranis per part de rosegadors.





**Figura 27**

Evidències del retrocés en la regeneració vegetal degut a la tala del bosc un any després de l'incendi. Si bé ambdós àrees presenten menor vegetació, el mètode de tala amb maquinària passada (A) perjudica més la recuperació que la tala manual (B) degut als seus efectes sobre el sòl; Ger, 2014.

**Font:** Roger Puig-Gironès.

## Efectes de l'extracció de la biomassa forestal

Tot i que diversos estudis apunten que la tala i la remoció dels arbres cremats dificulta la regeneració vegetal (McIver & Starr 2000; Beschta et al. 2004), d'altres donen suport a la idea que la supervivència de les plàntules és major allà on hi ha restes llenyoses. Aquests autors apunten a una millora de les condicions microclimàtiques gràcies a aquestes estructures de fusta morta (Castro et al. 2011). Els resultats aquí obtinguts corroboren que allà on les restes no aprofitables comercialment es deixen, presenten majors recobriments vegetals.

Alhora, els resultats obtinguts demostren que ni la tala ni la presència de restes de plantes, tant disperses com apilades, no són un factor determinant per a la presència d'ocells de matollar, a excepció de tallarol capnegre, el qual es veu beneficiat per aquestes estructures artificials, com altres estudis havien corroborat (Rost et al. 2010). La presència d'un recobriment regenerat significatiu en el primer any després de l'incendi, pot reduir l'efecte beneficiós de les restes de tala sobre aquelles espècies d'hàbitats més o menys oberts o de matollar. No obstant això, altres autors apunten que les piles de fusta cremada són important pels tallarols, per exemple el tallarol capnegre, en els primers anys després del foc, on hi defequen llavors consumides afavorint, per tant, la regeneració vegetal (Rost et al. 2010).

Per la seva banda, els rosegadors necessiten hàbitats amb elevat recobriment com a estratègia anti-depredació (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1990; Longland & Price 1991; Torre & Díaz 2004; Díaz et al. 2005). Per tant, la tala dels arbres morts podria modificar l'abundància i el comportament de la comunitat de rosegadors alterant l'estructura de l'hàbitat. Tanmateix, l'increment de restes de fusta al terra després de la tala, conseqüència habitual de les pràctiques de gestió en àrees cremades (Puerta-Piñero et al. 2010), pot minimitzar l'efecte de les pràctiques de gestió, ja que generen condicions de recobriment, humitat, i temperatura beneficioses per a vertebrats (Haim & Izhaki 1994), invertebrats (Bros et al. 2011) i plàntules (Castro et al. 2011), a més de proporcionar refugi. Alhora, aquestes restes de fusta augmenten la complexitat estructural de l'hàbitat i, en conseqüència, podrien influir en els patrons d'activitat dels rosegadors (Leverkus et al. 2012). Tanmateix, els resultats obtinguts mostren que la tala del bosc retarda la colonització dels rosegadors, els quals no entren a l'àrea cremada i talada fins que l'àrea té suficients recursos d'aliment i refugi.

Cada espècie de rosegador té les seves preferències d'estructura de l'hàbitat i, per tant, cada una s'ajusta de forma diferent a l'hàbitat resultant del foc i la tala. Els nostres resultats mostren que l'abundància del ratolí de bosc disminueix en aquelles zones on s'ha extret tota la biomassa. Per contra, la seva abundància és major allà on s'han deixat restes de fusta, ja sigui al terra o en piles de branques. Podem pensar que aquestes estructures artificials li proporcionen el refugi necessari per desenvolupar la seva activitat. Contràriament, el ratolí mediterrani, característic d'àrees obertes, es veu beneficiat per la tala del bosc cremat. Aquesta espècie, defuig de les illes no cremades – amb estructures forestals consolidades – i d'estructures que promoguin una ràpida regeneració vegetal, com els punts d'aigua. D'altra banda, la presència del talpó dels prats està condicionat per un substrat tou (Cotilla & Palomo 2007), una vegetació baixa i per la presència de piles de fusta, les quals usa com a refugi. Tanmateix, hi ha altres factors de distribució que limiten la seva presència, ja que aquesta només va ser capturada en una àrea d'estudi.

Les diferents preferències d'hàbitat dels ratolins de bosc i dels ratolins de camp després dels incendis afavoreixen la remoció de llavors en els ecosistemes mediterranis cremats. La remoció en àrees talades es dona més tard que en aquelles no talades i amb major freqüència en indrets pròxims a refugis interns. En aquest sentit, en les àrees amb piles de branques la remoció respecte el bosc no cremat ni gestionat és major. Per tant, la gestió d'una fracció de la fusta és un paràmetre clau per a la dispersió de llavors en boscos cremats i talats.

En el cas dels rosegadors, encara manca coneixement sobre la capacitat de dispersió en les zones cremades, per tal d'entendre la taxa de colonització, així com la importància i la necessitat de preservar els refugis interns i el paper dels pegats no cremats. No obstant, els resultats aquí presentats mostren la importància del manteniment de la connectivitat entre les zones cremades i les àrees adjacents sense cremar. D'aquesta manera, els colonitzadors poden entrar a l'àrea cremada des del perímetre no cremat. Per aquesta raó, és important protegir i conservar els llegats biològics o estructures internes que, a més d'augmentar la biodiversitat, faciliten la recuperació d'aquestes zones.

## UNA MIRADA AL FUTUR: GESTIÓ DE LES ÀREES CREMADES

Els resultats aquí presentats tenen rellevància pràctica gràcies a l'aportació d'informació que pot ser útil en la presa de decisions de cares a la futura gestió dels boscos mediterranis cremats. L'ús de diferents hàbitats, situacions geogràfiques, espècies i graus de dèficit hídric permet extreure algunes noves conclusions. Aquesta tesi afegeix evidències sobre el fet que una gestió forestal postincendi adequada ajuda a preservar la biodiversitat, sempre i quan, respecti els llegats biològics, generi estructures complexes en l'hàbitat simplificat (pilons de branques), doni heterogeneïtat a l'àrea, i mantingui certa connectivitat entre l'àrea cremada i la no cremada. És especialment convenient que en els primers moments després de l'incendi, aquelles espècies pioneres que depenen d'una l'estructura de l'hàbitat concreta – com els tallarols de matollar i rosegadors – puguin exercir el seu paper de dispersants de llavors. Amb aquesta premissa, s'intenten formular, tot seguit, una sèrie de suggeriments i propostes de gestió postincendi per tal d'incrementar la biodiversitat en boscos cremats de clima mediterrani.

### Suggeriments de gestió forestal postincendi

Si l'estructura vegetal viva o morta i el recobriment de branques (disperses o apilades), producte de la gestió postincendi, afavoreixen l'activitat de la fauna dispersant de llavors, seria assenyat pensar que una gestió d'intensitat intermèdia exerciria una menor alteració de l'hàbitat. En conseqüència, si els plans de gestió postincendi contemplant l'afavoriment dels gremis de depredadors i/o dispersants de llavors, es podria afavorir la regeneració de certes espècies vegetals en les àrees pertorbades. El replantejament de la gestió postincendi per a l'extracció de fusta, hauria de promoure una gestió forestal de menor impacte. En aquest sentit, l'apilament de la fusta atrauria aus dispersores i concentraria l'activitat depredadora de llavors dels rosegadors, beneficiant així la recuperació vegetal (Figura 28).

Per tal d'incrementar la biodiversitat en àrees recentment cremades, s'han de tenir en compte tots els possibles actors, des de les espècies lligades a espais oberts-agrícoles, minvada per la pèrdua d'hàbitat agrícola (Preiss et al. 1997; Sirami et al. 2007), a espècies amb requeriments forestals, les quals es poden veure beneficiades pel manteniment de certes estructures verticals (Castro et al. 2011). Per a les espècies d'hàbitats oberts, la tala postincendi pot esdevenir una gestió de l'hàbitat positiva, tot i estar limitat en els primers anys després del foc. Després, la regeneració progressiva de la vegetació –més o menys ràpida en funció del dèficit hídric – portarà al



tancament del matollar beneficiant a tallarols i altres ocells propis de la brolla (Jacquet & Prodon 2009; Pons & Clavero 2010) així com altres grups animals.

Les espècies pròpies d'espais oberts i agrícoles, les quals és beneficien de la gestió forestal, necessiten d'estructures verticals com arbres cremats, de manera que la seva desaparició pot resultar perjudicial. Alhora, talar tots els arbres cremats, trenca la connexió existent entre llegats biològics i l'hàbitat circumdant no cremat, perjudicant, per exemple als rosegadors. Per tant, seria interessant deixar arbres de peu, especialment arbres vells amb cavitats on aus i ratpenats poguessin nidificar. Mantenir rodals sense talar, evitaria la desaparició d'espècies amb requeriments forestals. Amb tot, el model de gestió més adequat seria d'intensitat intermèdia o una gestió mixta. Per una banda, es talarien els pins d'una part de la zona cremada i, per altra banda, s'haurien de mantenir alguns rodals per afavorir la presència d'espècies forestals.



**Figura 28**

Els pilons de branques beneficien la presència de moltes espècies animals les quals usen aquestes estructures artificials com a refugi, ajudant així la recuperació del àrea cremada.

**Font:** Roger Puig-Gironès

La construcció de pilons de branques aportaria complexitat estructural al medi talat i afavoriria a ocells frugívors (Rost et al. 2012a), rèptils (Santos & Poquet 2010), micromamífers (Haim & Izhaki 1994), el conill (Rollan & Real 2011), i els seus depredadors (algunes de les quals són espècies amenaçades, com l'àguila perdiguera (*Hieraaetus fasciatus* [Vieillot, 1822])), així com el procés de dispersió de llavors. Per als boscos boreals i temperats de Nord-Amèrica s'ha proposat la construcció de piles o fileres d'almenys 2m d'alçada i 5m d'amplada, amb unes proporcions de 300m<sup>3</sup>/ha (Sullivan et al. 2012). D'aquesta manera es proporcionaria un hàbitat adequat per a la fauna. Els efectes d'aquests pilons sobre la biodiversitat i sobre el manteniment de processos ecològics, són doncs clarament beneficiosos, per tant, és un tractament de gestió postincendi molt recomanable.

S'ha de tenir en compte, però, la necessitat de conservar tant el sòl com la regeneració vegetal, els quals es veuen afectats per les activitats extractives. Si bé alguns autors consideren que l'efecte dels treballs sobre la regeneració vegetal es poc important (Ne'eman et al. 1995) i reverteix en pocs anys (Martínez-Sánchez et al. 1999; Bautista et al. 2004; Raftoyannis & Spanos 2005; Spanos et al. 2005) ; l'erosió és un aspecte molt important. Tot i que alguns autors apunten que l'erosió al mediterrani no és un factor limitant (Ne'eman et al. 1997), se sap que la desprotecció del sòl després d'un incendi pot comportar una pèrdua significativa de sòl, que es pot agreujar per l'aixafament de la vegetació en regeneració pel pas de maquinària pesada usada en els treballs forestals (McIver & Starr 2000; Beschta et al. 2004). Tot i que s'ha comptabilitzat un increment de la pèrdua de sòl, degut als treballs de desembosc, aquesta disminueix a mesura que el recobriment vegetal augmenta (Bautista et al. 2004; Spanos et al. 2005; Fernández et al. 2007). Aquesta erosió és major en aquelles finques on s'extreu tota la biomassa i per l'obertura de pistes de desembosc (Marques & Mora 1998; Bautista et al. 2004).

Per tant, per incrementar la biodiversitat, reduir la pèrdua de sòl i treure'n beneficis comercials, es proposen les següents mesures de gestió postincendi, adequades a la bibliografia existent i als resultats obtinguts en la present tesi:

- Gestionar les àrees cremades en conjunt. Planificar els treballs a realitzar en el conjunt de l'àrea cremada, indiferentment del nombre de parcel·les i propietaris. La planificació conjunta permetria excloure aquells llocs sensibles a la intervenció. També hauria de minimitzar la construcció de pistes de ròssec, a més de respectar els llegats ecològics i

serveis dels ecosistemes proporcionats per rius, murs de pedra, etc. Conseqüentment s'hauria de repartir els beneficis econòmics entre tots els propietaris en funció de l'extensió forestal de cada un (per més informació consultar, (Mauri & Pons 2016).

- La gestió postincendi hauria de considerar gran varietat de tractament silvícoles i de conservació encaminades a satisfer les diferents necessitats, que van des dels beneficis econòmics a les exigències ecològiques (per més informació consultar, (Greene et al. 2006; Rost 2011; Mauri & Pons 2016).
- Tot i que l'erosió del sòl no és un factor crític a l'àrea mediterrània, és un factor a tenir en compte especialment en períodes de precipitacions torrencial, per evitar-la, s'hauria de restringir la circulació de maquinària pesada i construir el mínim de pistes de desembosc possibles, així com deixar rodals d'arbres cremats sense talar a les zones més sensibles a l'erosió (per més informació consultar, (Bautista et al. 2004; Mauri & Pons 2016).
- Preservar el flux d'individus, des de l'hàbitat no cremat de l'exterior i de l'interior de l'àrea cremada. Per aconseguir-ho s'hauria de potenciar la presència de rodals no gestionats pròxims a les àrees no cremades, així com en el centre de l'àrea cremada (per més informació consultar, (Panzer 2003; Banks et al. 2005; Banks et al. 2011; Sullivan et al. 2012; Zaitsev et al. 2014).
- Implementar opcions per mitigar l'impacte ambiental de la tala, tals com deixar la fusta cremada in situ o en piles (en particular branques i restes no rendibles econòmicament). D'aquesta manera s'incrementaria el pool de refugis per a dispersors de llavors i atorgaria complexitat estructural al hàbitat (per més informació consultar, (Castro et al. 2010; Sullivan et al. 2012).
- Preservar sense tallar els boscos de ribera i pròxims a punts d'aigua, ja que aquestes àrees són indispensables per a la flora i la fauna, a més de ser indrets sensibles a l'erosió i gaudir d'arbres amb ports importants (per més informació consultar, (Verkaik et al. 2013; Mauri & Pons 2016).
- Retardar l'inici dels tractaments silvícoles per facilitar que la recuperació vegetal minimitzant així els danys causats pel desembosc, per l'augment de l'estrès hídric (pèrdua d'humitat del sòl) causada per la tala i, alhora, que pugui fixar el sòl de l'erosió. Es pot considerar un mínim d'entre sis mesos i un any després de l'incendi (per més informació consultar, (Izhaki & Ne'eman 2000; Fernández et al. 2008; Ginzburg & Steinberger 2012).

En conclusió, seria interessant incloure aquestes propostes a les directrius i estratègies de gestió postincendi en boscos, especialment en els de titularitat pública i en la concessió de subvencions per a la gestió de finques privades. Conseqüentment, seria bo establir protocols i/o guies de bones pràctiques encarades a la gestió d'àrees cremades, les quals haurien de ser promogudes i aplicades des de l'administració, amb l'assessorament d'experts. Aquests protocols haurien de determinar les actuacions adequades en cada un dels hàbitats susceptibles a cremar per tal d'incrementar o afavorir la biodiversitat i la regeneració natural del bosc. Un exemple d'això el constitueixen les Fitxes de *Bones pràctiques de gestió forestal postincendi*, que l'equip del projecte *Anifog* a la Universitat de Girona ha elaborat. Estan encaminades a una gestió sostenible que afavoreixi la regeneració de l'ecosistema, la biodiversitat i els serveis ecosistèmics. Contenen un sistema de suport a la decisió, els fonaments de les diferents pràctiques silvícoles proposades, els detalls tècnics i la bibliografia utilitzada. Són públiques i accessibles a la web del projecte a: <http://anifog.wix.com/anifog>.

D'altra banda, s'hauria de potenciar la recerca sobre els efectes de la gestió postincendi sobre la fauna, per ampliar el coneixement existent i emplenar els buits d'informació, especialment en els moments inicials postincendi i en la depredació i dispersió de llavors. Finalment, la gestió, s'hauria de basar en les evidències científiques contrastades i hauria de fer-se de forma conjunta.



Il·lustració: Cristina Sánchez Cascante



# **CONCLUSIONS GENERAL**







## CONCLUSIONS GENERALS

---

1. El dèficit hídric condiona de forma directa la regeneració vegetal postincendi, que al seu torn condiona la riquesa de les comunitats d'ocells a través de l'estructura i el recobriment vegetals.
2. El gradient de dèficit hídric condiona de forma directa la presència i abundància de la bosqueta vulgar i de la tallarol de garriga, essent absents en les regions més àrides; i no sembla afectar directament ni la tallareta cuallarga ni el tallarol capnegre.
3. L'aridesa afecta les corbes d'abundància al llarg del temps després del foc, especialment a la bosqueta vulgar i el tallarol de garriga, retardant els moments de colonització i de màxima abundància poblacional.
4. Les restes de tala afavoreixen l'abundància del tallarol capnegre durant la successió vegetal postincendi.
5. Conèixer com l'aridesa afecta els processos posteriors als incendis permetrà atenuar el seu impacte sobre la vegetació i sobre aquelles espècies animals que poden facilitar la regeneració vegetal, a través de la dispersió de llavors, com seria la construcció de pilons de branques cremades que presenten condicions microclimàtiques, a més de punts d'alimentació i refugi.
6. L'abundància de rosegadors està altament condicionada pel recobriment vegetal en regeneració després del foc, especialment per un recobriment que els garanteixi refugi enfront la depredació.
7. Immediatament després del foc, les majors abundàncies de rosegadors i la remoció d'agllans és concentren principalment al voltant del perímetre de l'àrea cremada, degut probablement a l'efecte marge, combinat amb una menor severitat del foc prop del perímetre.
8. La recolonització és el motor de reocupació de l'àrea cremada per part dels rosegadors, tot i la presència d'un nombre molt reduït d'individus supervivents al foc.

9. Mentre l'abundància del ratolí de bosc es concentra en les proximitats del perímetre no cremat, el ratolí mediterrani augmenta la seva abundància dins l'àrea cremada amb una major distància al perímetre. Aquesta diferència rau en les diferents necessitats d'hàbitat de les dues espècies.
10. El ratolí de bosc és present per supervivència local en l'àrea cremada des del primer moment després del foc, mentre que el ratolí mediterrani hi apareix posteriorment quan l'hàbitat esdevé favorable.
11. L'abundància del ratolí de bosc disminueix en aquelles zones on s'ha extret tota la biomassa, però és major allà on s'han deixat restes de fusta en piles de branques; el ratolí mediterrani es veu beneficiat per la tala del bosc cremat, defugint del perímetre de l'àrea cremada; i el talpó dels prats és present en zones amb piles de fusta, les quals usa com a refugi.
12. La remoció d'agllans en àrees talades es dona més tard que en aquelles no talades, probablement degut a la necessitat de protecció dels rosegadors alhora de cercar recursos. Per aquest mateix motiu indrets amb piles de branques presenten remocions superiors al bosc no cremat.
13. Conèixer els processos immediats després del foc permet planificar les actuacions de gestió adients, com deixar branques cremades al terra o apilades, per evitar la reducció de la connectivitat entre hàbitats i afavorir, així, el reclutament de plàntules pels dispersants, com els rosegadors i les aus de matollar, que actuen en les etapes successional inicials.
14. Les interaccions entre vegetació, fauna, clima, foc i acció humana s'haurien de tenir en compte mitjançant una gestió postincendi integradora i multidisciplinària que permeti augmentar la diversitat dins les àrees cremades sense renunciar al guany econòmic dels propietaris. Per exemple la planificació conjunta del àrea cremada permetria el manteniment de rodals sense talar, mantenir llegats biològics i mantenir branques cremades al medi (escampades pel terra o en pilons), les quals són mesures de gestió recomanables per mantenir processos com la dispersió de llavors i afavorir la presència de gran nombre d'espècies de fauna.





Il·lustració: Cristina Sánchez Cascante



# **REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES**





## REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

---

- Ackerly, D. (2004) Functional strategies of chaparral shrubs in relation to seasonal water deficit and disturbance. *Ecological Monographs*, **74**, 25-44.
- Akay, A.E., Sessions, J., Bettinger, P., Toupin, R. & Eklund, A. (2006) Evaluating the salvage value of fire-killed timber by helicopter—Effects of yarding distance and time since fire. *Western Journal of Applied Forestry*, **21**, 102-107.
- Alain, B., Gilles, P. & Yannick, D. (2006) Factors driving small rodents assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of western France. *Landscape Ecology*, **21**, 449-461.
- Alcañiz, J.M., Serrasolsas, I. & Vallejo, R. (1996) Efectes dels incendis forestals sobre el sòl. *Ecologia del Foc* (ed. J. Terradas), pp. 111 - 130. Edicions PROA, Barcelona, Spain.
- Alcantara, J.M., Rey, P.J., Valera, F. & Sánchez-Lafuente, A.M. (2000) Factors shaping the seedfall pattern of a bird-dispersed plant. *Ecology*, **81**, 1937-1950.
- Almagro, C. (2009) *El futuro en llamas: Cambio climático y evolución de los incendios forestales en España*, 1st edn. Rapport Greenpeace Espagne.
- Altieri, M.A. (2002) Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, ecosystems & environment*, **93**, 1-24.
- Amatulli, G., Camia, A. & San-Miguel-Ayanz, J. (2013) Estimating future burned areas under changing climate in the EU-Mediterranean countries. *Science of the Total Environment*, **450-451**, 209-222.
- Amman, G.D. & Ryan, K.C. (1991) *Insect infestation of fire-injured trees in the Greater Yellowstone Area*, 1st edn. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, US.
- Anderson, M.G., Rhymer, J.M. & Rohwer, F.C. (1992) Philopatry, dispersal, and the genetic structure of waterfowl populations. *Ecology and management of breeding waterfowl*. (eds B.D.J. Batt, A.D. Afton, M.G. Anderson, C.D. Ankney, D.H. Johnson, J.A. Kadlec & G.L. Krapu), pp. 365-395. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, Minnesota, US.
- Andrews, P. (1992) Community evolution in forest habitats. *Journal of Human Evolution*, **22**, 423-438.
- Archibold, O.W. (1995) *Ecology of World Vegetation*, 1st edn. Chapman and Hall, London, UK.
- Arianoutsou, M. & Ne'eman, G. (2000) Post-fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forests in the East Mediterranean basin. *Ecology, biogeography and management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin* (eds G. Ne'eman & L. Trabaud), pp. 269-290. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- 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. (2006) Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients. *Journal of Biogeography*, **33**, 1246-1258.
- 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.
- Arnold, G.W., Smith, G.T., Rowley, I.C.R. & Brooker, M.G. (1992) The effects of fire on the abundance and distribution of animals in Australian ecosystems, with emphasis on Mediterranean ecosystems. *Fire in Mediterranean ecosystems* (eds L. Trabaud & R. Prodon), pp. 237-257. GUYOT, Commission of the European Communities, Banyuls-Sur-Mer, France.
- Arrizabalaga, A. & Llimona, F. (1996) Efectes del foc sobre la fauna i recuperació de la fauna després del foc. *Ecologia del foc* (ed. J. Terradas), pp. 173-188. PROA, Barcelona, Spain.



