



Facultat de Ciències

Memòria del Treball Final de Grau

Títol del Treball: EFECTE DELS MURS DE PEDRA SECA EN LA RECOLONITZACIÓ D'UNA ÀREA CREMADA PELS OCELLS

Estudiant: Jordi Vázquez Recasens

Correu electrònic: jordivazquez111@gmail.com

Grau en Ciències Ambientals

Tutor: Pere Pons Ferran

Empresa/Institució: Universitat de Girona

Vistiplau del tutor:

Pere Pons Ferran
pere.pons@udg.edu

Data de dipòsit de la memòria a través de la plataforma de TFG: 4/07/2022

AGRAÏMENTS

Al Pere Pons, el meu tutor, per obrir-me les portes al fantàstic món del cant dels ocells. Per l'amabilitat, la calma i l'experiència que m'has transmès.

Al Marc Franch, per inundar-me de passió, bon humor i simpatia. Per acompanyar-me a les dures i meravelloses primeres visites a l'àrea cremada, tota una aventura. I per ajudar-me amb tot el que has pogut, sobretot amb la metodologia i amb SIG.

Al Roger Puig, per aportar-me idees, solucions, camins alternatius, sentit crític. Pel teu valuós punt de vista.

Al Nil i al Joan, els meus companys de natura, pel suport, l'interès i l'ajuda. Al Joan, per ajudar a desenredar-me amb l'anàlisi estadística. Gràcies als dos per aquest últim curs, per les sortides i per compartir amb mi la motivació i la il·lusió per aprendre més sobre aquest món que ens fascina.

A la Jordina, la meva companya de vida, per sostenir-me en els moments més apurats, donar-me llum quan no m'hi veia i ajudar-me a relativitzar.

A la Marta i al Xavi, els meus pares, per confiar en mi i donar-m'ho tot.

RESUM

L'escassetat de refugis dins una àrea recentment cremada pot suposar una dificultat per algunes espècies d'ocells a l'hora de recolonitzar el territori després de l'incendi, especialment pels ocells amb preferència per hàbitats tancats, com matollars o boscos. En aquest sentit, una estructura com els murs de pedra seca, tan típics dels paisatges mediterranis i lligats als antics cultius de vinya, poden ser importants pels ocells per les seves funcions ecològiques i perquè poden servir com a refugi alternatiu per algunes espècies.

En aquest estudi s'analitza l'efecte dels murs de pedra seca en la recolonització pels ocells de l'àrea cremada per l'incendi de Llançà de juliol de 2021. L'hàbitat preexistent abans de l'incendi era un matollar, un hàbitat que, a diferència d'un bosc, reté molt poca estructura després d'un foc sever com aquest i, per tant, l'escassetat de refugis sigui probablement més gran. No hi ha estudis previs centrats en les funcions ecològiques dels murs de pedra seca en relació als ocells, en canvi sí que n'hi ha amb altres grups faunístics, tot i que són escassos. Posar en valor la pedra seca és important per la seva conservació davant el progressiu deteriorament que estan patint des de fa anys.

Per dur a terme l'estudi s'han realitzat censos d'ocells en diferents estacions de mostreig distribuïdes per l'àrea cremada i s'han obtingut densitats de murs de pedra. També s'han mesurat altres variables ambientals com el pendent i la orientació del terreny, la severitat del foc i la presència de taques de vegetació no cremada.

Els resultats obtinguts no semblen mostrar una relació clara entre els murs de pedra i els ocells. S'ha obtingut un elevat percentatge de variabilitat no explicada i, per tant, caldria incloure noves variables a l'estudi, com la caracterització de l'hàbitat associat al mur de pedra, així com ampliar l'escala temporal i espacial per tal d'incloure un major nombre d'espècies d'ocells en diferents escenaris postincendi. Tot i que les espècies rupícoles podrien considerar-se bones candidates a fer servir els murs de pedra per fer-hi niu o refugiar-se per la seva similitud amb el hàbitat natural preferent d'aquests ocells, tant sols dues d'aquestes espècies (la merla blava *Monticola solitarius* i la cotxa fumada *Phoenicurus ochruros*), han aparegut a l'àrea d'estudi i, a més, els resultats no indiquen que aquesta hipòtesi es compleixi. Per altra banda, la comunitat d'ocells censats és força heterogènia pel que fa a la preferència d'hàbitat de les espècies. L'àrea cremada des de fa menys d'un any ofereix taques de vegetació no cremada, arbres rebrotats i una gran

densitat d'herbàcies que semblen cobrir els requeriments d'espècies d'espais oberts, de matollar i d'espais semiforestals amb arbres esparsos i cobertura arbustiva.