- Arrizabalaga, A., Montagud, E. & Fons, R. (1993) Post-fire succession in small mammal communities in the Montserrat Massif (Catalonia, Spain). *Fire in mediterranean ecosystems*. (eds L. Trabaud & R. Prodon), pp. 281-291. GUYOT, Commission of the European Communities, Banyuls-Sur-Mer, France.
- Aymí, R. & Gargallo, G. (2006) Dartford Warbler (*Sylvia undata*). *Handbook of the Birds of the World Alive* (eds J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie & E. de Juana). Lynx Edicions, Barcelona, Spain. Available at: <http://www.hbw.com/node/58967> (accessed 2006).
- Aymí, R., Gargallo, G., Christie, D.A. & Garcia, E.F.J. (2013) Subalpine Warbler (*Sylvia cantillans*). *Handbook of the Birds of the World Alive* (eds J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie & E. de Juana). Lynx Edicions, Barcelona, Spain. Available at: <http://www.hbw.com/node/58967> (accessed 2013).
- Banks, S.C., Dujardin, M., McBurney, L., Blair, D., Barker, M. & Lindenmayer, D.B. (2011) Starting points for small mammal population recovery after wildfire: recolonisation or residual populations? *Oikos*, **120**, 26-37.
- Banks, S.C., Lindenmayer, D.B., Ward, S.J. & Taylor, A.C. (2005) The effects of habitat fragmentation via forestry plantation establishment on spatial genotypic structure in the small marsupial carnivore, *Antechinus agilis*. *Molecular Ecology*, **14**, 1667-1680.
- Barnagaud, J.-Y., Devictor, V., Jiguet, F., Barbet-Massin, M., Le Viol, I. & Archaux, F. (2012) Relating habitat and climatic niches in birds. *PloS one*, **7**, e32819.
- Barradas, D., Zunzunegui, M., Tirado, R., Ain-Lhout, F. & García Novo, F. (1999) Plant functional types and ecosystem function in Mediterranean shrubland. *Journal of Vegetation Science*, **10**, 709-716.
- Bartoń, K. (2016) Multi-model inference (MuMIn). R package version 1.15.6. Comprehensive R Archive Network, Vienna, Austria.
- Bas, J.M., Gomez, C. & Pons, P. (2005) Fruit production and predispersal seed fall and predation in *Rhamnus alaternus* (Rhamnaceae). *Acta Oecologica*, **27**, 115-123.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, **67**, 1-48.
- Bautista, S., Gimeno, T., Mayor, A.G. & Gallego, D. (2004) Los tratamientos de la madera quemada tras los incendios forestales. *La gestión del bosque mediterráneo* (eds V.R. Vallejo & J.A. Alloza), pp. 547-570. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Valencia, Spain.
- Bayona, J. & Gil, F. (2010) Migraciones de españoles y extranjeros en las áreas rurales catalanas (1996-2006): ¿Fin de la despoblación o nuevo modelo territorial? *Boletín de la Asociación de Geógrafos españoles*, 219-237.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. (2006) *Ecology: From Individuals to Ecosystems*, 4th edn. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Beschta, R.L., Rhodes, J.J., Kauffman, J.B., Gresswell, R.E., Minshall, G.W., Karr, J.R., Perry, D.A., Hauer, F.R. & Frissell, C.A. (2004) Postfire Management on Forested Public Lands of the Western United States. *Conservation Biology*, **18**, 957-967.
- Bess, E.C., Parmenter, R.R., McCoy, S. & Molles, M.C. (2002) Responses of a riparian forest-floor arthropod community to wildfire in the Middle Rio Grande Valley, New Mexico. *Environmental Entomology*, **31**, 774-784.
- Bibby, C.J. (1979) Mortality and movements of Dartford Warblers in England. *British Birds*, **72**, 10-22.
- Bibby, C.J., Burgess, N., Hill, D. & Mustoe, S. (2000) *Bird Census Techniques*, 2 nd edn. Academic Press, London, UK.
- BirdLife International (2012a) Species factsheet: *Hippolais polyglotta*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International (2012b) Species factsheet: *Sylvia cantillans*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International (2012c) Species factsheet: *Sylvia melanocephala*. BirdLife International, Cambridge, UK.

- BirdLife International (2012d) Species factsheet: *Sylvia undata*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Black, P.E. (2007) Revisiting the Thornthwaite and Mather Water Balance. *Journal of the American Water Resources Association*, **43**, 1604-1605.
- Blanco, J.C. (1998) *Mamíferos de España. II. Cetáceos, artiodáctilos, roedores y lagomorfos de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*, 1st edn. Planeta, Barcelona, Spain.
- Blondel, J. (2006) The 'design' of Mediterranean landscapes: a millennial story of humans and ecological systems during the historic period. *Human Ecology*, **34**, 713-729.
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999) *Biology and wildlife of the Mediterranean region*, 1st edn. Oxford University Press, New York, US.
- Blondel, J., Catzefflis, F. & Perret, P. (1996) Molecular phylogeny and the historical biogeography of the warblers of the genus *Sylvia* (Aves). *Journal of Evolutionary Biology*, **9**, 871-891.
- Bogdziewicz, M. & Zwolak, R. (2014) Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review. *European Journal of Forest Research*, **133**, 1-11.
- Bohning-Gaese, K., Schuda, M.D. & Helbig, A.J. (2003) Weak phylogenetic effects on ecological niches of *Sylvia* warblers. *Journal of Evolutionary Biology*, **16**, 956-965.
- Bombers de la Generalitat de Catalunya (2012) Especial incendis d'hivern als Pirineus. *Lo Forestalillo*, **152**, 3-6.
- Bond, W.J. & Midgley, J.J. (2001) Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in ecology & evolution*, **16**, 45-51.
- Bond, W.J., Woodward, F.I. & Midgley, G.F. (2005) The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, **165**, 525-537.
- Borchert, M. & Borchert, S.M. (2013) Small mammal use of the burn perimeter following a chaparral wildfire in southern California. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, **112**, 63-73.
- Botes, A., McGeoch, M., Robertson, H., Niekerk, A.v., Davids, H. & Chown, S. (2006) Ants, altitude and change in the northern Cape Floristic Region. *Journal of Biogeography*, **33**, 71-90.
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J.M., Cochrane, M.A., D'Antonio, C.M., DeFries, R.S., Doyle, J.C., Harrison, S.P., Johnston, F.H., Keeley, J.E., Krawchuk, M.A., Kull, C.A., Marston, J.B., Moritz, M.A., Prentice, C., Roos, C.I., Scott, A.C., Swetnam, T.W., van der Werf, G.R. & Pyne, S.J. (2009) Fire in the Earth system. *Science*, **324**, 481-484.
- Bradbury, S.M. (2006) Response of the post-fire bryophyte community to salvage logging in boreal mixedwood forests of northeastern Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management*, **234**, 313-322.
- Bradstock, R.A., Bedward, M., Gill, A.M. & Cohn, J.S. (2005) Which mosaic? A landscape ecological approach for evaluating interactions between fire regimes, habitat and animals. *Wildlife Research*, **32**, 409-423.
- Briani, D.C., Palma, A.R.T., Vieira, E.M. & Henriques, R.P.B. (2004) Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity & Conservation*, **13**, 1023-1037.
- Bricker, M., Pearson, D. & Maron, J. (2010) Small-mammal seed predation limits the recruitment and abundance of two perennial grassland forbs. *Ecology*, **91**, 85-92.
- Briggs, J.S., Wall, S.B.V. & Jenkins, S.H. (2009) Forest rodents provide directed dispersal of Jeffrey pine seeds. *Ecology*, **90**, 675-687.
- Broncano, M.J. (1999) Patronos observados y factores que determinan la variabilidad espacio-temporal de la regeneración del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) después de un incendio. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Broncano, M.J. & Retana, J. (2004) Topography and forest composition affecting the variability in fire severity and post-fire regeneration occurring after a large fire in the Mediterranean basin. *International Journal of Wildland Fire*, **13**, 209-216.

- Broncano, M.J., Rodrigo, A. & Retana, J. (2008) Post-dispersal seed predation in *Pinus halepensis* and consequences on seedling establishment after fire. *International Journal of Wildland Fire*, **17**, 407-414.
- Bros, V., Moreno-Rueda, G. & Santos, X. (2011) Does postfire management affect the recovery of Mediterranean communities? The case study of terrestrial gastropods. *Forest Ecology and Management*, **261**, 611-619.
- Brotons, L., Aquilué, N., De Cáceres, M., Fortin, M.-J. & Fall, A. (2013) How fire history, fire suppression practices and climate change affect wildfire regimes in Mediterranean landscapes. *PloS one*, **8**, e62392.
- Brotons, L., De Cáceres, M., Fall, A. & Fortin, M.-J. (2012) Modeling bird species distribution change in fire prone Mediterranean landscapes: incorporating species dispersal and landscape dynamics. *Ecography*, **35**, 458-467.
- Brotons, L., Pons, P. & Herrando, S. (2005) Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire? *Journal of Biogeography*, **32**, 789-798.
- Buhk, C., Meyn, A. & Jentsch, A. (2007) The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecology*, **192**, 1-19.
- Bunnell, F.L. & Houde, I. (2010) Down wood and biodiversity-implications to forest practices. *Environmental Reviews*, **18**, 397-421.
- Burney, D.A. & Flannery, T.F. (2005) Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. *Trends in ecology & evolution*, **20**, 395-401.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2nd edn. Springer - Verlag New York, Inc., New York, NY, US.
- Camarero, J.J. & Gutiérrez, E. (2007) Response of *Pinus uncinata* recruitment to climate warming and changes in grazing pressure in an isolated population of the Iberian system (NE Spain). *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, **39**, 210-217.
- Cannell, M. & Coutts, M.P. (1988) Growing in the wind. *New scientist*, **117**, 42-46.
- Carcaillet, C. (1998) A spatially precise study of Holocene fire history, climate and human impact within the Maurienne valley, North French Alps. *Journal of Ecology*, **86**, 384-396.
- 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. *The Holocene*, **13**, 839-849.
- Carvalho, A., Flannigan, M.D., Logan, K.A., Gowman, L.M., Miranda, A.I. & Borrego, C. (2010) The impact of spatial resolution on area burned and fire occurrence projections in Portugal under climate change. *Climatic change*, **98**, 177-197.
- Castellnou, M., Nebot, E. & Miralles, M. (2007) El papel del fuego en la gestión del paisaje. *4th International Wildland Fire Conference, Seville, Spain*, pp. 13-17.
- Castro, J., Allen, C.D., Molina-Morales, M., Maranon-Jimenez, S., Sanchez-Miranda, A. & Zamora, R. (2011) Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology*, **19**, 537-544.
- Castro, J., Gómez, J.M., García, D., Zamora, R. & Hódar, J.A. (1999) Seed predation and dispersal in relict Scots pine forests in southern Spain. *Plant Ecology*, **145**, 115-123.
- Castro, J., Moreno-Rueda, G. & Hódar, J.A. (2010) Experimental test of postfire management in pine forests: impact of salvage logging versus partial cutting and nonintervention on bird-species assemblages. *Conservation Biology*, **24**, 810-819.
- Castro, J., Navarro, R., Guzmán, J.R., Zamora, R. & Bautista, S. (2009) ¿Es conveniente retirar la madera quemada tras un incendio forestal? *Quercus*, **281**, 34-41.
- Castro, J., Puerta-Piñero, C., Leverkus, A.B., Moreno-Rueda, G. & Sánchez-Miranda, A. (2012) Post-fire salvage logging alters a key plant-animal interaction for forest regeneration. *Ecosphere*, **3**, art.90.

- Castroviejo, S., Lainz, M., Lopez Gonzalez, G., Montserra, P., Munoz Garmendia, F., Paiva, J. & Villar, L. (1990) *Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. 2. Platanaceae–Plumbaginaceae (partim)*, 3rd edn. CSIC, Madrid, Spain.
- Christensen, P.E.S. (1980) *The biology of Bettongia penicillata Gray, 1837, and Macropus eugenii (Desmarest, 1817) in relation to fire*, 1st edn. Forests Department of Western Australia, Perth, Australia.
- Clark, D.A., Anthony, R.G. & Andrews, L.S. (2013) Relationship between wildfire, salvage logging, and occupancy of nesting territories by northern spotted owls. *The Journal of Wildlife Management*, **77**, 672–688.
- Clark, J.S. (1988) Effect of climate change on fire regimes in northwestern Minnesota. *Nature*, **334**, 233–235.
- Clavero, M., Brotons, L. & Herrando, S. (2011) Bird community specialization, bird conservation and disturbance: the role of wildfires. *Journal of Animal Ecology*, **80**, 128–136.
- Cody, M.L. & Walter, H. (1976) Habitat selection and interspecific interactions among mediterranean Sylviid Warblers. *Oikos*, **27**, 210–238.
- Conacher, A.J. (1998) Summary and conclusions. *Land degradation in Mediterranean environments of the world: nature and extent, causes and solutions* (eds A.J. Conacher & M. Sala), pp. 449–457. John Wiley and Sons Ltd, Chichester.
- Conesa, J.A. (1997) *Tipologia de la vegetació: anàlisi i caracterització*, 1st edn. Universitat de Lleida, Lleida, Spain.
- Converse, S.J., White, G.C., Farris, K.L. & Zack, S. (2006) Small mammals and forest fuel reduction: National-scale responses to fire and fire surrogates. *Ecological Applications*, **16**, 1717–1729.
- Cordeiro, N.J., Ndangalasi, H.J., McEntee, J.P. & Howe, H.F. (2009) Disperser limitation and recruitment of an endemic African tree in a fragmented landscape. *Ecology*, **90**, 1030–1041.
- Coreau, A. & Martin, J.-L. (2007) Multi-scale study of bird species distribution and of their response to vegetation change: a Mediterranean example. *Landscape Ecology*, **22**, 747–764.
- Cotilla, I. & Palomo, L.J. (2007) *Microtus duodecimcostatus* de Sélys-Longchamps, 1839. *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España* (eds L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco), pp. 422–425. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.
- Cramp, S. & Brooks, D.J. (1992) *The Birds of the Western Palearctic: Warblers*. Oxford University Press, Oxford.
- Crosti, R., Ladd, P.G., Dixon, K.W. & Piotto, B. (2006) Post-fire germination: the effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *Forest Ecology and Management*, **221**, 306–312.
- Dafni, A., Izhaki, I. & Ne'eman, G. (2012) The effect of fire on biotic interactions in Mediterranean basin ecosystems: pollination and seed dispersal. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, **58**, 235–250.
- 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.
- Davidson, D.L. & Morris, D.W. (2001) Density-dependent foraging effort of Deer Mice (*Peromyscus maniculatus*). *Functional Ecology*, **15**, 575–583.
- De Alba, J.M., Carbonell, R., Alonso, C.L., García, F.J., Díaz, M., Santos, T. & Tellería, J.L. (2001) Distribución invernal de los micromamíferos en bosques fragmentados de llanura del centro de España. *Galemys*, **13**, 63–78.
- De Cáceres, M., Brotons, L., Aquilué, N. & Fortin, M.-J. (2013) The combined effects of land-use legacies and novel fire regimes on bird distributions in the Mediterranean. *Journal of Biogeography*, **40**, 1535–1547.
- de Luis, M., Raventós, J. & González-Hidalgo, J.C. (2006) Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands. *Acta Oecologica*, **30**, 54–61.

- de Luís, M., Raventós, J. & González-Hidalgo, J.C. (2005) Fire and torrential rainfall: effects on seedling establishment in Mediterranean gorse shrublands. *International Journal of Wildland Fire*, **14**, 413-422.
- Delitti, W., Ferran, A., Trabaud, L. & Vallejo, V.R. (2005) Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain): I. plant composition and productivity. *Plant Ecology*, **177**, 57-70.
- Dellasala, D.A., Karr, J.R., Schoennagel, T., Perry, D., Noss, R.F., Lindenmayer, D.B., Beschta, R.L., Hutto, R.L., Swanson, M.E. & Evans, J. (2006) Post-Fire logging debate ignores many issues. *Science*, **314**, 51-52.
- deMenocal, P.B. (2004) African climate change and faunal evolution during the Pliocene–Pleistocene. *Earth and Planetary Science Letters*, **220**, 3-24.
- den Ouden, J., Jansen, P.A. & Smit, R. (2005) Jays, Mice and Oaks: Predation and Dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in North-western Europe. *Seed Fate: Predation, dispersal, and seedling establishment* (eds P.M. Forget, J.E. Lambert, P.E. Hulme & S.B. Vander Wall), pp. 223-240. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- di Castri, F. (1981) Mediterranean-type shrublands of the world. *Ecosystems of the World II: Mediterranean-Type Shrublands* (eds F. di Castri, D.W. Goodall & R.L. Specht), pp. 1-52. Elsevier, Amsterdam, The Netherland.
- Díaz-Delgado, R. (2003) Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Ecosistemas*, **12**.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X. & Terradas, J. (2002) Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology*, **83**, 2293-2303.
- Díaz, M. (1992) Rodent seed predation in cereal crop areas of central Spain: effects of physiognomy, food availability, and predation risk. *Ecography*, **15**, 77-85.
- Díaz, M., Torre, I. & Arrizabalaga, A. (2010) Relative roles of density and rainfall on the short-term regulation of Mediterranean wood mouse *Apodemus sylvaticus* populations. *Acta Theriologica*, **55**, 251–260.
- Díaz, M., Torre, I., Peris, A. & Tena, L. (2005) Foraging behavior of wood mice as related to presence and activity of genets. *Journal of Mammalogy*, **86**, 1178-1185.
- Diffendorfer, J., Fleming, G.M., Tremor, S., Spencer, W. & Beyers, J.L. (2012) The role of fire severity, distance from fire perimeter and vegetation on post-fire recovery of small-mammal communities in chaparral. *International Journal of Wildland Fire*, **21**, 436-448.
- Direcció General de Polítiques Ambientals (2012) *Biodiversitat a Catalunya el repte de la conservació*, 1st edn. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Barcelona, Spain.
- do Rosário, I.T. & Mathias, M.d.L. (2007) Post-fire recolonisation of a montado area by the endangered Cabrera vole (*Microtus cabreræ*). *International Journal of Wildland Fire*, **16**, 450-457.
- Doblas-Miranda, E., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Álvarez, A., Ávila, A., Bonet, F.J., Brotons, L., Castro, J., Curiel Yuste, J., Díaz, M., Ferrandis, P., García-Hurtado, E., Iriondo, J.M., Keenan, T.F., Latron, J., Llusà, J., Loepfe, L., Mayol, M., Moré, G., Moya, D., Peñuelas, J., Pons, X., Poyatos, R., Sardans, J., Sus, O., Vallejo, V.R., Vayreda, J. & Retana, J. (2015) Reassessing global change research priorities in mediterranean terrestrial ecosystems: how far have we come and where do we go from here? *Global Ecology and Biogeography*, **24**, 25–43.
- Doherty, T.S., Davis, R.A. & van Etten, E.J. (2015) A game of cat-and-mouse: microhabitat influences rodent foraging in recently burnt but not long unburnt shrublands. *Journal of Mammalogy*, **96**, 324-331.
- Driscoll, D.A. & Henderson, M.K. (2008) How many common reptile species are fire specialists? A replicated natural experiment highlights the predictive weakness of a fire succession model. *Biological Conservation*, **141**, 460-471.
- Driscoll, D.A., Lindenmayer, D.B., Bennett, A.F., Bode, M., Bradstock, R.A., Cary, G.J., Clarke, M.F., Dexter, N., Fensham, R. & Friend, G. (2010) Fire management for biodiversity conservation: key research questions and our capacity to answer them. *Biological Conservation*, **143**, 1928-1939.

- Dunn, C.J. & Bailey, J.D. (2015) Modeling the direct effects of salvage logging on long-term temporal fuel dynamics in dry-mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management*, **341**, 93-109.
- Dutoit, T. & Alard, D. (1995) Mécanisme d'une succession végétale secondaire en pelouse calcicole: une approche historique. *Comptes Rendus del Académie des Sciences*, **318**, 897-907.
- Eccard, J.A., Walther, R.B. & Milton, S.J. (2000) How livestock grazing affects vegetation structures and small mammal distribution in the semi-arid Karoo. *Journal of Arid Environments*, **46**, 103-106.
- Eckberg, T.B., Schmid, J.M., Mata, S.A. & Lundquist, J.E. (1994) *Primary focus trees for the mountain pine beetle in the Black Hills*, 1st edn. Fort Collins, CO: Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, U.S. Dept. of Agriculture Forest Service, Colorado, US.
- Engstrom, R.T., Crawford, R.L. & Baker, W.W. (1984) Breeding bird populations in relation to changing forest structure following fire exclusion: a 15-year study. *The Wilson Bulletin*, **96**, 437-450.
- Espelta, J.M., Retana, J. & Habrouk, A. (2003a) 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.
- Espelta, J.M., Retana, J. & Habrouk, A. (2003b) 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.
- Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (2004) *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*, 1st edn. Institut Català d'Ornitologia (ICO) & Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Eugenio, M. & Lloret, F. (2004) Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean *Pinus halepensis* communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Ecoscience*, **11**, 446-454.
- Eugenio, M., Lloret, F. & Alcañiz, J.M. (2006) Regional patterns of fire recurrence effects on calcareous soils of Mediterranean *Pinus halepensis* communities. *Forest Ecology and Management*, **221**, 313-318.
- Fedriani, J.M. & Manzaneda, A.J. (2005) Pre-and postdispersal seed predation by rodents: balance of food and safety. *Behavioral Ecology*, **16**, 1018-1024.
- Fernández, C., Acosta, F.J., Abellá, G., López, F. & Díaz, M. (2002) Complex edge effect fields as additive processes in patches of ecological systems. *Ecological Modelling*, **149**, 273-283.
- Fernández, C., Vega, J.A., Fonturbel, T., Jiménez, E. & Pérez-Gorostiaga, P. (2008) Effects of wildfire, salvage logging and slash manipulation on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in Orense (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, **255**, 1294-1304.
- Fernández, C., Vega, J.A., Fonturbel, T., Pérez-Gorostiaga, P., Jiménez, E. & Madrigal, J. (2007) Effects of wildfire, salvage logging and slash treatments on soil degradation. *Land Degradation & Development*, **18**, 591-607.
- Fernández, F.A.S., Evansa, P.R. & Dunstone, N. (1996) Population dynamics of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) in a Sitka spruce successional mosaic. *Journal of Zoology*, **239**, 717-730.
- Flannigan, M., Cantin, A.S., de Groot, W.J., Wotton, M., Newbery, A. & Gowman, L.M. (2013) Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management*, **294**, 54-61.
- Flannigan, M.D. & Harrington, J.B. (1988) A study of the relation of meteorological variables to monthly provincial area burned by wildfire in Canada (1953-80). *Journal of Applied Meteorology*, **27**, 441-452.
- Folch, R. (1981) *La vegetacio dels Països Catalans*, 1st edn. Ketrés, Barcelona, Spain.
- Fons, R., Grabulosa, I., Feliu, C., Mas-Coma, S., Galan-Puchades, M.T. & Comes, A.M. (1993) Postfire dynamics of a small mammal community in a mediterranean forest (*Quercus suber*). *Fire in Mediterranean ecosystems* (eds L. Trabaud & R. Prodon), pp. 259-270. GUYOT, Commission of the European Communities, Banyuls-Sur-Mer, France.
- Fons, R. & Saint Girons, M.C. (1993) Le cycle sexuel chez le mulot sylvestre, *Apodemus sylvaticus* (L., 1758), (Muridae) en région méditerranéenne. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **58**, 38-47.

- Font, B., Puig-Gironès, R. & Pons, P. (2015) Anàlisi dels factors determinants en la rebrotada del bruc boal (*Erica arborea* L.) després de l'incendi de l'Alt Empordà del 2012. *Annals de l'Institut d'Estudis Empordanesos*, **46**, 255-274.
- Forget, P.M., Lambert, J.E., Hulme, P.E. & Vander Wall, S.B. (2005) *Seed fate: predation, dispersal, and seedling establishment*. CABI Publishing, Wallingford, United Kingdom.
- Forister, M.L., McCall, A.C., Sanders, N.J., Fordyce, J.A., Thorne, J.H., O'Brien, J., Waetjen, D.P. & Shapiro, A.M. (2010) Compounded effects of climate change and habitat alteration shift patterns of butterfly diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107**, 2088-2092.
- Foster, D.R. & Orwig, D.A. (2006) Preemptive and salvage harvesting of New England forests: when doing nothing is a viable alternative. *Conservation Biology*, **20**, 959-970.
- Fox, B.J. (1982) Fire and Mammalian secondary succession in an Australian coastal heath. *Ecology*, **63**, 1332-1341.
- Fox, B.J., Taylor, J.E. & Thompson, P.T. (2003) Experimental manipulation of habitat structure: a retrogression of the small mammal succession. *Journal of Animal Ecology*, **72**, 927-940.
- Franklin, J.F., Lindenmayer, D., MacMahon, J.A., McKee, A., Magnuson, J., Perry, D.A., Waide, R. & Foster, D. (2000) Threads of continuity: ecosystem disturbances, biological legacies and ecosystem recovery. *Conservation in Practice*, **1**, 8-17.
- Friend, G.R. (1993) Impact of fire on small vertebrates in mallee woodlands and heathlands of temperate Australia: a review. *Biological Conservation*, **65**, 99-114.
- Fuentes, E.R. & Campusano, C. (1985) Pest outbreaks and rainfall in the semi-arid region of Chile. *Journal of Arid Environments*, **8**, 67-72.
- García-Ruiz, J.M., Lasanta, T., Ruiz-Flano, P., Ortigosa, L., White, S., González, C. & Martí, C. (1996) Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology*, **11**, 267-277.
- García, F.J., Díaz, M., De Alba, J.M., Alonso, C.L., Carbonell, R., De Carrión, M.L., Monedero, C. & Santos, T. (1998) Edge effects and patterns of winter abundance of wood mice *Apodemus sylvaticus* in Spanish fragmented forests. *Acta Theriologica*, **43**, 255-262.
- Gaston, K.J. (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature*, **405**, 220-227.
- Giannakopoulos, C., Le Sager, P., Bindi, M., Moriondo, M., Kostopoulou, E. & Goodess, C.M. (2009) Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2 C global warming. *Global and planetary change*, **68**, 209-224.
- Gil-Tena, A., Brotons, L. & Saura, S. (2009) Mediterranean forest dynamics and forest bird distribution changes in the late 20th century. *Global change biology*, **15**, 474-485.
- Ginzburg, O. & Steinberger, Y. (2012) Salvage logging versus natural regeneration post-fire practices in a forest: Soil chemical and microbial aspects. *Open Journal of Ecology*, **2**, 29-37.
- Goldammer, J. (1993) Wildfire management in forests and other vegetation: a global perspective. *Disaster Management*, **5**, 3-10.
- Gómez-Aparicio, L., Gómez, J.M., Zamora, R. & Boettinger, J.L. (2005) Canopy vs. soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 191-198.
- Gómez, J.M., García, D. & Zamora, R. (2003) Impact of vertebrate acorn-and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management*, **180**, 125-134.
- Gómez, J.M., Puerta-Piñero, C. & Schupp, E.W. (2008) Effectiveness of rodents as local seed dispersers of Holm oaks. *Oecologia*, **155**, 529-537.
- González-Esteban, J. & Villate, I. (2007) *Microtus arvalis* (Pallas, 1778). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España* (eds L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco), pp. 426-428. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.

- González Hidalgo, M., Otero, I. & Kallis, G. (2013) Más allá del humo. La ecología política de los incendios forestales a partir del caso de Horta de Sant Joan (Tarragona, Cataluña). *Documents d'anàlisi geogràfica*, **59**, 0021-0050.
- González, J.R. & Pukkala, T. (2007) Characterization of forest fires in Catalonia (north-east Spain). *European Journal of Forest Research*, **126**, 421-429.
- Gosàlbez, J. (1987) *Insectívors i rosegadors de Catalunya: metodologia d'estudi i catàleg faunístic*, 1st edn. Ketres, Barcelona, Spain.
- Gracia, C., Ibàñez, J.J., Burriel, J.A., Mata, T. & Vayreda, J. (2000-2004) *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya*, 1st edn. CREAF, Bellaterra, Bellaterra, Barcelona, Spain.
- Gracia, C. & Sabaré, S. (1996) La resposta de la vegetació al foc: els canvis en l'estructura de la vegetació. *Ecologia del foc* (ed. J. Terradas), pp. 162-172. PROA S.A., Barcelona, Spain.
- Greenberg, C.H., Neary, D.G., Harris, L.D. & Linda, S.P. (1995) Vegetation recovery following high-intensity wildfire and silvicultural treatments in sand pine scrub. *American Midland Naturalist*, **133**, 149-163.
- Greene, D.F., Gauthier, S., Noël, J., Rousseau, M. & Bergeron, Y. (2006) A field experiment to determine the effect of post-fire salvage on seedbeds and tree regeneration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **4**, 69-74.
- Grundel, R. & Pavlovic, N.B. (2007) Response of bird species densities to habitat structure and fire history along a Midwestern open-forest gradient. *The Condor*, **109**, 734-749.
- Guariguata, M.R. & Dupuy, J.M. (1997) Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland costa rica. *Biotropica*, **29**, 15-28.
- Guillaumet, A. & Prodon, R. (2011) Avian succession along ecological gradients: Insight from species-poor and species-rich communities of *Sylvia* warblers. *Current Zoology*, **57**, 307-317.
- Guixé, D., Nicolau, J., Larruy, X., Colell, J., Rocaspana, R., Mañas, D. & Devis, J. (2008) *El Medi natural del Solsonès. Vegetació, flora, fauna vertebrada i espais d'interès*, 1st edn. Publicacions Edicions de la Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain.
- Habrouk, A., Retana, J. & Espelta, J.M. (1999) Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires. *Plant Ecology*, **145**, 91-99.
- Hagemeyer, W.J.M., Blair, M.J. & van Turnhout, C. (1997) *The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*, 1st edn. Poyser, London, UK.
- Haim, A. & Izhaki, I. (1994) Changes in rodent community during recovery from fire: relevance to conservation. *Biodiversity & Conservation*, **3**, 573-585.
- Haim, A. & Izhaki, I. (2000) The effect of different treatments on the community composition of small mammals in a post-fire pine forest. *Journal of Mediterranean Ecology*, **1**, 249-257.
- Haslem, A., Kelly, L.T., Nimmo, D.G., Watson, S.J., Kenny, S.A., Taylor, R.S., Avitabile, S.C., Callister, K.E., Spence-Bailey, L.M., Clarke, M.F. & Bennett, A.F. (2011) Habitat or fuel? Implications of long-term, post-fire dynamics for the development of key resources for fauna and fire. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 247-256.
- Hawkins, B.A., Diniz, J.A.F. & Soeller, S.A. (2005) Water links the historical and contemporary components of the Australian bird diversity gradient. *Journal of Biogeography*, **32**, 1035-1042.
- Hawkins, B.A., McCain, C.M., Davies, T.J., Buckley, L.B., Anacker, B.L., Cornell, H.V., Damschen, E.I., Grytnes, J.A., Harrison, S., Holt, R.D., Kraft, N.J.B. & Stephens, P.R. (2012) Different evolutionary histories underlie congruent species richness gradients of birds and mammals. *Journal of Biogeography*, **39**, 825-841.
- Herrando, S., Brotons, L., del Amo, R. & Llacuna, S. (2002) Bird community succession after fire in a dry Mediterranean shrubland. *Ardea*, **90**, 303-310.



- Herrando, S., Brotons, L., Guallar, S., Sales, S. & Pons, P. (2009) Postfire forest management and Mediterranean birds: the importance of the logging remnants. *Biodiversity & Conservation*, **18**, 2153-2164.
- Herrando, S., Brotons, L. & Llacuna, S. (2003) Does fire increase the spatial heterogeneity of bird communities in Mediterranean landscapes? *Ibis*, **145**, 307-317.
- Herrando, S., del Amo, R., Brotons, L. & Llacuna, S. (2001) Factors influencing post-fire dynamics of Sardinian and Dartford Warblers in Mediterranean shrublands. *Ornis Fennica*, **78**, 168-174.
- Herrera, C.M. (1995) Plant-vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: ecological, evolutionary, and historical determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 705-727.
- Higgs, P. & Fox, B.J. (1993) Interspecific competition: a mechanism for rodent succession after fire in wet heathland. *Australian Journal of Ecology*, **18**, 193-201.
- Hobson, K.A. & Schieck, J. (1999) Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: harvest and wildfire effects over 30 years. *Ecological Applications*, **9**, 849-863.
- Holtmeier, F.-K. (2015) *Animals' Influence on the Landscape and Ecological Importance*. Springer, London, UK.
- Hughes, J. & Drever, R. (2001) *Salvaging solutions: Science-based management of BC's pine beetle outbreak*, 1st edn. David Suzuki Foundation, Forest Watch of British Columbia, Canadian Parks and Wilderness Society, Vancouver, BC, Canada.
- Hulme, P.E. & Kollmann, J. (2005) Seed predator guilds, spatial variation in post-dispersal seed predation and potential effects on plant demography: a temperate perspective. *Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment* (eds P.M. Forget, J.E. Lambert, P.E. Hulme & S.B. Vander Wall), pp. 9-30. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Hurlbert, S.H. (1984) Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, **54**, 187-211.
- Hutto, R.L. (2006) Toward meaningful snag-management guidelines for postfire salvage logging in North American conifer forests. *Conservation Biology*, **20**, 984-993.
- ICO (2011) SIOC: Servidor d'informació ornitològica de Catalunya. ICO, Barcelona, Spain.
- IUCN (2012) *Sylvia undata* (Dartford Warbler). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- IUCN (2015) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Izhaki, I. & Adar, M. (1997) The effects of post-fire management on bird community succession. *International Journal of Wildland Fire*, **7**, 335-342.
- Izhaki, I., Lahav, H. & Ne'eman, G. (1992) Spatial distribution patterns of *Rhus coriaria* seedlings after fire in a Mediterranean pine forest. *Acta Oecologica*, **13**, 279-289.
- Izhaki, I. & Ne'eman, G. (2000) Soil seed banks in Mediterranean pine forests. *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin* (eds G. Ne'eman & L. Trabaud), pp. 167-182. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Jacquet, K. & Prodon, R. (2009) Measuring the postfire resilience of a bird-vegetation system: a 28-year study in a Mediterranean oak woodland. *Oecologia*, **161**, 801-811.
- Janis, C.M. (1993) Tertiary mammal evolution in the context of changing climates, vegetation, and tectonic events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **24**, 467-500.
- Janssen, A., Sabelis, M.W., Magalhães, S., Montserrat, M. & Van der Hammen, T. (2007) Habitat structure affects intraguild predation. *Ecology*, **88**, 2713-2719.
- Jędrzejewska, B. & Jędrzejewski, W. (1990) Antipredatory behaviour of bank voles and prey choice of weasels—enclosure experiments. *Annales Zoologici Fennici*, pp. 321-328. JSTOR.

- Jenkins, C.N., Pimm, S.L. & Joppa, L.N. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **110**, E2602-E2610.
- Johnson, M., Vander Wall, S.B. & Borchert, M. (2003) A comparative analysis of seed and cone characteristics and seed-dispersal strategies of three pines in the subsection Sabinianae. *Plant Ecology*, **168**, 69-84.
- Jones, G. (2012) Evaluación de la remoción de semillas por roedores y hormigas en pinares mediterráneos afectados por incendios forestales. Universitat de Girona.
- Jordano, P. (1987) Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *American Naturalist*, **129**, 657-677.
- Jordano, P., García, C., Godoy, J.A. & García-Castaño, J.L. (2007) Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **104**, 3278-3282.
- Jubete, F. (2007) *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España* (eds L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco), pp. 449-451. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Karr, J.R. & Freemark, K.E. (1985) Disturbance and vertebrates: an integrative perspective. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (eds S.T.A. Pickett & P.S. White), pp. 153-168. Academic Press, San Diego, CA, US.
- Keeley, J.E. (1986) Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems* (eds B. Dell, A.J.M. Hopkins & B.B. Lamont), pp. 95-112. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands
- Keeley, J.E. (2009) Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, **18**, 116-126.
- Keeley, J.E., Bond, W.J., Bradstock, R.A., Pausas, J.G. & Rundel, P.W. (2011) *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management*, 1st edn. Cambridge University Press, New York, US.
- Keeley, J.E., Fotheringham, C.J. & Baer-Keeley, M. (2005) Factors affecting plant diversity during post-fire recovery and succession of mediterranean-climate shrublands in California, USA. *Diversity and Distributions*, **11**, 525-537.
- Keeley, J.E., Fotheringham, C.J. & Morais, M. (1999) Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes. *Science*, **284**, 1829-1832.
- Kelly, L.T., Bennett, A.F., Clarke, M.F. & McCarthy, M.A. (2015) Optimal fire histories for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, **29**, 473-481.
- Kelly, L.T., Nimmo, D.G., Spence-Bailey, L.M., Clarke, M.F. & Bennett, A.F. (2010) The short-term responses of small mammals to wildfire in semiarid mallee shrubland, Australia. *Wildlife Research*, **37**, 293-300.
- Kelly, L.T., Nimmo, D.G., Spence-Bailey, L.M., Haslem, A., Watson, S.J., Clarke, M.F. & Bennett, A.F. (2011) Influence of fire history on small mammal distributions: insights from a 100-year post-fire chronosequence. *Diversity and Distributions*, **17**, 462-473.
- Kelly, L.T., Nimmo, D.G., Spence-Bailey, L.M., Taylor, R.S., Watson, S.J., Clarke, M.F. & Bennett, A.F. (2012) Managing fire mosaics for small mammal conservation: a landscape perspective. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 412-421.
- Kitzberger, T., Veblen, T.T. & Villalba, R. (1997) Climatic influences on fire regimes along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Biogeography*, **24**, 35-47.
- Knight, T.M. & Holt, R.D. (2005) Fire generates spatial gradients in herbivory: an example from a Florida sandhill ecosystem. *Ecology*, **86**, 587-593.
- Knoll, A.H. (2015) *Life on a Young Planet: the first three billion years of evolution on earth*, 1st edn. Princeton University Press, Princeton, NJ, US.

- Kollmann, J. (1995) Regeneration window for fleshy-fruited plants during scrub development on abandoned grassland. *Ecoscience*, **2**, 213-222.
- Kollmann, J. & Buschor, M. (2003) Edges effects on seed predation by rodents in deciduous forests of northern Switzerland. *Plant Ecology*, **164**, 249-261.
- Koprowski, J.L., Leonard, K.M., Zugmeyer, C.A., Jolley, J.L. & Edwards, C.W. (2006) Direct effects of fire on endangered Mount Graham red squirrels. *The Southwestern Naturalist*, **51**, 59-63.
- Kotliar, N.B., Kennedy, P.L. & Ferree, K. (2007) Avifaunal responses to fire in southwestern montane forests along a burn severity gradient. *Ecological Applications*, **17**, 491-507.
- Krawchuk, M.A. & Moritz, M.A. (2011) Constraints on global fire activity vary across a resource gradient. *Ecology*, **92**, 121-132.
- Krawchuk, M.A., Moritz, M.A., Parisien, M.-A., Jeff Van Dorn, J. & Hayhoe, K. (2009) Global Pyrogeography: the Current and Future Distribution of Wildfire. *PloS one*, **4**, e5102.
- Krohne, D.T. & Burgin, A.B. (1990) The scale of demographic heterogeneity in a population of *Peromyscus leucopus*. *Oecologia*, **82**, 97-101.
- Kull, C.A. (2004) *Isle of fire: the political ecology of landscape burning in Madagascar*. University of Chicago Press, Chicago, US.
- Kutiel, P., Kutiel, H. & Lavee, H. (2000) Vegetation response to possible scenarios of rainfall variations along a Mediterranean–extreme arid climatic transect. *Journal of Arid Environments*, **44**, 277-290.
- Laiho, R. & Prescott, C.E. (2004) Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research*, **34**, 763-777.
- Lanyon, W.E. (1981) Breeding birds and old field succession on fallow Long Island farmland [New York]. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, **168**, 5-57.
- Laster, R. (2005) The role of ants versus vertebrates in seed removal in post-fire *Pinus halepensis* forest. University of Haifa.
- Lehouck, V., Spanhove, T., Colson, L., Adringa-Davis, A., Cordeiro, N.J. & Lens, L. (2009) Habitat disturbance reduces seed dispersal of a forest interior tree in a fragmented African cloud forest. *Oikos*, **118**, 1023-1034.
- Letnic, M., Dickman, C.R., Tischler, M.K., Tamayo, B. & Beh, C.-L. (2004) The responses of small mammals and lizards to post-fire succession and rainfall in arid Australia. *Journal of Arid Environments*, **59**, 85-114.
- Leverkus, A.B., Castro, J., Puerta-Piñero, C. & Rey-Benayas, J.M. (2013) Suitability of the management of habitat complexity, acorn burial depth, and a chemical repellent for post-fire reforestation of oaks. *Ecological Engineering*, **53**, 15-22.
- Leverkus, A.B., Lorite, J., Navarro, F.B., Sánchez-Cañete, E.P. & Castro, J. (2014) Post-fire salvage logging alters species composition and reduces cover, richness, and diversity in Mediterranean plant communities. *Journal of environmental management*, **133**, 323-331.
- Leverkus, A.B., Puerta-Pinero, C., Guzman-Alvarez, J.R., Navarro, J. & Castro, J. (2012) Post-fire salvage logging increases restoration costs in a Mediterranean mountain ecosystem. *New Forests*, **43**, 601-613.
- Leverkus, A.B., Rojo, M. & Castro, J. (2015) Habitat complexity and individual acorn protectors enhance the post-fire restoration of oak forests via seed sowing. *Ecological Engineering*, **83**, 276-280.
- Lima, M. & Jaksic, F.M. (1999) Population rate of change in the leaf-eared mouse: The role of density-dependence, seasonality and rainfall. *Australian Journal of Ecology*, **24**, 110-116.
- Lima, M., Julliard, R., Stenseth, N.C. & Jaksic, F.M. (2001) Demographic dynamics of a neotropical small rodent (*Phyllotis darwini*): feedback structure, predation and climatic factors. *Journal of Animal Ecology*, **70**, 761-775.
- Lin, Y.-T.K. & Batzli, G.O. (2001) The influence of habitat quality on dispersal, demography, and population dynamics of voles. *Ecological Monographs*, **71**, 245-275.

- Lindenmayer, D.B., Burton, P.J. & Franklin, J.F. (2008a) *Salvage logging and its ecological consequences*, 1st edn. Island Press, Washington, DC, US.
- Lindenmayer, D.B., Foster, D.R., Franklin, J.F. & Hunter, M.L. (2004) Salvage harvesting policies after natural disturbance. *Science*, **303**, 1303.
- Lindenmayer, D.B., MacGregor, C., Welsh, A., Donnelly, C., Crane, M., Michael, D., Montague-Drake, R., Cunningham, R.B., Brown, D. & Fortescue, M. (2008b) Contrasting mammal responses to vegetation type and fire. *Wildlife Research*, **35**, 395-408.
- Lindenmayer, D.B. & McCarthy, M.A. (2002) Congruence between natural and human forest disturbance: a case study from Australian montane ash forests. *Forest Ecology and Management*, **155**, 319-335.
- Lindenmayer, D.B. & Noss, R.F. (2006) Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, **20**, 949-958.
- Lindenmayer, D.B. & Ough, K. (2006) Salvage logging in the montane ash eucalypt forests of the Central Highlands of Victoria and its potential impacts on biodiversity. *Conservation Biology*, **20**, 1005-1015.
- Lindenmayer, D.B., Wood, J.T., MacGregor, C., Michael, D.R., Cunningham, R.B., Crane, M., Montague-Drake, R., Brown, D., Muntz, R. & Driscoll, D.A. (2008c) How predictable are reptile responses to wildfire? *Oikos*, **117**, 1086-1097.
- Lloret, F. (2004) Régimen de incendios y regeneración. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (ed. F. Valladares), pp. 101-126. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid, Spain.
- Lloret, F., Calvo, E., Pons, X. & Díaz-Delgado, R. (2002) Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, **17**, 745-759.
- Lloret, F., Escudero, A., Iriondo, J.M., Martínez-Vilalta, J. & Valladares, F. (2012) Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global change biology*, **18**, 797-805.
- Lloret, F., Estevan, H., Vayreda, J. & Terradas, J. (2005) Fire regenerative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients. *Oecologia*, **146**, 461-468.
- Lloret, F., Peñuelas, J., Prieto, P., Llorens, L. & Estiarte, M. (2009) Plant community changes induced by experimental climate change: seedling and adult species composition. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **11**, 53-63.
- Llovet, J., Ruiz-Valera, M., Josa, R. & Vallejo, V.R. (2009) Soil responses to fire in Mediterranean forest landscapes in relation to the previous stage of land abandonment. *International Journal of Wildland Fire*, **18**, 222-232.
- Long, J.N. & Smith, F.W. (2000) Restructuring the forest: goshawks and the restoration of southwestern ponderosa pine. *Journal of Forestry*, **98**, 25-30.
- Longland, W.S. & Price, M.V. (1991) Direct observations of owls and heteromyid rodents: can predation risk explain microhabitat use? *Ecology*, **72**, 2261-2273.
- Lopez, G. & Moro, M.J. (1997) Birds of Aleppo pine plantations in south-east Spain in relation to vegetation composition and structure. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 1257-1272.
- Lucas-Borja, M.E., Silva-Santos, P., Fonseca, T., López-Serrano, F.R., Tiscar, P.A., Martínez-García, E., Andrés, M. & del Cerro, A. (2010) Modelling Spanish black pine postdispersal seed predation in Central-Eastern Spain. *Forest Systems*, **19**, 393-403.
- Lukyanova, L.E. & Lukyanov, O.A. (2004) An ecologically destabilized environment: its effect on small-mammal populations. *Russian journal of ecology*, **35**, 181-188.
- Macdonald, S.E. (2007) Effects of partial post-fire salvage harvesting on vegetation communities in the boreal mixedwood forest region of northeastern Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management*, **239**, 21-31.
- Macfarlane, C., Lardner, T., Patterson, K. & Grigg, A.H. (2010) A new model for predicting understorey leaf area from biomass in eucalypt forest to test the ecohydrological equilibrium theory. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 371-379.

- Macholán, M. (1999) *Mus spretus* (Lataste, 1883). *The Atlas of European Mammals* (eds A.J. Mitchell-Jones, G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P.J.H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J.B.M. Thissen, V. Vohralík & J. Zima), pp. 290-291. Academic Press, London, UK.
- Maestre, F.T., Valladares, F. & Reynolds, J.F. (2005) Is the change of plant–plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *Journal of Ecology*, **93**, 748-757.
- Manning, J.A. & Edge, W.D. (2008) Small mammal responses to fine woody debris and forest fuel reduction in southwest Oregon. *The Journal of Wildlife Management*, **72**, 625-632.
- Mantyka-Pringle, C.S., Martin, T.G., Moffatt, D.B., Linke, S. & Rhodes, J.R. (2014) Understanding and predicting the combined effects of climate change and land-use change on freshwater macroinvertebrates and fish. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 572-581.
- Margalef, R. (1974) *Ecología*, 1st edn. Omega, Barcelona, Spain.
- Marlon, J.R., Bartlein, P.J., Carcaillet, C., Gavin, D.G., Harrison, S.P., Higuera, P.E., Joos, F., Power, M.J. & Prentice, I.C. (2008) Climate and human influences on global biomass burning over the past two millennia. *Nature Geoscience*, **1**, 697-702.
- Marques, M.A. & Mora, E. (1998) Effects on erosion of two post-fire management practices: clear-cutting versus non-intervention. *Soil and Tillage Research*, **45**, 433-439.
- Martínez-Sánchez, J.J., Ferrandis, P., de las Heras, J. & Herranz, J.M.a. (1999) Effect of burnt wood removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain). *Forest Ecology and Management*, **123**, 1-10.
- Marzano, R., Garbarino, M., Marcolin, E., Pividori, M. & Lingua, E. (2013) Deadwood anisotropic facilitation on seedling establishment after a stand-replacing wildfire in Aosta Valley (NW Italy). *Ecological Engineering*, **51**, 117-122.
- Mateos, E., Santos, X. & Pujade-Villar, J. (2011) Taxonomic and Functional Responses to Fire and Post-Fire Management of a Mediterranean Hymenoptera Community. *Environmental Management*, **48**, 1000-1012.
- Matías, L., Quero, J.L., Zamora, R. & Castro, J. (2012) Evidence for plant traits driving specific drought resistance. A community field experiment. *Environmental and Experimental Botany*, **81**, 55-61.
- Mauri, E. & Pons, P. (2016) *Fitxes de bones pràctiques per a la gestió forestal postincendi*, 1st edn. Projecte Anifog I+D+i CGL2014-54094-R, Universitat de Girona. ii + 111. Disponible a: [anifog.wix.com/anifog](http://anifog.wix.com/anifog), Girona, Spain.
- Mavsar, R., Varela, E., Corona, P., Barbati, A. & Marsh, G. (2012) Economic, legal and social aspects of post-fire management. *Post-fire management and restoration of Southern European forests* (eds F. Moreira, M. Arianoutsou, P. Corona & J. De las Heras), pp. 45-78. Springer.
- McComb, W.C. (2003) Ecology of coarse woody debris and its role as habitat for mammals. *Mammal Community Dynamics: Management and Conservation in the Coniferous forests of Western North America*. (eds C.J. Zabel & R.G. Anthony), pp. 374-404. Cambridge University Press, New York, NY, US.
- McCune, B. (1988) Ecological diversity in North American pines. *American journal of Botany*, **75**, 353-368.
- McDonnell, M.J. & Pickett, S.T.A. (1990) Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, **71**, 1232-1237.
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A. & Pouyat, R.V. (1993) The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. *Humans as components of ecosystems* (eds M.J. McDonnell & S.T.A. Pickett), pp. 175-189. Springer-Verlag, New York, US.
- McIver, J.D. & Ottmar, R.D. (2007) Fuel mass and stand structure after post-fire logging of a severely burned ponderosa pine forest in northeastern Oregon. *Forest Ecology and Management*, **238**, 268-279.
- McIver, J.D. & Starr, L. (2000) Environmental effects of postfire logging: literature review and annotated bibliography. *General Technical Report PNW-GTR-486*, pp. 72. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, US.