RESUMEN

La escasez de refugios en un área recientemente quemada puede suponer una dificultad para algunas especies de aves a la hora de recolonizar el territorio después del incendio, especialmente para las aves con preferencia por hábitats cerrados, como matorrales o bosques. En este sentido, una estructura como los muros de piedra seca, tan típicos de los paisajes mediterráneos y ligados a los antiguos cultivos de viñedo, pueden ser importantes para las aves por sus funciones ecológicas y porque pueden ser un refugio alternativo para algunas especies.

En este estudio se analiza el efecto de los muros de piedra seca en la recolonización del área quemada por el incendio de Llançà de julio de 2021 por las aves. El hábitat preexistente antes del incendio era un matorral, un hábitat que, a diferencia de un bosque, retiene muy poca estructura después de un fuego severo como éste y, por lo tanto, la escasez de refugios sea probablemente mayor. No hay estudios previos centrados en las funciones ecológicas de los muros de piedra seca en relación a las aves, en cambio sí que existen con otros grupos faunísticos, aunque son escasos. Poner en valor la piedra seca es importante para su conservación frente al progresivo deterioro que están sufriendo desde hace años.

Para llevar a cabo el estudio se han realizado censos de aves en diferentes estaciones de muestreo distribuidas por el área quemada y se han obtenido densidades de muros de piedra. También se han medido otras variables ambientales como la pendiente i la orientación del terreno, la severidad del fuego y la presencia de manchas de vegetación no quemada.

Los resultados obtenidos no parecen mostrar una clara relación entre los muros de piedra y las aves y se ha obtenido un elevado porcentaje de variabilidad no explicada. Habría que incluir nuevas variables en el estudio, como la caracterización del hábitat asociado al muro de piedra, así como ampliar la escala temporal y espacial para incluir un mayor número de especies de aves en diferentes escenarios post-incendio. Aunque las especies

rupícolas podrían considerarse buenas candidatas a utilizar los muros de piedra para anidar o refugiarse por su similitud con el hábitat natural preferente de estas aves, tan sólo dos de estas especies (el roquero solitario *Monticola solitarius* y el colirrojo tizón *Phoenicurus ochruros*), han aparecido en el área de estudio y, además, los resultados no indican que esta hipótesis se cumpla. Por otra parte, la comunidad de aves censadas es bastante heterogénea en lo que se refiere a la preferencia de hábitat de las especies. El área quemada desde hace menos de un año ofrece manchas de vegetación no quemada, árboles rebrotados y una gran densidad de herbáceas que parecen cubrir las necesidades de especies de espacios abiertos, matorral y espacios semiforestales con árboles dispersos y cobertura arbustiva.

ABSTRACT

The scarcity of refuges in a recently burned area can make it difficult for some species of birds to recolonize the territory after the fire, especially for birds with a preference for closed habitats, such as scrubs or forests. In this sense, a structure such as dry stone walls, so typical of Mediterranean landscapes and linked to ancient vineyards, may be important for birds due to their ecological functions and because they may be an alternative refuge for some species.

This study analyzes the effect of dry stone walls on the recolonization of the area burned by the Llançà fire of July 2021 by birds. The pre-existing habitat before the fire was scrub, a habitat that retains very little structure after a severe fire like this, unlike a forest. Therefore, the shortage of shelters is likely to be greater. There are no previous studies focused on the ecological functions of dry stone walls in relation to birds, however they do exist with other faunal groups, although they are scarce. Giving value dry stone is important for its conservation in the face of the progressive deterioration it has been suffered for years.

To carry out the study, bird censuses have been carried out at different sampling stations distributed throughout the burned area and densities of stone walls have been obtained. Other environmental variables have also been measured, such as the slope and orientation of the land, the severity of the fire and the presence of patches of unburned vegetation.

The results obtained do not seem to show a clear relationship between the stone walls and the birds and a high percentage of unexplained variability has been obtained. New variables should be included in the study, such as the characterization of the habitat associated with the stone wall, as well as expanding the temporal and spatial scale to include a greater number of bird species in different postfire scenarios. Although rupicolous species could be considered good candidates for using stone walls to nest or take refuge because of their similarity to the preferred natural habitat of these birds, only two of these species (the blue rock thrush *Monticola solitarius* and the black redstart *Phoenicurus ochruros*) have appeared in the study area and, in addition, the results do not indicate that this hypothesis is fulfilled. On the other hand, the community of registered birds is quite heterogeneous with regard to the habitat preference of the species. The area burned less than a year ago offers patches of unburned vegetation, regrown trees, and a high density of herbaceous plants that seem to cover the needs of species in open spaces, thickets, and semi-forest spaces with scattered trees and shrub cover.