- Mendoza, I., Zamora, R. & Castro, J. (2009) A seeding experiment for testing tree-community recruitment under variable environments: Implications for forest regeneration and conservation in Mediterranean habitats. *Biological Conservation*, **142**, 1491-1499.
- Meserve, P.L., Milstead, W.B. & Gutiérrez, J.R. (2001) Results of a food addition experiment in a north-central Chile small mammal assemblage: evidence for the role of “bottom-up” factors. *Oikos*, **94**, 548-556.
- Minnich, R.A. (1983) Fire mosaics in southern California and northern Baja California. *Science*, **219**, 1287-1294.
- Molinas, M.L. & Verdaguer, D. (1993) Lignotuber ontogeny in the cork-oak (*Quercus suber*; Fagaceae). I. Late embryo. *American journal of Botany*, **80**, 172-181.
- Molinillo, M., Lasanta, T. & García-Ruiz, J.M. (1997) Managing mountainous degraded landscapes after farmland abandonment in the Central Spanish Pyrenees. *Environmental Management*, **21**, 587-598.
- Monamy, V. & Fox, B.J. (2000) Small mammal succession is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. *Austral Ecology*, **25**, 580-587.
- Monamy, V. & Fox, B.J. (2010) Responses of two species of heathland rodents to habitat manipulation: vegetation density thresholds and the habitat accommodation model. *Austral Ecology*, **35**, 334-347.
- Moneglia, P., Besnard, A., Thibault, J.C. & Prodon, R. (2009) Habitat selection of the Corsican Nuthatch (*Sitta whiteheadi*) after a fire. *Journal of Ornithology*, **150**, 577-583.
- Monimeau, L., Mouillot, D., Fons, R., Prodon, R. & Marchand, B. (2002) Impact of prescribed burning on the survival rates of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). *Acta Oecologica*, **23**, 51-58.
- Montané, F., Casals, P., Taull, M., Lambert, B. & Dale, M.R.T. (2009) Spatial patterns of shrub cover after different fire disturbances in the Pyrenees. *Annals of Forest Science*, **66**, 1-8.
- Montgomery, W.I. (1999) *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758). *The Atlas of European Mammals* (eds A.J. Mitchell-Jones, G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P.J.H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J.B.M. Thissen, V. Vohralík & J. Zima), pp. 274-275. Academic Press, London, UK
- Montgomery, W.I. & Dowie, M. (1993) The distribution and population regulation of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* on field boundaries of pastoral farmland. *Journal of Applied Ecology*, 783-791.
- Montoya, D., Zavala, M.A., Rodríguez, M.A. & Purves, D.W. (2008) Animal versus wind dispersal and the robustness of tree species to deforestation. *Science*, **320**, 1502-1504.
- Morán-López, T., Fernández, M., Alonso, C.L., Flores-Rentería, D., Valladares, F. & Díaz, M. (2015) Effects of forest fragmentation on the oak-rodent mutualism. *Oikos*, **124**, 1482-1491.
- Morán-López, T., Wiegand, T., Morales, J.M., Valladares, F. & Díaz, M. (2016) Predicting forest management effects on oak-rodent mutualisms. *Oikos*.
- Moreira, F., Rego, F.C. & Ferreira, P.G. (2001) Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, **16**, 557-567.
- Moreno, J.M., Vázquez, A. & Vélez, R. (1998) Recent history of forest fires in Spain. *Large forest fires* (ed. J.M. Moreno), pp. 159-185. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Moriondo, M., Good, P., Durao, R., Bindi, M., Giannakopoulos, C. & Corte-Real, J. (2006) Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Climate Research*, **31**, 85-95.
- Morris, D.W. (1996) Coexistence of specialist and generalist rodents via habitat selection. *Ecology*, **77**, 2352-2364.
- Morrison, M.L., Marcot, B. & Mannan, W. (2006) *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*, 3rd edn. Island Press, Washington, DC, US.
- Mouillot, F., Ratte, J.-P., Joffre, R., Moreno, J.M. & Rambal, S. (2003) Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a Mediterranean landscape (Corsica, France). *Landscape Ecology*, **18**, 665-674.
- Müller, J., Hothorn, T. & Pretzsch, H. (2007) Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management*, **242**, 297-305.

- Muñoz, A. & Bonal, R. (2007) Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. *Oikos*, **116**, 1631-1638.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.
- Nakagawa, S. & Schielzeth, H. (2013) A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, **4**, 133-142.
- Nathan, R. & Muller-Landau, H.C. (2000) Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in ecology & evolution*, **15**, 278-285.
- Naveh, Z. (1974) Effects of fire in the Mediterranean region. *Fire and ecosystems* (eds T.T. Kozlowski & C.E. Ahlgren), pp. 401-434. Academic Press, Inc, New York, US.
- Naveh, Z. (1975) The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*, **29**, 199-208.
- Ne'eman, G., Goubitz, S. & Nathan, R. (2004) Reproductive traits of *Pinus halepensis* in the light of fire—a critical review. *Plant Ecology*, **171**, 69-79.
- Ne'eman, G., Lahav, H. & Izhaki, I. (1995) Recovery of vegetation in a natural east Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel as affected by management strategies. *Forest Ecology and Management*, **75**, 17-26.
- Ne'eman, G., Perevolotsky, A. & Schiller, G. (1997) The management implications of the Mt. Carmel research project. *International Journal of Wildland Fire*, **7**, 343-350.
- Ne'eman, G., Meir, I. & Ne'eman, R. (1993) The effect of ash on the germination and early growth of shoots and roots of *Pinus*, *Cistus* and annuals. *Seed Science and Technology*, **21**, 339-349.
- Newsome, A.E. & Catling, P.C. (1983) Animal demography in relation to fire and shortage of food: Some indicative models. *Mediterranean-Type Ecosystems: The Role of Nutrients* (eds F.J. Kruger, D.T. Mitchell & J.U.M. Jarvis), pp. 490-505. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Newton, I. (1998) *Population limitation in birds*, 1st edn. Elsevier Academic Press, London, UK.
- Niklasson, M., Zin, E., Zielonka, T., Feijen, M., Korczyk, A.F., Churski, M., Samojlik, T., Jędrzejewska, B., Gutowski, J.M. & Brzeziecki, B. (2010) A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology*, **98**, 1319-1329.
- Ninyerola, M., Pons, X. & Roure, J.M. (2000) A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology*, **20**, 1823-1841.
- Olsson, O., Brown, J.S. & Smith, H.G. (2002) Long- and short-term state-dependent foraging under predation risk: an indication of habitat quality. *Animal Behaviour*, **63**, 981-989.
- Ordóñez, J.L. & Retana, J. (2004) Early reduction of post-fire recruitment of *Pinus nigra* by post-dispersal seed predation in different time-since-fire habitats. *Ecography*, **27**, 449-458.
- Orsini, P., Cassaing, J., Duplantier, J.M. & Croset, H. (1982) Premières données sur l'écologie des populations naturelles de souris, *Mus spretus* Lataste et *Mus musculus domesticus* Ruddy dans le Midi de la France. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **36**, 321-336.
- Ostfeld, R.S., Manson, R.H. & Canham, C.D. (1997) Effects of rodents on survival of tree seeds and seedlings invading old fields. *Ecology*, **78**, 1531-1542.
- Padilla, F.M. & Pugnaire, F.I. (2006) The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **4**, 196-202.
- Palomo, L.J. (2007) *Mus spretus* (Lataste, 1883). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España* (eds L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco), pp. 464-466. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Palomo, L.J., Justo, E.R. & Vargas, J.M. (2009) *Mus spretus* (Rodentia: muridae). *Mammalian species*, 1-10.

- Panteleyev, P.A. (1998) *The Rodents of the Palaearctic: Composition and Areas*, 1st edn. Institute of Ecology and Evolution of Russian Academy of Science. Pensoft Publishers, Moscow, Russia.
- Panzer, R. (2003) Importance of in situ survival, recolonization, and habitat gaps in the postfire recovery of fire-sensitive prairie insect species. *Natural Areas Journal*, **23**, 14-21.
- Parr, C.L. & Andersen, A.N. (2006) Patch mosaic burning for biodiversity conservation: a critique of the pyrodiversity paradigm. *Conservation Biology*, **20**, 1610-1619.
- Parr, C.L., Robertson, H.G., Biggs, H.C. & Chown, S.L. (2004) Response of African savanna ants to long-term fire regimes. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 630-642.
- Passovoy, M.D. & Fulé, P.Z. (2006) Snag and woody debris dynamics following severe wildfires in northern Arizona ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management*, **223**, 237-246.
- Paula, S. & Pausas, J.G. (2008) Burning seeds: germinative response to heat treatments in relation to resprouting ability. *Journal of Ecology*, **96**, 543-552.
- Pausas, J.G. (1997) Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Science*, **8**, 703-706.
- Pausas, J.G. (2004) Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic change*, **63**, 337-350.
- Pausas, J.G., Bonet, A., Maestre, F.T. & Climent, A. (2006) The role of the perch effect on the nucleation process in Mediterranean semi-arid oldfields. *Acta Oecologica*, **29**, 346-352.
- Pausas, J.G. & Bradstock, R.A. (2007) Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in mediterranean shrublands of south-east Australia. *Global ecology and biogeography*, **16**, 330-340.
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith, D.A., Keeley, J.E. & GCTE Fire Network (2004a) Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, **85**, 1085-1100.
- Pausas, J.G. & Fernández-Muñoz, S. (2012) Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic change*, **110**, 215-226.
- Pausas, J.G. & Keeley, J.E. (2009) A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience*, **59**, 593-601.
- Pausas, J.G. & Lloret, F. (2007) Spatial and temporal patterns of plant functional types under simulated fire regimes. *International Journal of Wildland Fire*, **16**, 484-492.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A. & Vallejo, R. (2008) Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review. *International Journal of Wildland Fire*, **17**, 713-723.
- Pausas, J.G. & Paula, S. (2012) Fuel shapes the fire-climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems. *Global ecology and biogeography*, **21**, 1074-1082.
- Pausas, J.G. & Ribeiro, E. (2013) The global fire-productivity relationship. *Global ecology and biogeography*, **22**, 728-736.
- Pausas, J.G., Ribeiro, E. & Vallejo, R. (2004b) Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management*, **203**, 251-259.
- Pausas, J.G. & Verdu, M. (2005) Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: a phylogenetic approach. *Oikos*, **109**, 196-202.
- Pearson, D.E. (1999) Small mammals of the Bitterroot National Forest: a literature review and annotated bibliography. *General Technical Report RMRS-GTR-25*, pp. 63. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, US.
- Pearson, D.E. & Callaway, R.M. (2008) Weed-biocontrol insects reduce native-plant recruitment through second-order apparent competition. *Ecological Applications*, **18**, 1489-1500.
- Pechony, O. & Shindell, D.T. (2010) Driving forces of global wildfires over the past millennium and the forthcoming century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107**, 19167-19170.



- Peñalba, M.C. (1994) The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis. *Journal of Ecology*, **82**, 815-832.
- Perea, R., González, R., San Miguel, A. & Gil, L. (2011a) Moonlight and shelter cause differential seed selection and removal by rodents. *Animal Behaviour*, **82**, 717-723.
- Perea, R., San Miguel, A. & Gil, L. (2011b) Acorn dispersal by rodents: the importance of re-dispersal and distance to shelter. *Basic and Applied Ecology*, **12**, 432-439.
- Peters, E.M., Martorell, C. & Ezcurra, E. (2008) Nurse rocks are more important than nurse plants in determining the distribution and establishment of globose cacti (Mammillaria) in the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Arid Environments*, **72**, 593-601.
- Peterson, C.J. & Leach, A.D. (2008) Salvage logging after windthrow alters microsite diversity, abundance and environment, but not vegetation. *Forestry*, **81**, 361-376.
- Peterson, D.W., Dodson, E.K. & Harrod, R.J. (2015) Post-fire logging reduces surface woody fuels up to four decades following wildfire. *Forest Ecology and Management*, **338**, 84-91.
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. (1985) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, 1st edn. Academic Press, Inc., Sant Diego, CA, US.
- Pigott, C.D. & Pigott, S. (1993) Water as a determinant of the distribution of trees at the boundary of the mediterranean zone. *Journal of Ecology*, **81**, 557-566.
- Piñol, J., Beven, K. & Viegas, D.X. (2005) Modelling the effect of fire-exclusion and prescribed fire on wildfire size in Mediterranean ecosystems. *Ecological Modelling*, **183**, 397-409.
- Piñol, J., Terradas, J. & Lloret, F. (1998) Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic change*, **38**, 345-357.
- Pons, J. (2009) Cork oak regeneration: an approach based on species interactions at landscape scale. Universidad de Alicante.
- Pons, J. & Pausas, J.G. (2007) Rodent acorn selection in a Mediterranean oak landscape. *Ecological Research*, **22**, 535-541.
- Pons, P. (2015) Delayed effects of fire and logging on cicada nymph abundance. *Journal of Insect Conservation*, **19**, 601-606.
- Pons, P. & Bas, J.M. (2005) Open-habitat birds in recently burned areas: The role of the fire extent and species' habitat breadth. *Ardeola*, **52**, 119-131.
- Pons, P., Bas, J.M., Prodon, R., Roura-Pascual, N. & Clavero, M. (2008) Territory characteristics and coexistence with heterospecifics in the Dartford warbler *Sylvia undata* across a habitat gradient. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **62**, 1217-1228.
- Pons, P. & Clavero, M. (2010) Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation*, **13**, 294-305.
- Pons, P., Clavero, M., Bas, J.M. & Prodon, R. (2012) Time-window of occurrence and vegetation cover preferences of Dartford and Sardinian Warblers after fire. *Journal of Ornithology*, **153**, 921-930.
- Pons, P., Font, B., Tobella, C., Clarabuch, O. & Puig-Gironès, R. (2013) L'incendi de la Jonquera 2012 i la fauna: poblacions animals, funcions ecològiques i recomanacions de gestió. INFORME FINAL corresponent a l'ajut Foc al Cor. pp. 70. IAEDEN – Salvem l'Empordà, Figueres, Spain.
- Pons, P., Henry, P.-Y., Gargallo, G., Prodon, R. & Lebreton, J.-D. (2003) Local survival after fire in Mediterranean shrublands: combining capture-recapture data over several bird species. *Population Ecology*, **45**, 187-196.
- Pons, P. & Prodon, R. (1996) Short term temporal patterns in a Mediterranean shrubland bird community after wildfire. *Acta Oecologica*, **17**, 29-41.
- Preiss, E., Martin, J.-L. & Debussche, M. (1997) Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology*, **12**, 51-61.

- Prodon, R. (1995) Impact des incendies sur l'avifaune. Gestion du paysage et conservation de la biodiversité animale. *Forêt méditerranéenne et faune sauvage*, **16**, 255-263.
- Prodon, R., Fons, R. & Athias-Binche, F. (1987) The impact of fire on animal communities in Mediterranean area. *The role of fire on ecological systems* (ed. L. Trabaud), pp. 121-157. The Hague: SPB Academic, Amsterdam, The Netherlands.
- Prodon, R. & Lebreton, J.-D. (1981) Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees, 1. Analysis and modelling of the structure gradient. *Oikos*, **37**, 21-38.
- Prodon, R. & Pons, P. (1992) Postfire bird studies: methods, questions, and perspectives. *Fire in Mediterranean ecosystems* (eds L. Trabaud & R. Prodon), pp. 332-343. GUYOT, Commission of the European Communities, Banyuls-Sur-Mer, France.
- Puerta-Piñero, C. (2010) Intermediate spatial variations on acorn predation shapes Holm oak establishment within a Mediterranean landscape context. *Plant Ecology*, **210**, 213-224.
- Puerta-Piñero, C., Pino, J. & Gomez, J.M. (2012) Direct and indirect landscape effects on *Quercus ilex* regeneration in heterogeneous environments. *Oecologia*, **170**, 1009-1020.
- Puerta-Piñero, C., Sanchez-Miranda, A., Leverkus, A.B. & Castro, J. (2010) Management of burnt wood after fire affects post-dispersal acorn predation. *Forest Ecology and Management*, **260**, 345-352.
- Puig-Gironès, R., Brotons, L. & Pons, P. (2016a) Aridity influences the recovery of Mediterranean shrubland birds after wildfire. *El Puto Amo*, **69**, 9-99.
- Puig-Gironès, R., Clavero, M. & Pons, P. (2016b) Effect of the unburnt perimeter on the recovery strategy by rodents after wildfire and its consequence on seed interaction.
- Pulido, F.J. & Díaz, M. (2005) Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. *Ecoscience*, **12**, 92-102.
- Purdon, M., Biais, S. & Bergeron, Y. (2004) Initial response of understorey vegetation to fire severity and salvage-logging in the southern boreal forest of Québec. *Applied Vegetation Science*, **7**, 49-60.
- Purves, D.W., Zavala, M.A., Ogle, K., Prieto, F. & Benayas, J.M.R. (2007) Environmental heterogeneity, bird-mediated directed dispersal, and oak woodland dynamics in mediterranean Spain. *Ecological Monographs*, **77**, 77-97.
- Pyne, S.J. (2012) *Vestal fire: an environmental history, told through fire, of Europe and Europe's encounter with the world*. University of Washington Press.
- Quintana, J.R., Cruz, A., Fernández-González, F. & Moreno, J.M. (2004) Time of germination and establishment success after fire of three obligate seeders in a Mediterranean shrubland of central Spain. *Journal of Biogeography*, **31**, 241-249.
- R Core Team (2014) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raftoyannis, Y. & Spanos, I. (2005) Evaluation of log and branch barriers as post-fire rehabilitation treatments in a Mediterranean pine forest in Greece. *International Journal of Wildland Fire*, **14**, 183-188.
- Rathke, D. & Bröring, U. (2005) Colonization of post-mining landscapes by shrews and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). *Ecological Engineering*, **24**, 149-156.
- Regos, A. (2015) Global change and the uncertain future of biodiversity in Mediterranean-type ecosystems: insights from a strategic foresight process. Universitat Autònoma de Barcelona (UAB).
- Regos, A., D'Amen, M., Herrando, S., Guisan, A. & Brotons, L. (2015) Fire management, climate change and their interacting effects on birds in complex Mediterranean landscapes: dynamic distribution modelling of an early-successional species-the near-threatened Dartford Warbler (*Sylvia undata*). *Journal of Ornithology*, **156**, 275-286.
- Retana, J., Espelta, J.M., Habrouk, A., Ordoñez, J.L. & de Solà-Morales, F. (2002) Regeneration patterns of three mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in northeastern Spain. *Ecoscience*, **9**, 89-97.

- Robertson, B.A. & Hutto, R.L. (2006) A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology*, **87**, 1075-1085.
- Rodrigo, A., Quintana, V. & Retana, J. (2007) Fire reduces *Pinus pinea* distribution in the northeastern Iberian Peninsula. *Ecoscience*, **14**, 23-30.
- 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.
- Rollan, À. & Real, J. (2011) Effect of wildfires and post-fire forest treatments on rabbit abundance. *European journal of wildlife research*, **57**, 201-209.
- Rosalino, L.M., Ferreira, D., Leitão, I. & Santos-Reis, M. (2011) Selection of nest sites by wood mice *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean agro-forest landscape. *Ecological Research*, **26**, 445-452.
- Rost, J. (2011) L'efecte de la gestió forestal post-incendi sobre l'avifauna i la dispersió de llavors per ocells frugívors. Universitat de Girona (UdG).
- Rost, J., Bas, J.M. & Pons, P. (2012a) The importance of piling wood debris on the distribution of bird-dispersed plants in burned and logged Mediterranean pine forests. *International Journal of Wildland Fire*, **21**, 79-85.
- Rost, J., Clavero, M., Bas, J.M. & Pons, P. (2010) Building wood debris piles benefits avian seed dispersers in burned and logged Mediterranean pine forests. *Forest Ecology and Management*, **260**, 79-86.
- Rost, J., Clavero, M., Brotons, L. & Pons, P. (2012b) The effect of postfire salvage logging on bird communities in Mediterranean pine forests: the benefits for declining species. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 644-651.
- Rost, J., Hutto, R.L., Brotons, L. & Pons, P. (2013) Comparing the effect of salvage logging on birds in the Mediterranean Basin and the Rocky Mountains: Common patterns, different conservation implications. *Biological Conservation*, **158**, 7-13.
- Rost, J., Pons, P. & Bas, J.M. (2009) Can salvage logging affect seed dispersal by birds into burned forests? *Acta Oecologica*, **35**, 763-768.
- Rost, J., Pons, P. & Bas, J.M. (2012c) Seed dispersal by carnivorous mammals into burnt forests: An opportunity for non-indigenous and cultivated plant species. *Basic and Applied Ecology*, **13**, 623-630.
- Rotenberry, J.T. (1978) Components of avian diversity along a multifactorial gradient. *Ecology*, **59**, 693-699.
- Roura-Pascual, N., Pons, P., Etienne, M. & Lambert, B. (2005) Transformation of a rural landscape in the Eastern Pyrenees between 1953 and 2000. *Mountain Research and Development*, **25**, 252-261.
- Royo, A.A., Peterson, C.J., Stanovick, J.S. & Carson, W.P. (2016) Evaluating the ecological impacts of salvage logging: Can natural and anthropogenic disturbances promote coexistence? *Ecology*, **Accepted Author Manuscript**.
- Rubio, J.L. (2008) Agua y Desertificación. *Ambienta: Revista del Ministerio de Medio Ambiente*, **77 (extra)**, 58-64.
- Ryan, K.C. & Amman, G.D. (1994) Interactions between fire-injured trees and insects in the Greater Yellowstone Area. *Plants and their Environments : Proceedings of the First Biennial Scientific Conference on the Greater Yellowstone Ecosystem* (ed. D.G. Despain), pp. 259-271. USDI National Park Service Technical Report NPS/NRYELL/NRTR-93/XX, Utah, US.
- Sainz-Elipe, S., Saez-Duran, S., Galan-Puchades, M.T. & Fuentes, M.V. (2012) Small mammal (Soricomorpha and Rodentia) dynamics after a wildfire in a Mediterranean ecosystem. *Mammalia*, **76**, 251-259.
- Santos, X., Bros, V. & Mino, À. (2009) Recolonization of a burned Mediterranean area by terrestrial gastropods. *Biodiversity & Conservation*, **18**, 3153-3165.
- Santos, X. & Poquet, J.M. (2010) Ecological succession and habitat attributes affect the postfire response of a Mediterranean reptile community. *European journal of wildlife research*, **56**, 895-905.

- Saura-Mas, S. & Lloret, F. (2007) Leaf and shoot water content and leaf dry matter content of Mediterranean woody species with different post-fire regenerative strategies. *Annals of Botany*, **99**, 545-554.
- Saurí, D. & Boada, M. (2006) Sostenibilidad y cultura campesina: hacia modelos alternativos de desarrollo rural. Una propuesta desde Cataluña. *Boletín de la Asociación de Geógrafos españoles*, 315-328.
- Schimper, A.F.W. (1903) *Plant Geography upon a Physiological Basis*, 1st edn. Clarendon Press, Oxford, UK.
- Schupp, E.W. (1993) Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects* (eds T.H. Fleming & A. Estrada), pp. 15-29. Springer, Netherlands.
- Schwilk, D.W. & Keeley, J.E. (1998) Rodent populations after a large wildfire in California chaparral and coastal sage scrub. *The Southwestern Naturalist*, **43**, 480-483.
- Schwilk, D.W. & Keeley, J.E. (2006) The role of fire refugia in the distribution of *Pinus sabiniana* (Pinaceae) in the southern Sierra Nevada. *Madroño*, **53**, 364-372.
- Scott, A.C. & Glasspool, I.J. (2006) The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **103**, 10861-10865.
- Seijo, F. (2009a) Fuego bueno, fuego malo: fuerzas motrices del cambio en los regímenes de incendios forestales de la Península Ibérica durante el Antropoceno. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 367-372.
- Seijo, F. (2009b) Who framed the forest fire? State Framing and peasant counter-framing of anthropogenic forest fires in Spain since 1940. *Journal of environmental policy & planning*, **11**, 103-128.
- Serrat, A., Pons, P., Puig-Gironès, R. & Stefanescu, C. (2015) Environmental factors influencing butterfly abundance after a severe wildfire in Mediterranean vegetation. *Animal Biodiversity and Conservation*, **38**, 207-220.
- Sessions, J., Bettinger, P., Buckman, R., Newton, M. & Hamann, J. (2004) Hastening the return of complex forests following fire: the consequences of delay. *Journal of Forestry*, **102**, 38-45.
- Shenbrot, G.I. & Krasnov, B.R. (2005) *Atlas of the geographic distribution of the arvicoline rodents of the world (rodentia, muridae: arvicolinae)*, 1st edn. Pensoft, Sofia, Moscow, Rusia.
- Shields, W.M. (1982) *Philopatry, Inbreeding, and the Evolution of Sex*, 1st edn. State University New York Press, Albany, NY, US.
- Shirihai, H., Gargallo, G., Helbig, A.J., Harris, A. & Cottridge, D. (2001) *Sylvia warblers: identification, taxonomy and phylogeny of the genus Sylvia*, 1st edn. Christopher Helm Publishers Ltd, London, UK.
- Shore, T.L., Brooks, J.E. & Stone, J.E. (2004) *Mountain pine beetle symposium: challenges and solutions*, 1st edn. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Kelowna, BC, Canada.
- Sikes, R.S., Gannon, W.L. & Animal Care and Use Committee (2011) Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy*, **92**, 235-253.
- Sirami, C., Brotons, L. & Martin, J.-L. (2007) Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions*, **13**, 42-52.
- Sitters, H., Christie, F.J., Di Stefano, J., Swan, M., Penman, T., Collins, P.C. & York, A. (2014) Avian responses to the diversity and configuration of fire age classes and vegetation types across a rainfall gradient. *Forest Ecology and Management*, **318**, 13-20.
- Slade, N.A. & Blair, S.M. (2000) An empirical test of using counts of individuals captured as indices of population size. *Journal of Mammalogy*, **81**, 1035-1045.
- Smit, C., Béguin, D., Buttler, A. & Müller-Schärer, H. (2005) Safe sites for tree regeneration in wooded pastures: A case of associational resistance? *Journal of Vegetation Science*, **16**, 209-214.

- Smit, C., Ouden, J. & Díaz, M. (2008) Facilitation of *Quercus ilex* recruitment by shrubs in Mediterranean open woodlands. *Journal of Vegetation Science*, **19**, 193-200.
- Smith, H.G., Dänhardt, J., Lindström, Å. & Rundlöf, M. (2010) Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia*, **162**, 1071-1079.
- Spanos, I., Raftoyannis, Y., Goudelis, G., Xanthopoulou, E., Samara, T. & Tsiontsis, A. (2005) Effects of postfire logging on soil and vegetation recovery in a *Pinus halepensis* Mill. forest of Greece. *Plant and soil*, **278**, 171-179.
- Stähli, M., Finsinger, W., Tinner, W. & Allgöwer, B. (2006) Wildfire history and fire ecology of the Swiss National Park (Central Alps): new evidence from charcoal, pollen and plant macrofossils. *The Holocene*, **16**, 805-817.
- Stearns, S.C. (1992) *The evolution of life histories*. Oxford University Press Oxford.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S. & Lindgren, P.M. (2001) Stand structure and small mammals in young lodgepole pine forest: 10-year results after thinning. *Ecological Applications*, **11**, 1151-1173.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M. & Ransome, D.B. (2012) If we build habitat, will they come? Woody debris structures and conservation of forest mammals. *Journal of Mammalogy*, **93**, 1456-1468.
- Sutherland, E.F. & Dickman, C.R. (1999) Mechanisms of recovery after fire by rodents in the Australian environment: a review. *Wildlife Research*, **26**, 405-419.
- Svenning, J.-C. & Skov, F. (2007) Could the tree diversity pattern in Europe be generated by postglacial dispersal limitation? *Ecology letters*, **10**, 453-460.
- Svensson, L. & Christie, D.A. (2013) Melodious Warbler (*Hippolais polyglotta*). *Handbook of the Birds of the World Alive* (eds J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie & E. de Juana). Lynx Edicions, Barcelona. Available at: <http://www.hbw.com/node/58835> (accessed 2013).
- Svensson, L., Mullarney, K. & Zetterstöm, D. (2010) *Guía de Aves. España, Europa y Región Mediterránea*, 2nd edn. Omega S.A., Barcelona, Spain.
- Swengel, A.B. (2001) A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. *Biodiversity & Conservation*, **10**, 1141-1169.
- Tàbara, D., Saurí, D. & Cerdan, R. (2003) Forest fire risk management and public participation in changing socioenvironmental conditions: a case study in a Mediterranean region. *Risk Analysis*, **23**, 249-260.
- Tapias, R., Climent, J., Pardos, J.A. & Gil, L. (2004) Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecology*, **171**, 53-68.
- Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P. & Pardos, J.A. (2001) Canopy seed banks in Mediterranean pines of south-eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L. *Journal of Ecology*, **89**, 629-638.
- Taylor, T.N. & Taylor, E.L. (1993) *The biology and evolution of fossil plants*, 1st edn. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, US.
- Tellería, J.L., Santos, T. & Alcántara, M. (1991) Abundance and food-searching intensity of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in fragmented forests. *Journal of Mammalogy*, **72**, 183-187.
- ter Braak, C.J.F. & Prentice, I.C. (1988) A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, **34**, 271-317.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. & Jeltsch, F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, **31**, 79-92.
- Thibault, J.-C. & Prodon, R. (2006) Seed predation by birds shortly after a wildfire in a Corsican pine forest. *International Journal of Wildland Fire*, **15**, 81-86.

- Thornthwaite, C.W. (1948) An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review*, **38**, 55 - 94.
- Tiedemann, A.R., Klemmedson, J.O. & Bull, E.L. (2000) Solution of forest health problems with prescribed fire: are forest productivity and wildlife at risk? *Forest Ecology and Management*, **127**, 1-18.
- Tieleman, B.I., Williams, J.B. & Buschur, M.E. (2002) Physiological adjustments to arid and mesic environments in larks (Alaudidae). *Physiological and Biochemical Zoology*, **75**, 305-313.
- Torre, I. (2004) Distribution, population dynamics and habitat selection of small mammals in Mediterranean environments: the role of climate, vegetation structure, and predation risk. Universitat de Barcelona.
- Torre, I., Arrizabalaga, A. & Díaz, M. (2002) Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). *Galemys*, **14**, 1-26.
- Torre, I., Arrizabalaga, A. & Flaquer, C. (2004) Three methods for assessing richness and composition of small mammal communities. *Journal of Mammalogy*, **85**, 524-530.
- Torre, I. & Díaz, M. (2004) Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecologica*, **25**, 137-142.
- Torre, I., Díaz, M. & Arrizabalaga, A. (2014) Additive effects of climate and vegetation structure on the altitudinal distribution of greater white-toothed shrews *Crocidura russula* in a Mediterranean mountain range. *Acta Theriologica*, **59**, 139-147.
- Torre, I., Díaz, M., Martínez-Padilla, J., Bonal, R., Vinuela, J. & Fargallo, J.A. (2007) Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. *Basic and Applied Ecology*, **8**, 565-575.
- Trabaud, L. (1991) Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. *Journal of Vegetation Science*, **2**, 307-314.
- Trabaud, L. (1998) Recuperación y regeneración de ecosistemas mediterráneos incendiados. *Serie Geográfica*, **7**, 37-47.
- Trabaud, L. (2000) Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests in the west Mediterranean. *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin* (eds G. Ne'eman & L. Trabaud), pp. 257-268. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Trabaud, L., Christensen, N.L. & Gill, A.M. (1993) Historical biogeography of fire in temperate and Mediterranean ecosystems. *Fire in the Environment: the Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires* (eds P.J. Crutzen & J.G. Goldammer), pp. 277-295. John Wiley & Sons, New York, US.
- Tucker, G.M., Heath, M.F., Tomialojc, L. & Grimmett, R.F.A. (1994) *Birds in Europe: Their Conservation Status*, 1st edn. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Valladares, F. (2008) A mechanistic view of the capacity of forests to cope with climate change. *Managing Forest Ecosystems: the challenge of climate change* (eds F. Bravo, V. May, R. Jandl & K. von Gadow), pp. 15-40. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Valladares, F., Benavides, R., Rabasa, S.G., Pausas, J.G., Paula, S., Simonson, W.D. & Díaz, M. (2014) Global change and Mediterranean forests: current impacts and potential responses. *Forests and global change* (eds D.A. Coomes, D.F.R.P. Burslem & W.D. Simonson), pp. 47-75. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Vallecillo, S., Hermoso Lopez, V., Possingham, H.P. & Brotons, L. (2013) Conservation planning in a fire-prone Mediterranean region: threats and opportunities for bird species. *Landscape Ecology*, **28**, 1517-1528.
- Vallejo, V.R., Bautista, S. & Alloza, J.A. (2009) Restauración de montes quemados en condiciones mediterráneas. *Recursos Rurais. Revista oficial do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural (IBADER)*, **5**, 55-60.

- Vamstad, M.S. & Rotenberry, J.T. (2010) Effects of fire on vegetation and small mammal communities in a Mojave Desert Joshua tree woodland. *Journal of Arid Environments*, **74**, 1309-1318.
- Vander Wall, S.B. (2010) How plants manipulate the scatter-hoarding behaviour of seed-dispersing animals. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **365**, 989-997.
- Vander Wall, S.B., Forget, P.-M., Lambert, J.E. & Hulme, P.E. (2005) Seed Fate Pathways: Filling the Gap between Parent and Offspring. *Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment* (eds P.-M. Forget, J.E. Lambert, P.E. Hulme & S.B. Vander Wall), pp. 1-8. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Vázquez, A. & Moreno, J.M. (1995) Patterns of fire occurrence across a climatic gradient and its relationship to meteorological variables in Spain. *Global change and Mediterranean-type ecosystems* (eds J.M. Moreno & W.C. Oechel), pp. 408-434. Springer-Verlag, New York, US.
- Vázquez, A., Pérez, B., Fernández-González, F. & Moreno, J.M. (2002) Recent fire regime characteristics and potential natural vegetation relationships in Spain. *Journal of Vegetation Science*, **13**, 663-676.
- Veblen, T.T., Kitzberger, T., Villalba, R. & Donnegan, J. (1999) Fire history in northern Patagonia: the roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs*, **69**, 47-67.
- Verdú, J., Crespo, M.B. & Galante, E. (2000) Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, **9**, 1707-1721.
- 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.
- Verkaik, I., Rieradevall, M., Cooper, S.D., Melack, J.M., Dudley, T.L. & Prat, N. (2013) Fire as a disturbance in mediterranean climate streams. *Hydrobiologia*, 1-30.
- Viegas, D.X. & Viegas, M.T. (1994) A relationship between rainfall and burned area for Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, **4**, 11-16.
- Vigo, J. (2005) *Les comunitats vegetals: descripció i classificació*, 1st edn. Edicions Universitat Barcelona, Barcelona, Spain.
- Vigo, J., Carreras, J. & Ferré, A. (2005) *Manual dels hàbitats de Catalunya*, 1st edn. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Wagenmakers, E.-J. & Farrell, S. (2004) AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic bulletin & review*, **11**, 192-196.
- Watson, S.J., Taylor, R.S., Nimmo, D.G., Kelly, L.T., Clarke, M.F. & Bennett, A.F. (2012a) The influence of unburnt patches and distance from refuges on post-fire bird communities. *Animal Conservation*, **15**, 499-507.
- Watson, S.J., Taylor, R.S., Nimmo, D.G., Kelly, L.T., Haslem, A., Clarke, M.F. & Bennett, A.F. (2012b) Effects of time-since-fire on birds: how informative are generalized fire-response curves for conservation management? *Ecological Applications*, **22**, 685-696.
- Wenny, D.G. & Levey, D.J. (1998) Directed seed dispersal by bellbirds in a tropical cloud forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **95**, 6204-6207.
- Westerling, A.L. & Bryant, B.P. (2008) Climate change and wildfire in California. *Climatic change*, **87**, 231-249.
- Whitlock, C., Higuera, P.E., McWethy, D.B. & Briles, C.E. (2010) Paleoecological perspectives on fire ecology: revisiting the fire-regime concept. *The Open Ecology Journal*, **3**, 6-23.
- Whittaker, R.H. (1967) Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews*, **42**, 207-264.
- Wiens, J.A. (1976) Population Responses to Patchy Environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **7**, 81-120.

- Williams, S.E., Marsh, H. & Winter, J. (2002) Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian tropical rain forest. *Ecology*, **83**, 1317-1329.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M. & Stevens, R.D. (2003) Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **34**, 273-309.
- Willson, M.F., Rice, B.L. & Westoby, M. (1990) Seed dispersal spectra: a comparison of temperate plant communities. *Journal of Vegetation Science*, **1**, 547-562.
- Wilson, B.A. (1996) Fire effects on vertebrate fauna and implications for fire management and conservation *Fire and Biodiversity: The effects and effectiveness of fire management* (ed. J.R. Merrick), pp. 131-147. Biversity Unit, Department of Environment, Sport and Territories, Canberra, Australia.
- Wilson, D.E. & Reeder, D.M. (2005) *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*, 3rd edn. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA.
- Wrangham, R. & Carmody, R. (2010) Human adaptation to the control of fire. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews*, **19**, 187-199.
- Zaitsev, A.S., Gongalsky, K.B., Persson, T. & Bengtsson, J. (2014) Connectivity of litter islands remaining after a fire and unburnt forest determines the recovery of soil fauna. *Applied Soil Ecology*, **83**, 101-108.
- Zamora, R., Hodar, J.A., Matias, L. & Mendoza, I. (2010) Positive adjacency effects mediated by seed disperser birds in pine plantations. *Ecological Applications*, **20**, 1053-1060.
- Zavala, M.A., Espelta, J.M. & Retana, J. (2000) Constraints and trade-offs in Mediterranean plant communities: The case of holm oak-Aleppo pine forests. *The Botanical Review*, **66**, 119-149.
- Zavala, M.A., Zamora Rodríguez, R., Pulido Díaz, F.J., Blanco Vaca, J.A., Imbert Rodríguez, J.B., Marañón, T., Castillo Martínez, F.J. & Valladares Ros, F. (2008) Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (ed. F. Valladares), pp. 509-529. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, Spain.
- Zelazny, V.F., Martin, G.L., Toner, M., Gorman, M., Colpitts, M., Veen, H., Godin, B., McInnis, B., Steeves, C., Wuest, L. & Roberts, M.R. (2007) *Our landscape heritage: the story of ecological land classification in New Brunswick*, 2nd edn. Department of Natural Resources, Fredericton, NB, Canada.
- Zima, J. (1999) *Microtus arvalis* (Pallas, 1778). *The Atlas of European Mammals* (eds A.J. Mitchell-Jones, G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P.J.H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J.B.M. Thissen, V. Vohralík & J. Zima), pp. 228-229. Academic Press, London, UK
- Zozaya, E.L., Brotons, L., Herrando, S., Pons, P., Rost, J. & Clavero, M. (2010) Monitoring spatial and temporal dynamics of bird communities in Mediterranean landscapes affected by large wildfires. *Ardeola*, **57**, 33-50.
- Zozaya, E.L., Brotons, L. & Saura, S. (2012) Recent fire history and connectivity patterns determine bird species distribution dynamics in landscapes dominated by land abandonment. *Landscape Ecology*, **27**, 171-184.
- Zozaya, E.L., Brotons, L. & Vallecillo, S. (2011) Bird community responses to vegetation heterogeneity following non-direct regeneration of Mediterranean forests after fire. *Ardea* **99**, 73-84.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology With R*. Springer, New York, NY, US.
- Zwolak, R. (2009) A meta-analysis of the effects of wildfire, clearcutting, and partial harvest on the abundance of North American small mammals. *Forest Ecology and Management*, **258**, 539-545.
- Zwolak, R., Pearson, D.E., Ortega, Y.K. & Crone, E.E. (2010) Fire and mice: Seed predation moderates fire's influence on conifer recruitment. *Ecology*, **91**, 1124-1131.





Foto: Roger Puig-Gironès



# ANNEXOS





## ANNEXOS DERIVATS DE L'ÀREA D'ESTUDI I MÈTODES

## Annex I

Llistat dels hàbitats estudiats en els capítols 2 i 3 de la present memòria, extrets del Manual dels Hàbitat de Catalunya, adaptat del CORINE Biotopes Manual (Vigo et al. 2005).

Àrea d'estudi	Nom de l'hàbitat
Viu de Llevata	Prats calcícoles i mesòfils, amb <i>Festuca nigrescens</i> , <i>Plantago media</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Cirsium acaule</i> ..., de la muntanya mitjana i de l'estatge subalpí dels Pirineus
Viu de Llevata	Prats basòfils i xeròfils, amb <i>Festuca ovina</i> , <i>Avenula iberica</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Brachypodium phoenicoides</i> , <i>Seseli montanum</i> , <i>Teucrium pyrenaicum</i> ..., de l'estatge montà dels Pirineus
La Jonquera & Rasquera	Llistonars (prats secs de <i>Brachypodium retusum</i> ) amb teròfits, calcícoles, de terra baixa
La Jonquera & Rasquera	Prats de teròfits, calcícoles, de terra baixa, a la Mediterrània occidental
Ger	Prats silicícoles i mesòfils, amb <i>Agrostis capillaris</i> , <i>Festuca nigrescens</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Genistella sagittalis</i> , dels estatges montà i subalpí dels Pirineus.
Ger	Prats silicícoles i mesòfils, amb <i>Agrostis capillaris</i> i <i>Genista tinctoria</i> , de l'estatge montà dels Pirineus
Ger	Prats silicícoles i xeròfils, amb <i>Agrostis capillaris</i> , <i>Seseli montanum</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Dichanthium ischaemum</i> ..., de la muntanya mitjana pirinenca
Ger & Viu de Llevata	Prats dalladors amb fromental ( <i>Arrhenatherum elatius</i> ), dels estatges submontà i montà, principalment dels Pirineus
Ger	Landes de bruguerola ( <i>Calluna vulgaris</i> ), sovint amb <i>Genista pilosa</i> i <i>Genista anglica</i> , silicícoles, dels estatges montà i subalpí
Ger	Balegars (matollars de <i>Genista balansae</i> ), silicícoles, d'indrets secs, sovint solells, de l'estatge montà
Ger	Balegars (matollars de <i>Genista balansae</i> ), silicícoles, de vessants solells de l'alta muntanya
Viu de Llevata	Boixedes (matollars de <i>Buxus sempervirens</i> ), de la muntanya mitjana
Rasquera	Màquies i garrigues amb margalló ( <i>Chamaerops humilis</i> ), llentiscle ( <i>Pistacia lentiscus</i> ), ullastre ( <i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i> ), de les contrades Mediterrànies càlides
Rasquera	Garrigues de garric ( <i>Quercus coccifera</i> ), de les contrades Mediterrànies càlides
La Jonquera	Bruguerars amb dominància o abundància de bruc d'escombres ( <i>Erica scoparia</i> ), silicícoles, dels sòls profunds i poc secs de terra baixa
La Jonquera	Estepars d'estepa blanca ( <i>Cistus albidus</i> ), silicícoles, de terra baixa

Àrea d'estudi	Nom de l'hàbitat
La Jonquera	Brolles baixes i obertes d'estepes ( <i>Cistus</i> spp.), brucs ( <i>Erica</i> spp.)..., silicícoles, de terra baixa
La Jonquera	Garrigues de garric ( <i>Quercus coccifera</i> ), sense plantes termòfiles o gairebé, d'indrets secs i rocosos, de terra baixa
La Jonquera & Rasquera	Brolles dominades per romaní ( <i>Rosmarinus officinalis</i> ), calcícoles, de terra baixa
La Jonquera & Rasquera	Estepars dominats per estepa blanca ( <i>Cistus albidus</i> ), calcícoles, de terra baixa
La Jonquera & Rasquera	Brolles amb abundància d'estepa borrera ( <i>Cistus salviifolius</i> ), calcícoles, de terra baixa
La Jonquera & Rasquera	Brolles dominades per gatosa ( <i>Ulex parviflorus</i> ), calcícoles, de les contrades Mediterrànies
La Jonquera	Pinedes de pi blanc ( <i>Pinus halepensis</i> ), amb sotabosc de garrigues de garric ( <i>Quercus coccifera</i> ), de les terres Mediterrànies
La Jonquera	Pinedes de pi blanc ( <i>Pinus halepensis</i> ), amb sotabosc de màquies o garrigues d'alzinar o de carrascar
La Jonquera	Pinedes de pi blanc ( <i>Pinus halepensis</i> ), amb sotabosc de brolles calcícoles, de les contrades interiors
Ger	Pinedes de pi negre ( <i>Pinus uncinata</i> ), acidòfiles i xeròfiles, dels solells pirinencs
Viu de Llevata	Pinedes de pi roig ( <i>Pinus sylvestris</i> ), neutrobasòfiles i mesòfiles, dels Pirineus i de les contrades septentrionals
Ger	Pinedes de pi roig ( <i>Pinus sylvestris</i> ), acidòfiles i xeròfiles, dels estatges montà i submontà dels Pirineus
La Jonquera	Suredes amb sotabosc clarament forestal
La Jonquera	Suredes amb sotabosc de brolla acidòfila, de l'extrem oriental dels Pirineus i dels territoris ruscínic i catalanídic septentrional
La Jonquera	Alzinars de terra baixa, catalanooccitans
La Jonquera	Alzinars muntanyencs en terreny silici, catalanooccitans
La Jonquera	Bosquets d'alzines ( <i>Quercus ilex</i> ) que colonitzen ambients calents i sovint rocosos de la muntanya mitjana
Viu de Llevata	Carrascars (boscos o màquies de <i>Quercus rotundifolia</i> ) muntanyencs, pirinencs
La Jonquera	Alzinars muntanyencs amb pins ( <i>Pinus</i> spp.)
La Jonquera	Alzinars amb pins ( <i>Pinus</i> spp.) de terra baixa

## Annex II

### Descripció dels hàbitats presents a les àrees d'estudi corresponents als Capítols 2 i 3:

#### a) Les formacions herbàcies i arbustives mediterrànies

Les formacions herbàcies mediterrànies solen representar terrenys secs i assolellats, amb sòls poc profund o pedregosos; a més d'aparèixer en la primera etapa de successió vegetal després d'un incendi (Guixé et al. 2008) retenint la terra en indrets amb risc d'erosió (Conesa 1997). Els llistonars (Annex I), per exemple, són prats secs, dominats pel llistó (*Brachypodium retusum* [Persoon, 1812]), que poden allotjar alguna mata o arbre aïllat (Folch 1981). Per altre banda, els prats de teròfits de terra baixa, d'aspectes molt variables d'un indret a un altre, sempre són dominats per petites herbes anuals (d'uns 5-20 cm d'alçària) (Vigo et al. 2005).

Els matollars són una comunitat vegetal comuna i estesa en la conca Mediterrània. De fet, en les regions on les capes superficials del sòl retenen poc la humitat, les comunitats llenyoses baixes són més esteses i importants que les herbàcies (Vigo 2005). Aquí, les espècies rebrotadores com el garric (*Quercus coccifera* [Linnaeus, 1753]), els bruc d'escombres (*Erica scoparia* [Linnaeus, 1753]), el bruc boal (*E. arborea* [Linnaeus, 1753]), l'arboç (*Arbutus unedo* [Linnaeus, 1753]) o el Margalló (*Chamaerops humilis* [Linnaeus, 1753]), tenen gran capacitat de rebrotar inclús amb règims d'incendi curts (Trabaud 1991; Delitti et al. 2005). Tot i que algunes espècies poden perdre la seva capacitat de rebrot amb l'edat, moltes altres augmenten la seva capacitat de rebrot amb la mida (Moreno et al. 1998; Font et al. 2015). La garriga (Annex I), per exemple, comunitat vegetal molt característica en tota l'àrea Mediterrània catalana (Conesa 1997), sol correspondre a una formació secundària afavorida tant per la desforestació com per els incendis forestals, atesa la gran capacitat de rebrot del garric (Conesa 1997; Vigo et al. 2005). Les màquies i garrigues amb margalló, per la seva banda, on destaca el singular margalló, són hàbitat permanents que s'han vist estesos pels focs forestals i les tales, gràcies a l'elevada capacitat de rebrot de les espècies dominants (Vigo et al. 2005).

Les comunitats dominades per espècies no rebrotadores poden germinar gràcies al banc de llavors que persisteix després dels incendis (Arianoutsou & Thanos 1996). La germinació es pot veure estimulada per la calor del foc (Paula & Pausas 2008) o bé per altres productes de l'incendi com el fum o la fusta carbonitzada (Crosti et al. 2006). Moltes d'aquestes són altament inflamables i més resistents a la sequera que les espècies rebrotadores (Saura-Mas & Lloret 2007), fet que els permet colonitzar camps abandonats i ecosistemes altament degradats. Aquestes comunitats són propenses als canvis en la dominància d'espècies (de Luis et al. 2006) degut a una major sensibilitat a les condicions climàtiques postincendi (Quintana

et al. 2004). Aquí destaquen, per exemple, els estepars que són brolles baixes dominades per estepes (Annex I), com l'estepa blanca (*Cistus albidus* [Linnaeus, 1753]) o d'estepa borrera (*Cistus salviifolius* [Linnaeus, 1753]) i/o l'estepa negra (*Cistus monspeliensis* [Linnaeus, 1753]). Aquestes formacions baixes representen una primera etapa de recuperació forestal. De fet, els focs n'asseguren la persistència a mig termini (Vigo et al. 2005).

### **b) Els prats de l'estatge montà i subalpí**

Els prats montans i subalpins estan adaptats a les cremes reiterades dels pastors (Montané et al. 2009), i posseeixen plantes amb bulbs, arrels carnosos i tiges subterrànies que els permeten rebrotar vigorosament després del foc. Ambdues àrees cremades comparteixen els prats dalladors amb fromental (*Arrhenatherum elatius* [(Linnaeus) Beauvois ex Presl & Presl, 1819]) (Annex I), essent prats tendres i pròspers instaurats i conservats per l'home i, generalment, molt productius. En l'incendi de Viu de Llevata, també podem trobar prats o pastures de terreny calcari més o menys denses amb caràcter de vegetació secundària, producte de la desforestació, els incendis i la pastura (Conesa 1997; Vigo et al. 2005). Els prats silícics de l'àrea de Ger, per altre banda, tenen major aspecte de prat essent pastures denses i relativament altes, amb una gran riquesa d'espècies herbàcies, destinat a la pastura. Un d'ells, els prats amb *Agrostis capillaris* [Linnaeus, 1753] i ginesta de tintorers (*Genista tinctoria* [Linnaeus, 1753]), es considera vulnerable a causa de la poca superfície que ocupa, gairebé només a la Cerdanya (Vigo et al. 2005).

### **c) Els matollars d'alta muntanya**

En les darreres dècades, la globalització socioeconòmica ha induït transformacions profundes en les zones rurals que han comportat l'abandonament dels usos tradicionals de la terra, reduint els espais oberts i induint l'expansió de la vegetació llenyosa, tant arbustiva com arborea, al Pirineu central (García-Ruiz et al. 1996; Molinillo et al. 1997; Roura-Pascual et al. 2005). Aquesta homogeneïtzació del paisatge ha comportat la reducció dels hàbitats oberts, dificultant les activitats pastorals, i provocant l'augment de risc d'incendis forestals a causa de la continuïtat horitzontal del combustible (Moreira et al. 2001; Lloret et al. 2002). Les formacions arbustives mostrejades (Annex I) de Ger es caracteritzen per landes de bruguera (*Calluna vulgaris* [(Linnaeus) Hull, 1808]) i balegars o matollars de bàlec (*Genista balansae* [López & Jarvis, 1984]), per contra, a Viu de Llevata trobem boixedes o matollars de bruc (*Buxus sempervirens* [Linnaeus, 1753]). Totes aquestes formacions

arbustives de l'estatges montà i subalpí solen correspondre a degradació del bosc i poden veure's afavorides tant pel foc com per l'abandó de les pastures (Conesa 1997; Vigo et al. 2005).

#### **d) Els boscos i bosquines arbrades amb pins**

Les espècies de pins de la Conca Mediterrània no són capaces de rebrotar. Els pins de terra baixa, com el pi blanc (*Pinus halepensis*), basen la seva regeneració postincendi en el banc de llavors protegit per pinyes "rebot" (o serotines) (Daskalaku & Thanos 1996; Tapias et al. 2001). El pi blanc, el més abundant de la Conca Mediterrània, posseeix moltes característiques que li permeten una bona regeneració després del foc (Ne'eman et al. 2004), assolint densitats de plançons força elevades (Retana et al. 2002). No obstant, la variabilitat en la regeneració, pot atribuir-se a la severitat del foc, la mida de l'incendi, les condicions climàtiques, els usos del sòl i a la depredació de llavors (Broncano & Retana 2004; Eugenio & Lloret 2004; Ne'eman et al. 2004; Pausas et al. 2004b). A més, aquesta capacitat de recuperació postincendi pot fracassar (Eugenio et al. 2006), quan els intervals entre incendis són més curts que el temps requerit per acumular un banc de llavors suficients. Aquest interval de temps pot variar entre 10 i 20 anys (Verkaik & Espelta 2006). Per tant, l'augment actual de la recurrència del foc a la Conca Mediterrània pot reduir la capacitat d'aquests pins a regenerar-se. De fet, l'edat mitjana de la majoria de les poblacions de pi quan es cremen és per sota els 25 anys a la Península Ibèrica (Moreno et al. 1998). Per tant, la majoria d'hàbitats de pi blanc són procedents de successió secundària postincendi o bé plantacions.

A l'àrea estudiada trobem pinedes de pi blanc (Annex I) de densitat de capçada variable, amb sotabosc llenyós i esclerofil·le, dominat pel garric, màquies, matollars amb alzines o per plantes heliòfiles corresponents a estadis de degradació del bosc esclerofil·le, essent comunitats secundàries derivades d'incendis forestals passats (Vigo et al. 2005).

#### **e) Les pinedes de muntanya i alpines**

Els boscos alpins han estat dominats per coníferes relativament inflamables des de l'Holocè (Peñalba 1994) com el pi roig i el pi negre. Els llamps i la humitat han controlat el règim de focs naturals d'aquests boscos (Carcaillet 1998), donant com a resultat, períodes llargs entre focs (Vázquez et al. 2002) i incendis petits que no solen cremar la part aèria de l'arbre (McCune 1988). Per això, la floració tardana, l'escorça prima i l'absència de pinyes "rebot" (o serotines) d'ambdues espècies indiquen que no han evolucionat massa



condicionades pels incendis (Tapias et al. 2004). El Pi roig, per exemple, mostra una regeneració després del foc pràcticament nul·la, ja que les seves llavors no són capaces de resistir les altes temperatures assolides durant els incendis forestals intensos (Habrouk et al. 1999). Per aquest motiu, aquests pins recolonitzen les àrees cremades, a través de les seves llavors alades, les quals són transportades pel vent (Carcaillet 1998; Camarero & Gutiérrez 2007), des de les vores o refugis, com ara afloraments rocosos o crestes, seguint una estratègia similar a alguns pins de Califòrnia (Schwilk & Keeley 2006). No obstant això, la història d'incendis d'aquests boscos de pi és poc coneguda i probablement poden haver patit freqüències d'incendis majors, com passa en d'altres boscos de pins europeus (Stähli et al. 2006; Niklasson et al. 2010; Keeley et al. 2011).

Les pinedes de pi roig (Annex I) de l'incendi de Ger tenen un estrat arbori clar, un d'herbaci molt obert i un estrat arbustiú pobre amb bàlec i ginebre, la regeneració d'aquestes pinedes després d'una pertorbació, sol ser lenta i dificultosa (Vigo 2005; Vigo et al. 2005). Per altra banda, les pinedes de pi roig de Viu de Llevata presenten un estrat arbustiú amb abundància de plantes pròpies més aviat de les rouredes seques, com el boix, el qual rebrota amb força després de l'incendi. Finalment, les pinedes de pi negre de Ger no són gaire denses, comprenen un estrat herbaci força desenvolupat i, eventualment, un d'arbustiú, que pot arribar a ser important. Sotmès històricament a l'aprofitament forestal i la seva lenta capacitat de regeneració després de les tales o dels incendis ha afavorit que en extenses superfícies sigui un bosc esclarissat i poc estructurat que ocupa una extensió actual relativament petita, si la comparem amb la que deuria ocupar potencialment (Conesa 1997; Vigo et al. 2005).

#### **f) Els boscos escleròfil·les de fulla perenne**

Dels arbres escleròfil·les mediterranis per excel·lència podem destacar l'alzina (*Quercus ilex* [Linnaeus, 1753]), l'alzina surera (*Quercus suber* [Linnaeus, 1753]) i l'alzina carrasca o carrasca (*Quercus rotundifolia* [Lamarck, 1785]). L'alzina és capaç de rebrotar vigorosament després de pertorbacions greus (Espelta et al. 2003b). No obstant, alguns exemplars senescents o en condició desfavorable poden no sobreviure al foc. Per altra banda, l'alzina surera posseeix una escorça gruixuda i aïllant (el suro) que protegeix la tija i permet una rebrotada ràpida i eficaç després del foc (Pausas 1997). A més, aquesta té una lignotúber (inflament subterrani que conté substàncies de reserva; (Molinas & Verdaguer 1993) que li permet el rebrot basal quan el foc mata la tija principal. Finalment, la carrasca és l'alzina característica de l'àrea continental catalana, amb gran resistència a la sequera (Castroviejo et al. 1990), la qual també pot rebrotar vigorosament després de pertorbacions intenses (Espelta et al. 2003b).

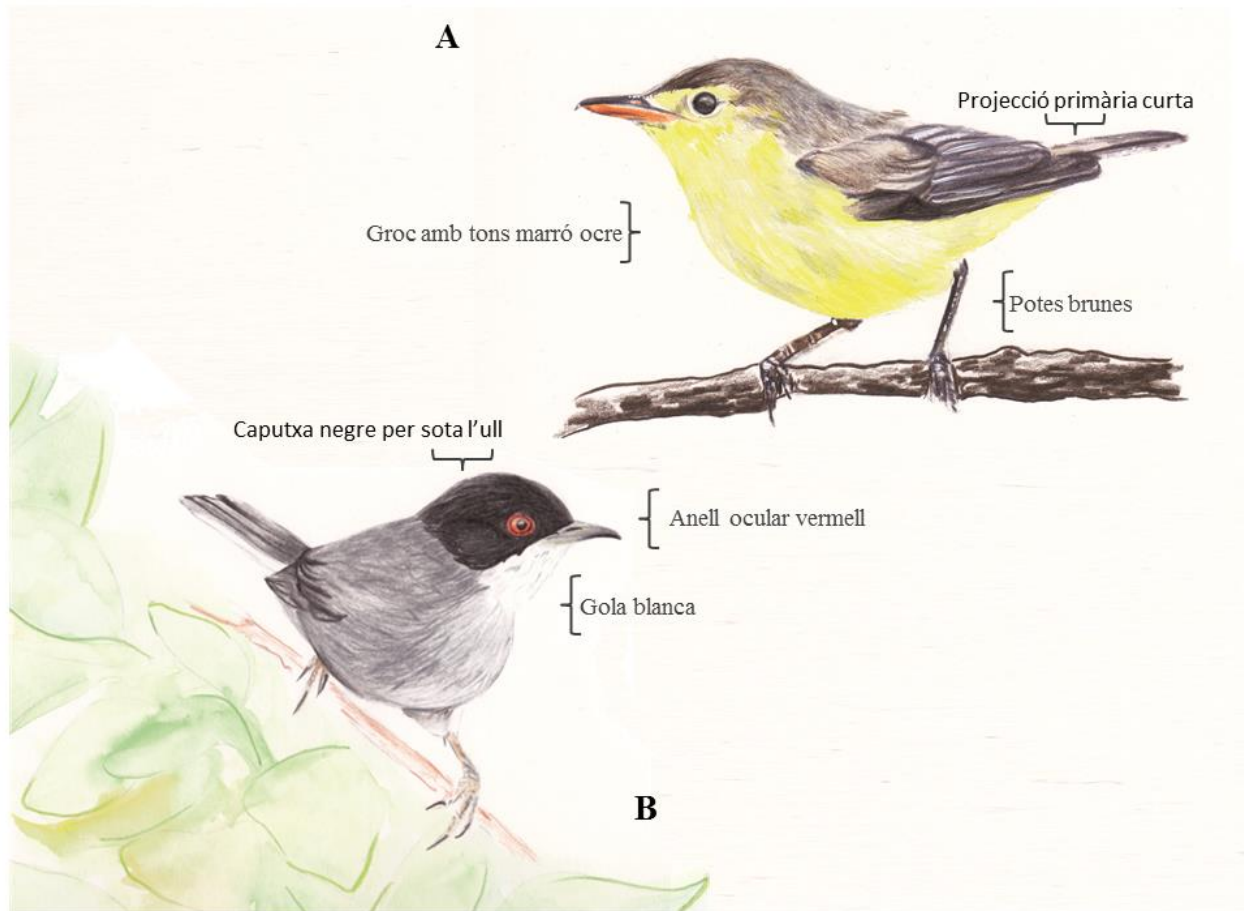
La gran majoria d'alzinars que trobem en l'àrea mostrejada (Annex I), són bosquines d'arbrets i d'arbustos, que solen incloure diverses lianes i mates petites a més de pins, sovint pi blanc. Aquestes comunitats de pocs metres d'alçària, sovint són producte d'incendis forestals passats o d'estassades forestals, essent etapes successional dels alzinars, que a poc a poc donen pas a formes més evolucionades (Folch 1981; Vigo et al. 2005). Per altre banda, les suredes de la zona alt-empordanesa (Annex I) es caracteritzen per ser boscos amb un estrat arbustiu dominat per arbusts tipus estepa i brucs, i un estrat herbaci força clar i integrat per plantes vivaces (Conesa 1997; Vigo et al. 2005). Les suredes de caràcter forestal solen aparèixer en àrees muntanyoses de la serra de l'Albera amb un sotabosc, inflamable i que es recupera bé després del foc (Vigo et al. 2005). Els carrascars de muntanya de l'àrea de Viu de Llevata (Annex I) són boscos força joves, amb un sotabosc poc madur on hi predominen arbustos de fulla més o menys dura, com el boix i, en les àrees més fredes, pot dur algun peu de pi roig (Vigo et al. 2005).

### Annex III

#### Espècies d'aus estudiades.

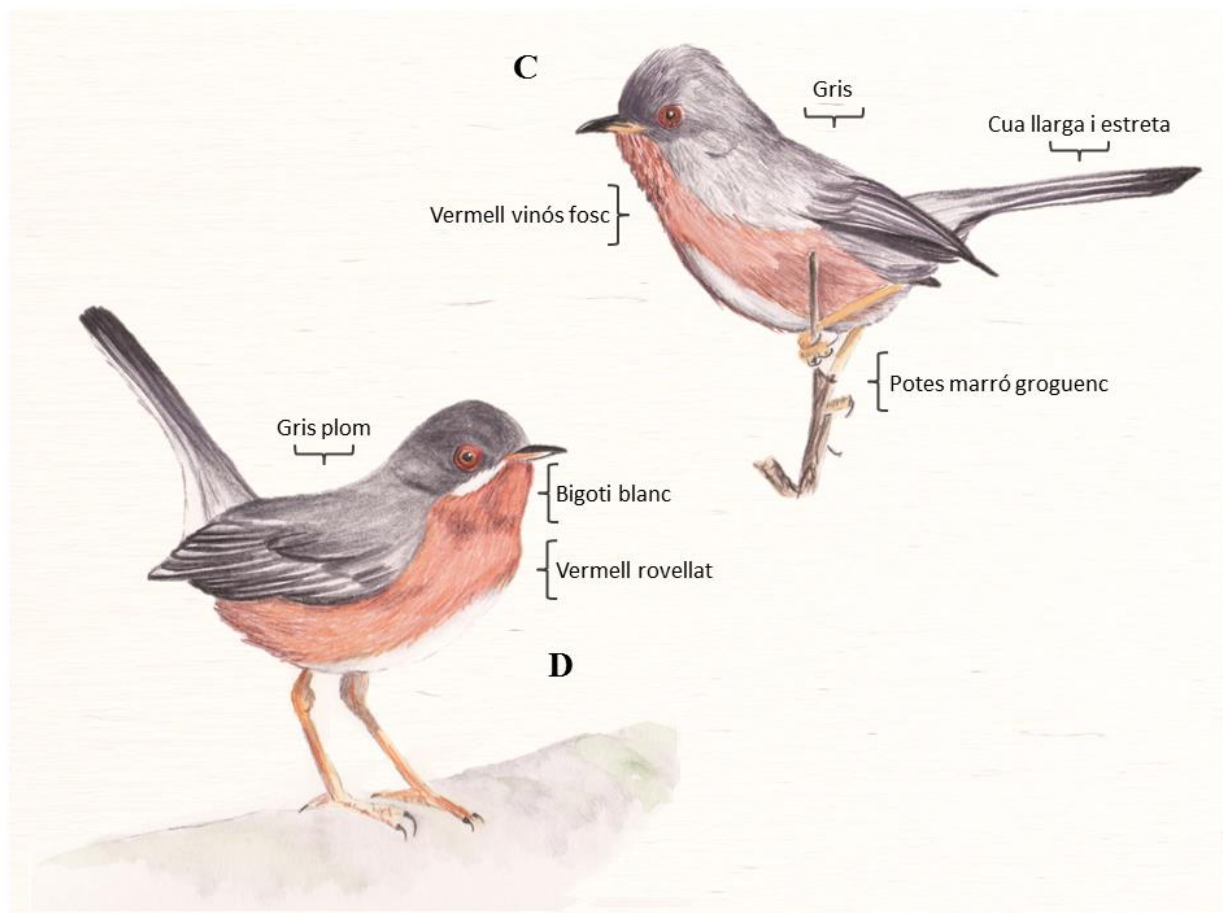
Il·lustració amb les principals característiques d'identificació de les quatre espècies d'avifauna estudiades en el **Capítol 1** del present document i descripció general de les mateixes, on: (A) Bosqueta vulgar; (B) Tallarol capnegre; (C) Tallareta cuallarga i (D) Tallarol de garriga.

Il·lustracions: Cristina Sánchez Cascante



A) La bosqueta vulgar (*Hippolais polyglotta*), és una espècie d'entre 12 i 13 cm de longitud (Svensson et al. 2010), principalment insectívora, però que pot menjar petits fruits a l'estiu (BirdLife International 2012a). És comú arreu del territori català, tot i que defuig de les zones de major altitud dels Pirineus i de les àrees forestals massa denses (ICO 2011). Ocupa sobretot bardisses d'esbarzer i matollars exuberants en sòls humits (Pons et al. 2008). És un ocell migrador, que hiverna principalment a l'Àfrica subsahariana (BirdLife International 2012a; Svensson & Christie 2013), el nombre de la qual es creu que està en augment a nivell global (IUCN 2015).

B) El tallarol de garriga (*Sylvia melanocephala*), d'uns escassos 12 cm de longitud (Svensson et al. 2010), és present a l'Europa meridional i al Nord d'Àfrica (BirdLife International 2012b), essent un ocell migrador de llarga distància (Aymí et al. 2013). A Catalunya és estival i ocupa boscos i brolles, essent comú en hàbitats de la muntanya mitjana o forestals Mediterranis, amb una distribució irregular en ambients secs i litorals (Estrada et al. 2004; ICO 2011), a més de tenir certa preferència per a les etapes intermèdies de la successió postincendi (Jacquet & Prodon 2009; BirdLife International 2012b). Au bàsicament insectívora que s'alimenta majoritàriament dels insectes que caça i de les seves larves, però fora de l'època de cria, també poden menjar fruits silvestres (BirdLife International 2012b). Actualment està en augment a nivell global (IUCN 2015).



C) El tallarol capnegre (*S. undata*), de 13 – 14 cm de longitud (Svensson et al. 2010), es probablement una de les espècies del gènere *Sylvia* més generalistes de la Conca Mediterrània (BirdLife International 2012c). Es distribueix àmpliament en matollars, boscos baixos o oberts de clima mediterranis d'hivern suaus (Cody & Walter 1976; Hagemeyer et al. 1997; Shirihai et al. 2001), principalment al litoral català (ICO 2011), on

és una espècie resident (Svensson et al. 2010; ICO 2011) i en expansió actualment (IUCN 2015). S'alimenta principalment d'artròpodes i, també, d'una important quantitat de fruits a la tardor i l'hivern (BirdLife International 2012c).

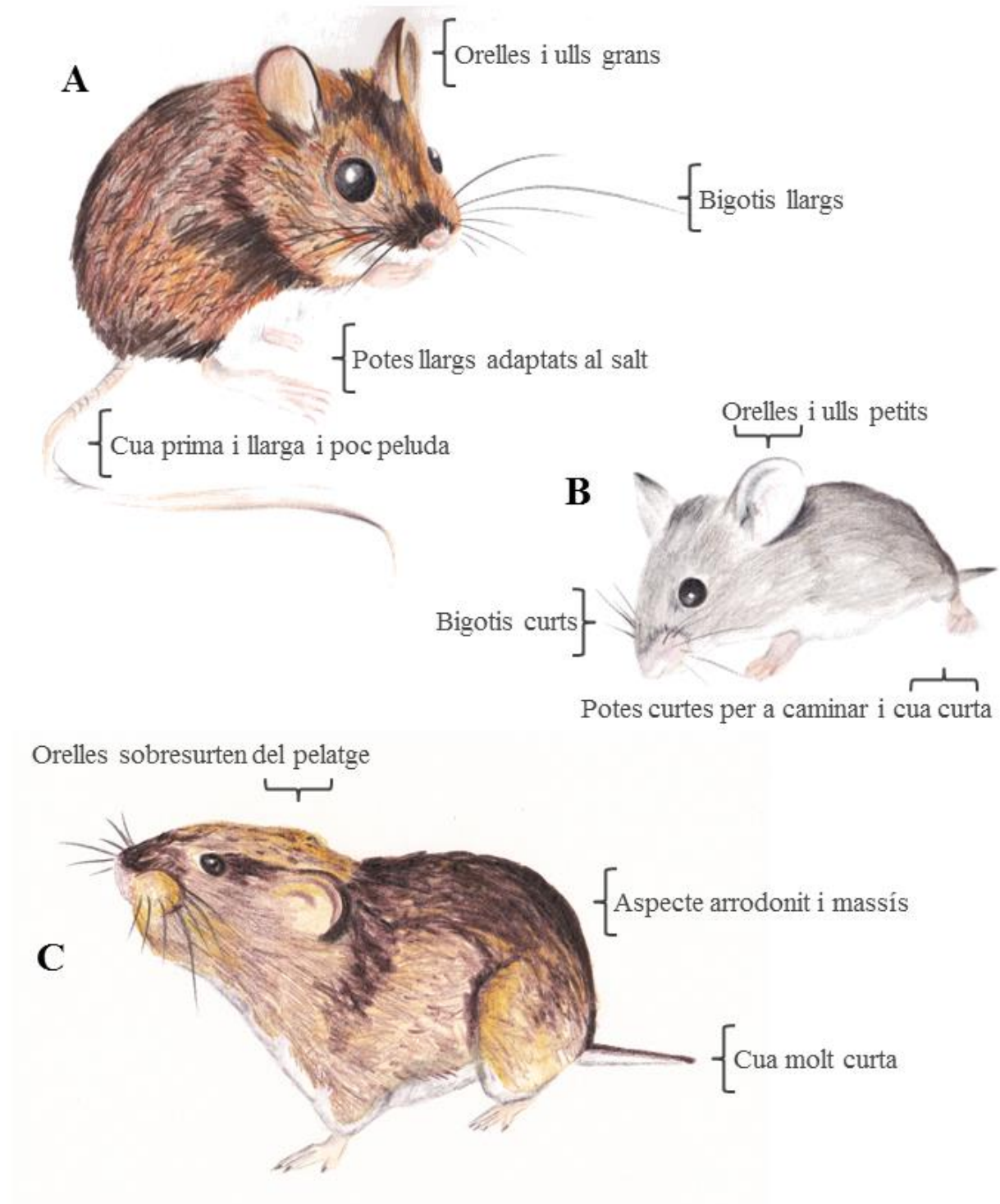
D) La tallareta cuallarga (*S. cantillans*), d'entre 13 i 14 cm de longitud (Svensson et al. 2010), està estrictament lligada a l'estrat arbustiu. Es distribueix des del nivell del mar fins als matollars subalpins al sud d'Europa (Estrada et al. 2004; Pons et al. 2008). Principalment usa la vegetació per sota de 1 m d'alçada, a diferència de les dues espècies anteriors que acostumen a utilitzar estrats més alts (Pons et al. 2008). Tot i ser una espècie resident (BirdLife International 2012d), alguns individus fan moviments dispersius de curta distància i, fins i tot, alguns exemplars europeus passen la temporada no reproductiva al nord-oest d'Àfrica (Aymí & Gargallo 2006). Aquesta espècie, es troba propera a amenaçada a nivell global (IUCN 2012). S'alimenta principalment d'artròpodes, que són l'únic aliment per als polls, tot i que a finals de l'estiu i l'hivern poden menjar fruits (BirdLife International 2012d).

## Annex IV

### Espècies de rosegadors estudiades.

il·lustració amb les principals característiques d'identificació de les tres espècies de micromamífers estudiades en els **Capítols 2 i 3** del present document i descripció general de les mateixes, on: (A) Ratolí de bosc; (B) ratolí mediterrani i (C) Talpó dels prats.

Il·lustracions: Cristina Sánchez Cascante



- A) El ratolí de bosc (*Apodemus sylvaticus*), és un rosegador ubiqüista d'entre 19,5 i 33 g de pes corporal (Gosàlbez 1987), distribuït àmpliament per gran part d'Europa i part d'Àfrica del Nord (Panteleyev 1998; Montgomery 1999; Wilson & Reeder 2005). Habita en una àmplia varietat d'hàbitats, incloent tots els tipus de boscos, erms, estepes i matollars mediterranis àrids (Montgomery 1999). Tanmateix, a Catalunya és una espècie fonamentalment boscana distribuïda des del nivell del mar fins als 1850 m (Gosàlbez 1987), preferentment en hàbitats amb bona cobertura arbustiva. Aquesta selecció positiva de la cobertura i densitat arbustiva es relaciona amb un menor índex de predació, gràcies a una major disponibilitat de refugi (Jubete 2007). Compta amb una dieta omnívora molt adaptable als recursos disponibles (Montgomery 1999; Jubete 2007). Actualment la seva població és estable en tota la seva àrea de distribució (IUCN 2015).
- B) El ratolí mediterrani (*Mus spretus*), d'entre 8,5 i 17,5 g (Gosàlbez 1987), és endèmica de la regió de la Mediterrània subhúmida o semiàrida (Blanco 1998), des del sud-oest d'Europa al nord d'Àfrica (Panteleyev 1998; Macholán 1999). Habita en pastures, matollars secs, camps de cereals i boscos oberts coberts de vegetació herbàcia abundant. És absent de boscos densos, tendeix a evitar els assentaments humans (Macholán 1999) i és absent al Pirineu i Prepirineu (Gosàlbez 1987). Els seus baixos requeriments hídrics (la meitat que en el ratolí domèstic) li permeten viure en zones seques on la majoria de ratolins no poden viure-hi (Orsini et al. 1982; Palomo 2007). És una espècie omnívora, nocturna, que viu en clans familiars (Blanco 1998), amb un nombre d'integrants i una mida territorial variable i relacionat amb la qualitat de l'hàbitat (Palomo 2007). Actualment la seva població és estable en tota la seva àrea de distribució (IUCN 2015).
- C) El talpó dels prats (*Microtus arvalis*), d'entre 17 i 41 g (Gosàlbez 1987), és una espècie present en tot Europa (Shenbrot & Krasnov 2005) amb una població aïllada a la Península Ibèrica la qual defuig de l'àrea mediterrània (González-Esteban & Villate 2007). Es troba en una àmplia varietat d'hàbitats oberts (Zima 1999), concretament a Catalunya habita en els prats muntans, subalpins i alpins de terrenys flonjos, d'entre 900 i 2200 m, evitant els boscos i els matollars densos. Excava galeries no gaire profundes i llargues, els forats de sortida de les quals surten de sota soques o matolls. El règim alimentari és quasi

exclusivament herbívor, nodrint-se de les gramínies dels prats (Gosàlbez 1987). Alguns individus, principalment femelles, són colonials, mentre que d'altres viuen en galeries individuals (Blanco 1998). El sistema d'aparellament és poligènic, amb mascles adults territorials i dispersió elevada de mascles joves (González-Esteban & Villate 2007). Actualment la seva població s'estima estable en tota la seva àrea de distribució (IUCN 2015).



## ANNEXOS DERIVATS DEL CAPÍTOL 1

### Annex V

Thornthwaite equation (Thornthwaite 1948, Black 2007):

$$WD = PET - ETr.$$

Where  $PET = 16 \left(\frac{L}{12}\right) \left(\frac{N}{30}\right) \left(\frac{10T_a}{I}\right)^\alpha$  is the estimated potential evapotranspiration (mm/month);

$L$  is the average day length (hours) of the month being calculated;

$N$  is the number of days in the month;

$T_a$  is the average daily temperature (degrees Celsius; if this is negative, 0 is used) of the month being calculated;

$I = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{T_{ai}}{5}\right)^{1.514}$  is a heat index which depends on the 12 monthly mean temperatures;

$$\alpha = (6.75 \times 10^{-7})I^3 - (7.71 \times 10^{-5})I^2 + (1.792 \times 10^{-2})I + 0.49239.$$

$ETr = \sum_{i=1}^{12} (P_{ai} - \Delta S_{ai})$  is the estimated real evapotranspiration (mm/month).

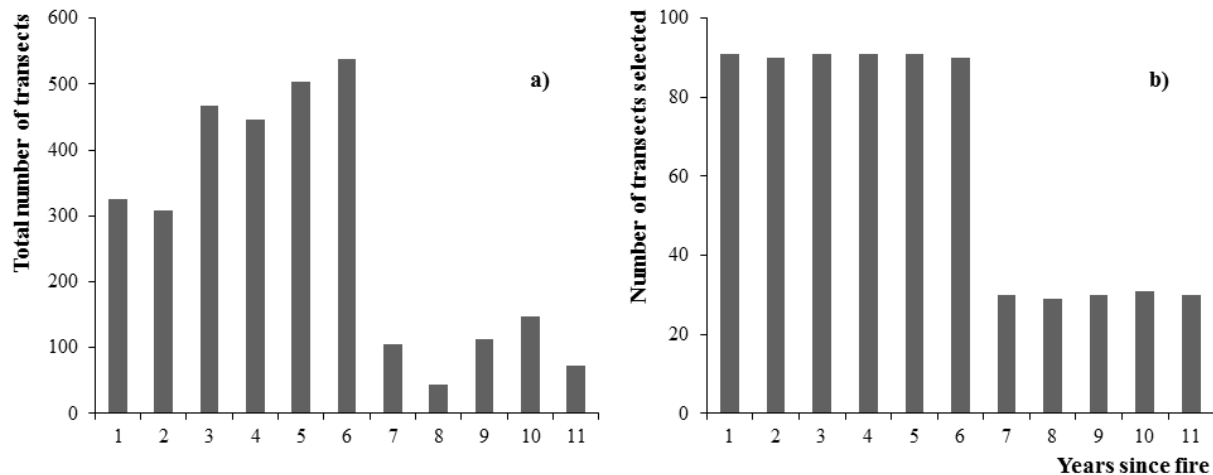
The last equation balances the change in water stored within the basin ( $S$ ) with inputs and exports;

$P_a$  is the average daily precipitation (mm) of the month being calculated;

$\Delta S_a = (S_a - S_{a-1})$  is the change in available water storage;

$S_a = (S_{a-1} + (P_a - PET_a))$  is the useful water storage for a given month.

## Annex VI



Selection of transects for analyses, where

(a) shows the total number of bird-vegetation transects (NTotal= 3,071) in relation to time since fire (most transects were sampled over several years)

(b) shows the number of transects selected (NSelected= 694) for analyses, after choosing a single census occasion per transect and with the aim of maximizing the number of samples of the worst represented time since fire categories (7 to 11 years since fire).

## Annex VII

Summary of generalized linear mixed models (GLMM) analysing the influence of time-since-fire (TSF) and its quadratic term (TSF<sup>2</sup>) and water deficit (WD) and its quadratic term (WD<sup>2</sup>) on the three variables of habitat structure (foliage covers of three vegetation layers).

Variable	Foliage cover 0 – 25 cm		Foliage cover 25 – 100 cm		Foliage cover > 100 cm	
	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>
<b>TSF</b>	<b>7.66±1.15</b>	<b>&lt; 0.01</b>	<b>13.95±1.27</b>	<b>&lt; 0.01</b>	1.27±0.82	0.17
<b>TSF<sup>2</sup></b>	<b>-0.55±0.10</b>	<b>&lt; 0.01</b>	<b>-0.81±0.11</b>	<b>&lt; 0.01</b>		(0.36)
<b>WD</b>	-0.04±0.01	0.12	-0.04±0.01	0.01	-0.03±0.006	0.06
<b>WD<sup>2</sup></b>		(0.92)		(0.15)		(0.9)

Slope (b) ± standard error (SE) and P-values (P) are shown for each relationship.

Unimportant ( $P \geq 0.01$ ) quadratic terms were excluded from the models and P-values of the removed terms are shown in parentheses.

Bold models are those whose  $P < 0.01$ .

## Annex VIII

Summary of generalized linear mixed models (GLMM) analysing the influence of time-since-fire (TSF) and its quadratic term (TSF<sup>2</sup>), and water deficit (WDT) and its quadratic term (WDT<sup>2</sup>), on bird species richness, and on the relative abundances of *Hippolais polyglotta*, *Sylvia cantillans*, *Sylvia melanocephala* and *Sylvia undata*.

Variable	Species richness		<i>Hippolais polyglotta</i>		<i>Sylvia cantillans</i>		<i>Sylvia melanocephala</i>		<i>Sylvia undata</i>	
	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>
TSF	0.59±0.19	0.12	<b>0.23±0.06</b>	< <b>0.01</b>	0.23±0.07	0.04	0.04±0.13	0.59	0.13±0.05	0.03
TSF <sup>2</sup>		(0.61)		(0.09)		(0.08)	<b>0.06±0.01</b>	< <b>0.01</b>		(0.9)
WD	-0.008±0.002	0.06	-0.001±0.0005	0.29	-0.002±0.0007	0.91	-0.003±0.002	0.97	-0.0004±0.0003	0.15
WD <sup>2</sup>		(0.52)		(0.86)		(0.28)		(0.69)		(0.33)

Slope (*b*) and *P*-values (*P*) are shown for each relationship.

Unimportant ( $p \geq 0.01$ ) quadratic terms were excluded from the models and *P*-values of the removed terms are shown in parentheses.

## Annex IX

Summary of combinations of environmental variables used in the GLMM analysing bird species richness and warbler relative abundances. Time-since-fire (TSF) is replaced by  $TSF + TSF^2$ , if the quadratic has been previously selected (Table S2). Similarly, the interaction  $TSF*WDT$  can be replaced by  $TSF^2*WDT$ . Plant cover corresponds to seven different combinations of the three vegetation layers.

Number	Time since fire	Water deficit	Interaction	Logged	Unburnt patches	Pre-fire habitat	Burnt area	Plant cover
01	TSF							
02	TSF							
03	TSF					HAB	BTA	Vegetation layers
04	TSF					HAB		Vegetation layers
05	TSF				UNP			
06	TSF				UNP			Vegetation layers
07	TSF				UNP	HAB	BTA	Vegetation layers
08	TSF				UNP	HAB		Vegetation layers
09	TSF			LOG + PDE				
10	TSF			LOG + PDE				Vegetation layers
11	TSF			LOG + PDE	UNP			
12	TSF			LOG + PDE	UNP			Vegetation layers
13	TSF			LOG + PDE	UNP	HAB	BTA	Vegetation layers
14	TSF	WD <sub>T</sub>						
15	TSF	WD <sub>T</sub>						Vegetation layers
16	TSF	WD <sub>T</sub>				HAB	BTA	Vegetation layers
17	TSF	WD <sub>T</sub>				HAB		Vegetation layers
18	TSF	WD <sub>T</sub>			UNP			
19	TSF	WD <sub>T</sub>			UNP			Vegetation layers
20	TSF	WD <sub>T</sub>			UNP	HAB	BTA	Vegetation layers
21	TSF	WD <sub>T</sub>			UNP	HAB		Vegetation layers
22	TSF	WD <sub>T</sub>		LOG + PDE				
23	TSF	WD <sub>T</sub>		LOG + PDE				Vegetation layers
24	TSF	WD <sub>T</sub>		LOG + PDE	UNP			
25	TSF	WD <sub>T</sub>		LOG + PDE	UNP			Vegetation layers
26	TSF	WD <sub>T</sub>		LOG + PDE	UNP	HAB	BTA	Vegetation layers
27	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>					
28	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>					Vegetation layers
29	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>			HAB	BTA	Vegetation layers
30	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>			HAB		Vegetation layers
31	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>		UNP			
32	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>		UNP			Vegetation layers
33	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>		UNP	HAB	BTA	Vegetation layers
34	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>		UNP	HAB		Vegetation layers
35	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>	LOG + PDE				
36	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>	LOG + PDE				Vegetation layers
37	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>	LOG + PDE	UNP			
38	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>	LOG + PDE	UNP			Vegetation layers
39	TSF	WD <sub>T</sub>	TSF*WD <sub>T</sub>	LOG + PDE	UNP	HAB	BTA	Vegetation layers
40		WD <sub>T</sub>						
41		WD <sub>T</sub>						Vegetation layers
42		WD <sub>T</sub>				HAB	BTA	Vegetation layers
43		WD <sub>T</sub>				HAB		Vegetation layers
44		WD <sub>T</sub>			UNP			
45		WD <sub>T</sub>			UNP			Vegetation layers
46		WD <sub>T</sub>			UNP	HAB	BTA	Vegetation layers

<b>Number</b>	<b>Time since fire</b>	<b>Water deficit</b>	<b>Interaction</b>	<b>Logged</b>	<b>Unburnt patches</b>	<b>Pre-fire hàbitat</b>	<b>Burnt area</b>	<b>Plant cover</b>
47		WD <sub>T</sub>			UNP	HAB		Vegetation layers
48		WD <sub>T</sub>		LOG + PDE				
49		WD <sub>T</sub>		LOG + PDE				Vegetation layers
50		WD <sub>T</sub>		LOG + PDE	UNP			
51		WD <sub>T</sub>		LOG + PDE	UNP			Vegetation layers
52		WD <sub>T</sub>		LOG + PDE	UNP	HAB	BTA	Vegetation layers
53								Vegetation layers
54						HAB	BTA	Vegetation layers
55						HAB		Vegetation layers
56					UNP			
57					UNP			Vegetation layers
58					UNP	HAB	BTA	Vegetation layers
59					UNP	HAB		Vegetation layers
60				LOG + PDE				
61				LOG + PDE				Vegetation layers
62				LOG + PDE	UNP			
63				LOG + PDE	UNP			Vegetation layers
64				LOG + PDE	UNP	HAB	BTA	Vegetation layers

TSF= time since fire (years); WDT= water deficit (ml)

LOG= extension of salvage logging; PDE= presence of plant debris

UNP= extension of unburnt patches; HAB= original pre-fire hàbitat and BTA= burnt area (ha).

## Annex X

Models for each response variable (vegetation layers, bird richness and warbler species) whose Akaike information criterion (AIC) was within 2 units of the lowest AIC.

	Degrees of freedom	AIC	ΔAIC	AIC weight	R <sup>2</sup> <sub>GLMM(c)</sub>	Model structure
Foliage cover 0 – 25 cm	9	<b>6120.5</b>	<b>0.0</b>	<b>0.51</b>	<b>0.45</b>	<b>TSF + TSF2 + WD<sub>r</sub> + LOG + PDE</b>
	10	6121.8	1.3	0.26	0.46	TSF + TSF2 + WD <sub>r</sub> + LOG + PDE + UNP
Foliage cover 25 – 100 cm	10	<b>6255.5</b>	<b>0.0</b>	<b>0.38</b>	<b>0.47</b>	<b>TSF + TSF2 + WD<sub>r</sub> + LOG + PDE + HAB</b>
	11	6256.0	0.5	0.29	0.48	TSF2*WD <sub>r</sub> + TSF + TSF2 + WD <sub>r</sub> + LOG + PDE + HAB
Foliage cover > 100 cm	8	6257.1	1.6	0.18	0.46	TSF + TSF2 + WD <sub>r</sub> + HAB
	12	<b>5618.9</b>	<b>0.0</b>	<b>0.74</b>	<b>0.34</b>	<b>TSF*WD<sub>r</sub> + TSF + WD<sub>r</sub> + LOG + PDE + UNP + HAB + BTA</b>
Bird richness	11	3597.2	0.0	0.52	0.62	TSF + WD <sub>r</sub> + UNP + HA + HAB + C025 + C100
	13	3598.0	0.8	0.29	0.62	TSF + WD <sub>r</sub> + LOG + PDE + UNP + HA + HAB + C025 + C100
<i>Hippolais polyglotta</i>	9	<b>3598.2</b>	<b>1.0</b>	<b>0.25</b>	<b>0.65</b>	<b>TSF + WD<sub>r</sub> + LOG + PDE + UNP + C025 + C100</b>
	12	<b>2070.6</b>	<b>0.0</b>	<b>0.46</b>	<b>0.27</b>	<b>TSF*WD<sub>r</sub> + TSF + WD<sub>r</sub> + LOG + PDE + UNP + C25100 + C100</b>
<i>Sylvia cantillans</i>	11	2071.1	0.5	0.37	0.26	TSF*WD <sub>r</sub> + TSF + WD <sub>r</sub> + LOG + PDE + UNP + C100
	8	<b>2184.9</b>	<b>0.0</b>	<b>0.38</b>	<b>0.43</b>	<b>TSF*WD<sub>r</sub> + TSF + WD<sub>r</sub> + C100</b>
<i>Sylvia melanocephala</i>	7	2185.7	0.8	0.26	0.42	TSF + WD <sub>r</sub> + C100
	8	2186.1	1.2	0.21	0.40	TSF + HA + HAB + C100
<i>Sylvia undata</i>	10	<b>3083.5</b>	<b>0.0</b>	<b>0.56</b>	<b>0.81</b>	<b>TSF + TSF2 + LOG + PDE + C025 + C100</b>
	11	3085.1	1.6	0.23	0.81	TSF + TSF2 + LOG + PDE + C025 + C25100 + C100
<i>Sylvia undata</i>	8	<b>1633.6</b>	<b>0.0</b>	<b>0.40</b>	<b>0.34</b>	<b>TSF + UNP + C025 + C25100</b>
	9	1634.2	0.6	0.27	0.35	TSF + WD <sub>r</sub> + UNP + C025 + C25100
	7	1635.3	1.7	0.15	0.30	TSF + UNP + C25100

Bold models were those selected following a criteria of less complexity (degrees of freedom), greater R<sup>2</sup><sub>GLMM(c)</sub> and greater AIC weight.

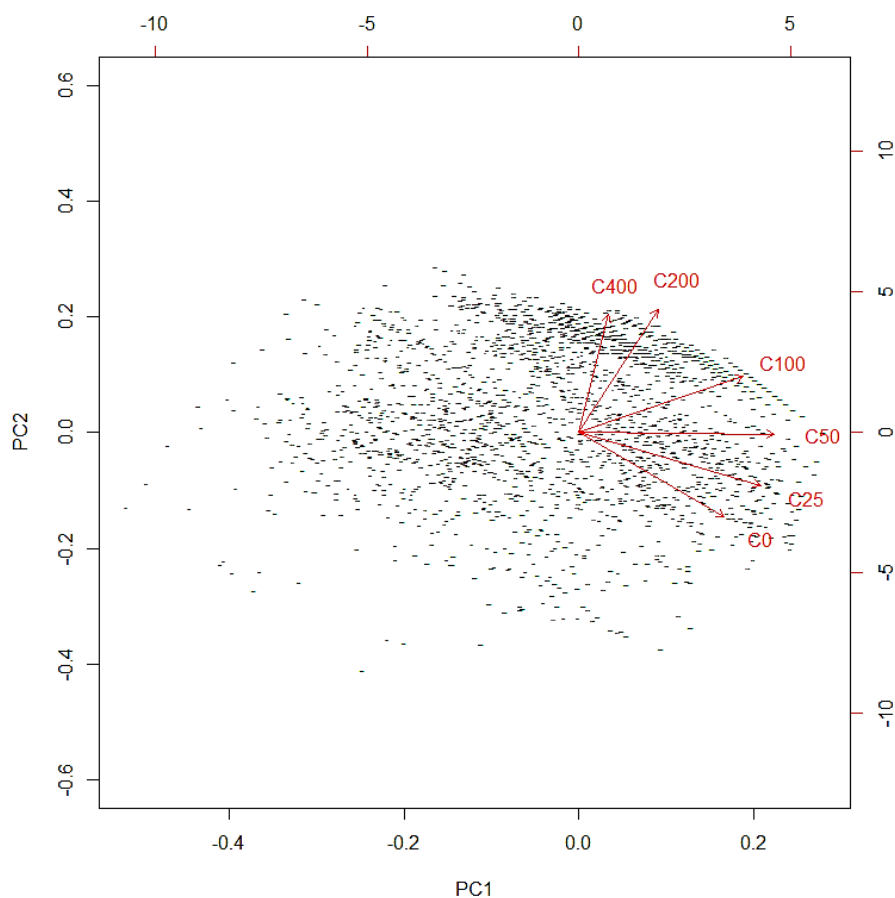
TSF= time since fire (years); WD<sub>r</sub>= water deficit (ml)

PDE= presence of plant debris; LOG= extension of salvage logging

UNP= extension of unburnt patches; HAB= original pre-fire habitat and BTA= burnt area (ha).

## ANNEXES DERIVATS DEL CAPÍTOL 2

### Annex XI



Principal component analysis (PCA) where the first component (PC1; percentage of explained variance= 45) corresponds to the increasing plant cover and the second component (PC2; percentage of explained variance= 26) separates the different vegetation into low (0 to 1m), medium (1 to 2m) and high (2 to more than 4m) layers.

### Annex XII

Summary of generalized linear mixed models (GLMM) analysing the influence of Region, Season, Time-since-fire and its quadratic term on acorn removal and rodent abundances (Wood mouse and Algerian mouse).

Variables	Acorn removal		Wood mouse		Algerian Mouse	
	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>	<i>b</i> (SE)	<i>P</i>
<b>Region</b>	-1.96±3.16	0.55	-0,06±0,03	0.09		
<b>Time-since-fire</b>	-0.07±0.01	< 0.01	-0,0002±0,0006	0.76	0.001±0.0006	0.16
<b>Quadratic Time-since-fire</b>	0.0008±0.00007	< 0.01	-0,03±0,007	< 0.01		(0.13)
<b>Season</b>	-0.77±0.09	< 0.01	0,00002±0,00001	< 0.01	-0.01±0.007	0.04

Slope (*b*) and *P*-values (*P*) are shown for each relationship.

Unimportant (*P* > 0.05) quadratic terms were excluded from the models and *P*-values of the removed terms are shown in parentheses

## Annex XIII

Summary of combinations of environmental variables used in the GLMM analysing acorn removal on burnt areas. In the case of the abundance of rodent, the combination of variables is the same, but without the rodent abundance.

Region	Time since fire	Season	Interaction	Rodent Abundance	Distance to perimeter	Distance to refuges	Habitat structure	Seeds
Region								
Region	TSF	Season						
Region	TSF	Season			D_PER			
Region	TSF	Season				D_REF		
Region	TSF	Season					PC1+PC2	
Region	TSF	Season						Seed
Region	TSF	Season			D_PER		PC1+PC2	
Region	TSF	Season				D_REF	PC1+PC2	
Region	TSF	Season			D_PER			Seed
Region	TSF	Season				D_REF		Seed
Region	TSF	Season					PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season			D_PER		PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season				D_REF	PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season					
Region	TSF	Season	TSF*Season		D_PER			
Region	TSF	Season	TSF*Season			D_REF		
Region	TSF	Season	TSF*Season				PC1+PC2	
Region	TSF	Season	TSF*Season					Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season		D_PER		PC1+PC2	
Region	TSF	Season	TSF*Season			D_REF	PC1+PC2	
Region	TSF	Season	TSF*Season		D_PER			Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season			D_REF		Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season				PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season		D_PER		PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season			D_REF	PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season		Rodent				
Region	TSF	Season		Rodent	D_PER			
Region	TSF	Season		Rodent		D_REF		
Region	TSF	Season		Rodent			PC1+PC2	
Region	TSF	Season		Rodent				Seed
Region	TSF	Season		Rodent	D_PER		PC1+PC2	
Region	TSF	Season		Rodent		D_REF	PC1+PC2	
Region	TSF	Season		Rodent	D_PER			Seed
Region	TSF	Season		Rodent		D_REF		Seed
Region	TSF	Season		Rodent			PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season		Rodent	D_PER		PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season		Rodent		D_REF	PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent				
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent	D_PER			
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent		D_REF		
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent			PC1+PC2	
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent	D_PER			Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent		D_REF	PC1+PC2	
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent	D_PER			Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent		D_REF		Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent			PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent	D_PER		PC1+PC2	Seed
Region	TSF	Season	TSF*Season	Rodent		D_REF	PC1+PC2	Seed

Region (Mediterranean= 1; Pyrenees= 2).

TSF= time since fire (weeks). Season= Sampling season (Spring= 1; Summer= 2; Autumn= 3; Winter= 4).

Rodent= Rodent abundance.

D\_PER= Distance to unburnt perimeter (m). D\_REF= Distance to intern refuges (m).

PC1= Increasing plant cover. PC2= Height of vegetation. Seed= Seed production.



## Annex XIV

Models for each response variable (Acorn removal, Wood mouse and Algerian mouse), as a function of sampling time T1 (first six months after fire) and T2 (from six months after fire to the end of the study), whose Akaike information criterion (AIC) was within 2 units of the lowest AIC.

		Degrees of freedom			AIC			Model structure		
		freedom	AIC	$\Delta$ AIC	weight	$R^2_{GLMM(c)}$				
<b>Acorn removal</b>	T1	12	11465.7	0	0.53	0.44	Region + TSF + Season + Rodent + D_PER + PC1 + PC2			
		13	11466.1	0.4	0.52	0.32	Region + TSF + Season + TSF*Season + Rodent + D_PER + PC1 + PC2			
		13	11467.2	1.5	0.53	0.24	Region + TSF + Season + Rodent + D_PER + Seed + PC1 + PC2			
<b>Wood mouse</b>	T1	12	15201.0	0	0.42	0.39	Region + TSF + Season + Rodent + D_REF + PC1 + PC2			
		12	15202.3	1.3	0.40	0.34	Region + TSF + Season + Rodent + D_PER + PC1 + PC2			
		13	15202.9	1.9	0.42	0.26	Region + TSF + Season + Rodent + D_PER + seeds2 + PC1 + PC2			
<b>Algerian mouse</b>	T1	12	1363.0	0	0.18	0.96	Region + TSF + Season + D_PER + Seed + PC1 + PC2			
		10	3705.1	0	0.10	0.68	Region + TSF + Season + D_PER + PC1 + PC2			
		11	3706.6	1.5	0.10	0.32	Region + TSF + Season + D_PER + Seed + PC1 + PC2			
<b>Algerian mouse</b>		9	543.25	0	0.10	0.39	TSF + Season + TSF*Season + PCA + PC2			
		10	543.98	0.73	0.10	0.25	TSF + Season + TSF*Season + D_PER + PC1 + PC2			
		10	544.22	0.97	0.10	0.24	TSF + Season + TSF*Season + D_REF + PC1 + PC2			
		10	545.17	1.92	0.10	0.14	TSF + Season + TSF*Season + Seed + PC1 + PC2			

Region (Mediterranean= 1; Pyrenees= 2).

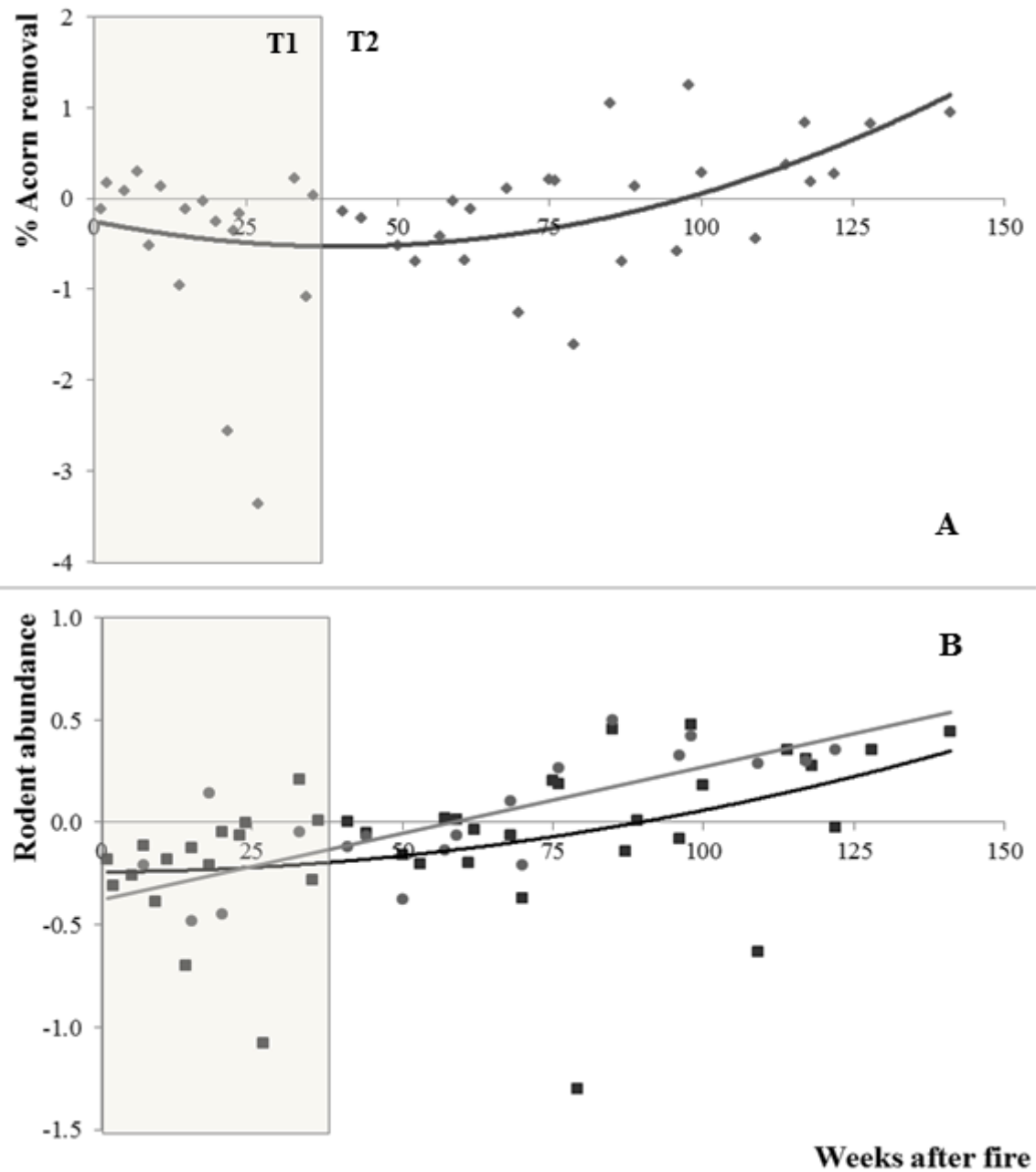
TSF= time since fire (weeks), Season= Sampling season (Spring= 1; Summer= 2; Autumn= 3; Winter= 4).

Rodent= Rodent abundance.

D\_PER= Distance to unburnt perimeter (m), D\_REF= Distance to intern refuges (m).

PC1= Increasing plant cover. PC2= Height of vegetation. Seed= Seed production.

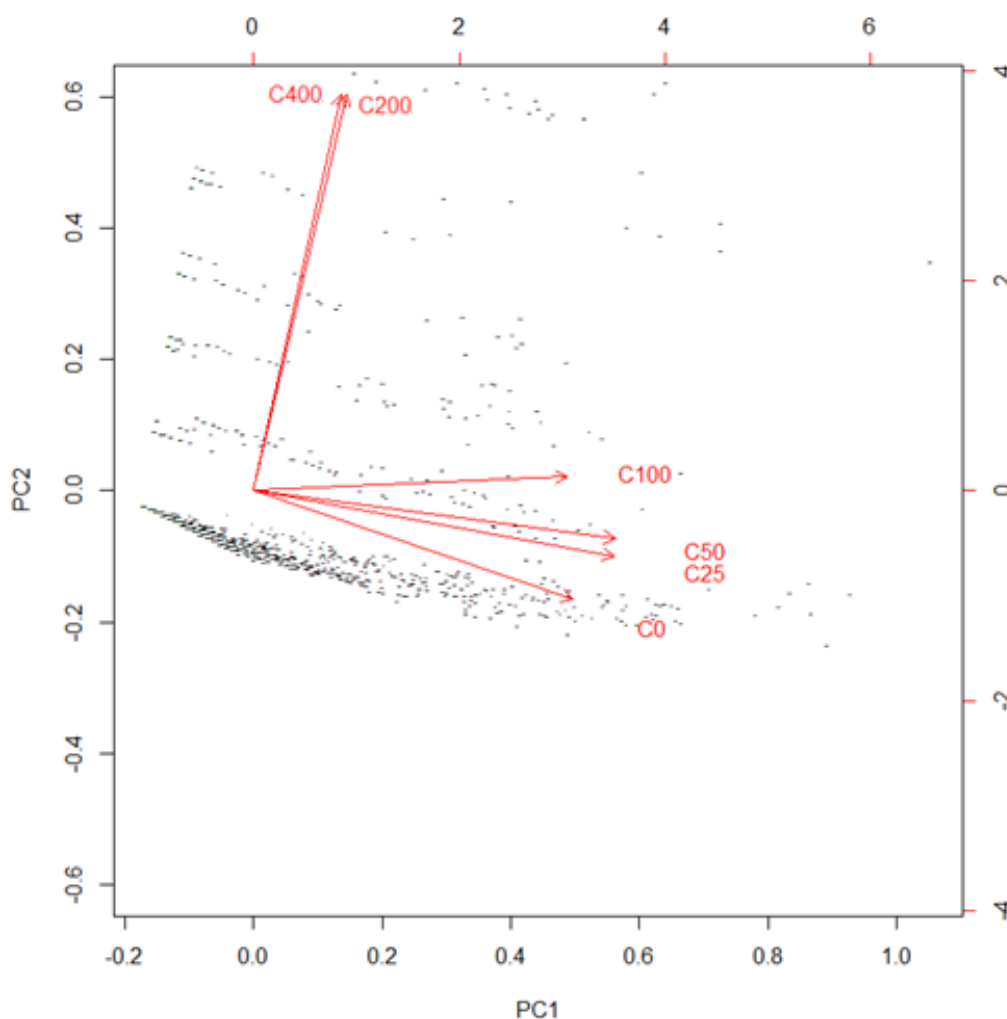
## Annex XV



Variability of acorn removal (A) and rodent abundance (B; Wood mouse = squares; Algerian mouse = rounds) along Time-since-fire with standardized means. Trend lines are added (in B, black = Wood mouse and grey = Algerian mouse), and data for the first six months (T1) are shown under the grey area.

## ANNEXES DERIVATS DEL CAPÍTOL 3

### Annex XVI



Principal component analysis (PCA) where the first component (PC1; percentage of explained variance= 53) corresponds to the increasing plant cover and the second component (PC2; percentage of explained variance= 24) separates the vegetation into low (0 to 2m) and high (more than 2m) layers.

### Annex XVII

First and second factor (PC1 and PC2) scores of the plant cover variables included in the principal components analysis.

Variable	PC1 score	PC2 score
Vegetation 0 – 0.25 m cover	0.462	-0.189
Vegetation 0.25 – 0.5 m cover	0.522	-0.114
Vegetation 0.5 – 1 m cover	0.523	-0.082
Vegetation 1 – 2 m cover	0.454	0.024
Vegetation 2 – 4 m cover	0.134	0.686
Vegetation > 4 m cover	0.126	0.688

## Annex XVIII

Summary of combinations of environmental variables used in the GLMM analysing acorn removal on burnt and logged pine forests. In the case of the abundance of rodent, the combination of variables is the same, but without the rodent abundance.

Number	Temporal variables	Interaction	Rodent abundance	Distance to perimeter	Management	Habitat structure	Seed
01	Time + Season						
02	Time + Season			D_PER			
03	Time + Season			D_PER	logged + v_branch		
04	Time + Season			D_PER	logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
05	Time + Season			D_PER	logged + v_branch	PC1 + PC2	
06	Time + Season			D_PER	logged + v_branch		seed
07	Time + Season			D_PER		PC1 + PC2	
08	Time + Season			D_PER		PC1 + PC2	seed
09	Time + Season			D_PER			seed
10	Time + Season				logged + v_branch		
11	Time + Season				logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
12	Time + Season				logged + v_branch	PC1 + PC2	
13	Time + Season				logged + v_branch		seed
14	Time + Season					PC1 + PC2	
15	Time + Season					PC1 + PC2	seed
16	Time + Season						seed
17	Time + Season	TSF*season		D_PER			
18	Time + Season	TSF*season		D_PER	logged + v_branch		
19	Time + Season	TSF*season		D_PER	logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
20	Time + Season	TSF*season		D_PER	logged + v_branch	PC1 + PC2	
21	Time + Season	TSF*season		D_PER	logged + v_branch		seed
22	Time + Season	TSF*season		D_PER		PC1 + PC2	
23	Time + Season	TSF*season		D_PER		PC1 + PC2	seed
24	Time + Season	TSF*season		D_PER			seed
25	Time + Season	TSF*season			logged + v_branch		
26	Time + Season	TSF*season			logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
27	Time + Season	TSF*season			logged + v_branch	PC1 + PC2	
28	Time + Season	TSF*season			logged + v_branch		seed
29	Time + Season	TSF*season				PC1 + PC2	
30	Time + Season	TSF*season				PC1 + PC2	seed
31	Time + Season	TSF*season					seed
32	Time + Season		Rodent	D_PER			
33	Time + Season		Rodent	D_PER	logged + v_branch		
34	Time + Season		Rodent	D_PER	logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
35	Time + Season		Rodent	D_PER	logged + v_branch	PC1 + PC2	
36	Time + Season		Rodent	D_PER	logged + v_branch		seed
37	Time + Season		Rodent	D_PER		PC1 + PC2	
38	Time + Season		Rodent	D_PER		PC1 + PC2	seed
39	Time + Season		Rodent	D_PER			seed
40	Time + Season		Rodent		logged + v_branch		
41	Time + Season		Rodent		logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
42	Time + Season		Rodent		logged + v_branch	PC1 + PC2	
43	Time + Season		Rodent		logged + v_branch		seed
44	Time + Season		Rodent			PC1 + PC2	
45	Time + Season		Rodent			PC1 + PC2	seed

Number	Temporal variables	Interaction	Rodent abundance	Distance to perimeter	Management	Hàbitat structure	Seed
46	Time + Season		Rodent				seed
47	Time + Season	TSF*season	Rodent	D_PER			
48	Time + Season	TSF*season	Rodent	D_PER	logged + v_branch		
49	Time + Season	TSF*season	Rodent	D_PER	logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
50	Time + Season	TSF*season	Rodent	D_PER	logged + v_branch	PC1 + PC2	
51	Time + Season	TSF*season	Rodent	D_PER	logged + v_branch		seed
52	Time + Season	TSF*season	Rodent	D_PER		PC1 + PC2	
53	Time + Season	TSF*season	Rodent	D_PER		PC1 + PC2	seed
54	Time + Season	TSF*season	Rodent	D_PER			seed
55	Time + Season	TSF*season	Rodent		logged + v_branch		
56	Time + Season	TSF*season	Rodent		logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
57	Time + Season	TSF*season	Rodent		logged + v_branch	PC1 + PC2	
58	Time + Season	TSF*season	Rodent		logged + v_branch		seed
59	Time + Season	TSF*season	Rodent			PC1 + PC2	
60	Time + Season	TSF*season	Rodent			PC1 + PC2	seed
61	Time + Season	TSF*season	Rodent				seed
62			Rodent		logged + v_branch		
63			Rodent		logged + v_branch	PC1 + PC2	
64			Rodent		logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
65			Rodent			PC1 + PC2	
66			Rodent			PC1 + PC2	seed
67					logged + v_branch		
68					logged + v_branch	PC1 + PC2	
69					logged + v_branch	PC1 + PC2	seed
70						PC1 + PC2	
71						PC1 + PC2	seed

Time= May make reference to Time-since-fire or Time-since-logged. Season= Sampling season (Spring= 1; Summer= 2; Autumn= 3; Winter= 4).

Rodent= Rodent abundance. D\_PER= Distance to unburnt perimeter (m).

logged= silvicultural treatments used (1= unburnt, 2= unlogged, 3= logged). v\_branch= volume of branches (m<sup>3</sup>).

PC1= Increasing plant cover. PC2= Height of vegetation. Seed= Seed production.

## Annex XIX

Models for each response variable (Acorn removal, Wood mouse, Algerian mouse and Common vole), whose Akaike information criterion (AIC) was within 2 units of the lowest AIC.

	Degrees of				Model structure
	freedom	AIC	AAIC	AIC weight	
<b>Acorn</b>	<b>12</b>	<b>14240</b>	<b>0</b>	<b>0.41</b>	<b>TSF + season + rodent + TSF*season + D_PER + logged + v_branch + PC1 + PC2</b>
<b>removal</b>	13	14241	1	0.41	TSF + season + rodent + TSF*season + D_PER + logged + v_branch + PC1 + PC2 + seed
<b>Apodemus</b>	<b>13</b>	<b>2924.9</b>	<b>0</b>	<b>0.15</b>	<b>TSF + season + TSF*season + D_PER + logged + v_branch + PC1 + PC2</b>
<b>sylvaticus</b>	13	2925.4	0.5	0.15	TSL + season + TSL*season + D_PER + logged + v_branch + PC1 + PC2
<b>Mus</b>	<b>10</b>	<b>536.8</b>	<b>0</b>	<b>0.11</b>	<b>TSL + season + TSL*season + logged + v_branch + PC1 + PC2</b>
<b>spretus</b>	11	538.1	1.3	0.11	TSL + season + TSL*season + D_PER + logged + v_branch + PC1 + PC2
	11	538.6	1.8	0.11	TSL + season + TSL*season + logged + v_branch + PC1 + PC2 + seed
<b>Microtus</b>	<b>10</b>	<b>-1108.7</b>	<b>0</b>	<b>0.11</b>	<b>TSL + season + D_PER + logged + v_branch + PC1 + PC2</b>
	11	-1107.3	1.4	0.12	TSL + season + D_PER + logged + v_branch + PC1 + PC2 + seed
<b>agrestis</b>	11	-1107.0	1.7	0.11	TSL + season + TSL*season + D_PER + logged + v_branch + PC1 + PC2

Bold models were those selected following a criteria of less complexity (degrees of freedom), greater  $R^2_{GLMM(c)}$  and greater AIC weight.

TSF= time-since-fire (weeks). Season= Sampling season (Spring= 1; Summer= 2; Autumn= 3; Winter= 4).

Rodent= Rodent abundance. D\_PER=Distance to unburnt perimeter (m).

logged= silvicultural treatments used (1= unburnt, 2= unlogged, 3= logged). v\_branch= volume of branches (m<sup>3</sup>).

PC1=Increasing plant cover. PC2=Height of vegetation. Seed= Seed production.

**Annex XX**

Summary of two-way ANOVA (Analysis of Variance), analysing the influence of Time-since-fire, Management and their interaction on habitat structure (Increasing plant cover and Height of vegetation), acorn removal and rodent abundances (Wood mouse, Algerian mouse and Common vole).

Variables	Increasing plant cover		Height of vegetation		Acorn removal		Wood mouse		Algerian mouse		Common vole	
	<i>Sum sq</i>	<i>P</i>	<i>Sum sq</i>	<i>P</i>	<i>Sum sq</i>	<i>P</i>	<i>Sum sq</i>	<i>P</i>	<i>Sum sq</i>	<i>P</i>	<i>Sum sq</i>	<i>P</i>
<b>TSF</b>	1709.43	< 0.01	215.11	< 0.01	138.82	< 0.01	27.87	< 0.01	8.71	< 0.01	1.37	< 0.01
<b>Management</b>	812.00	< 0.01	199.37	< 0.01	357.11	< 0.01	76.77	< 0.01	9.68	0.01	0.84	< 0.01
<b>TSF*Management</b>	73.85	< 0.01	20.40	< 0.01	9.15	< 0.01	3.42	< 0.01	4.36	< 0.01	1.63	< 0.01

*Sum Sq* = Sum of squares and *P*-values (*P*) are shown for each relationship.

TSF= Categories of time-since-fire (0 to 10; 11 to 30; 31 to 60; 61 to 90; 91 to 120; 121 to 150).

Management categories= 1) unburnt, 2) burnt and unlogged, 3) burnt and logged.