ÍNDEX

1. INTRODUCCIÓ	8
1.1. TFG en el marc del projecte PECT Girona Patrimoni Actiu	8
1.2. Foc, ocells i recolonització	8
1.3. El paper ecològic dels murs de pedra seca	12
2. OBJECTIVES	14
3. MATERIAL I MÈTODES	15
3.1. Àrea d'estudi	15
3.2. Disseny de mostreig	17
3.2.1. Delimitació de l'àrea cremada i determinació de la severitat de l'incendi	17
3.2.2. Distribució de les estacions de mostreig	18
3.2.3. Calendari de mostreig	20
3.3. Mètodes	20
3.3.1. Cens d'ocells	20
3.3.2. Densitat relativa de murs de pedra	21
3.3.3. Variables ambientals	23
3.3.4. Anàlisi estadística	25
4. RESULTATS DISCUSSIÓ	25
5. CONCLUSIONS	32
6. REFLEXIÓ ÈTICA I DE SOSTENIBILITAT	33
7. BIBLIOGRAFIA	34

1. INTRODUCCIÓ

1.1. Treball de fi de grau en el marc del projecte PECT Girona Patrimoni Actiu

El present treball es troba emmarcat dins l'operació "Innovació per la valorització del patrimoni de la pedra seca" del projecte PECT Girona Patrimoni Actiu, concretament dins l'actuació 3.3. Biodiversitat del patrimoni de pedra seca, desenvolupada pel grup de recerca en Biologia Animal de la UdG. L'objectiu d'aquesta actuació és la d'introduir la vessant natural i ecològica a la valorització de la pedra seca, fins ara centrada en una dimensió patrimonial i cultural.

Fins al moment, les construccions amb pedra seca han sigut molt poc estudiades des del punt de vista de la biodiversitat. I és que aquestes estructures poden ser punts de suport per algunes espècies vegetals i punts de refugi i alimentació per la fauna. Sobretot en zones afectades pels incendis, els refugis interns dins d'aquestes àrees esdevenen clau per la recolonització i recuperació de les comunitats preexistents.

Aquesta actuació pretén donar resposta al deteriorament dels paisatges de pedra seca degut a l'abandonament rural per mitjà de l'anàlisi i valorització del paper que pot tenir la pedra en la conservació de la biodiversitat. Els resultats de l'estudi poden posar en valor la pedra seca i impulsar esforços per la seva conservació.

1.2. Foc, ocells i recolonització

El foc és una pertorbació ecològica que representa, junt amb el clima, un dels principals actors que configuren la distribució dels ecosistemes del planeta (Bond, Woodward i Midgley, 2005). La dinàmica del paisatge i de les comunitats vegetals i faunístiques d'una regió està estretament lligada al règim històric d'incendis. El foc és un motor evolutiu que selecciona els caràcters adaptatius de les espècies en zones amb alta freqüència d'incendis, de tal manera que acaba definint les característiques pròpies d'aquestes àrees (Trabaud, 1994). Alhora, les condicions climàtiques i les característiques de la vegetació també condicionen la freqüència d'incendis, de manera tots aquests factors s'interrelacionen entre si per modelar el paisatge i els ecosistemes (Terrades, 1996).

En ecosistemes forestals, els incendis suposen una pertorbació important al transformar sobtadament un bosc o matollar en un espai obert i generar, d'aquesta manera, un retrocés en la successió vegetal o procés de rejuveniment (Pons, 2000). Aquest canvi afecta a tot l'ecosistema, desplaçant algunes espècies i donant peu a l'entrada d'altres. Però l'impacte i l'ecologia del foc és imprescindible entendre'ls des d'un prisma temporal, ja que amb el temps habitualment s'acaba retornant a l'estat previ a l'incendi (Pons, 2007). El foc genera gradients ambientals i contribueix al manteniment d'un paisatge heterogeni o en mosaic, divers i dinàmic (Herrando i Brotons, 2002; Pons, 2000).

La resposta de la vegetació al foc ve determinada per la seva resiliència i adaptació enfront la pertorbació, però també per la intensitat, extensió, freqüència i estacionalitat del foc (Keeley, Forthringham i Morais, 1999; Vicente, 1992). En ecosistemes mediterranis, on el foc ha sigut recurrent al llarg del temps (Herrando i Brotons, 2002), les comunitats vegetals disposen de mecanismes regeneratius que permeten una ràpida recuperació postincendi (Aymerich i Santandreu, 2014). En aquests casos, la successió secundària es dona per un procés d'autosuccessió, ja que són les mateixes espècies presents abans de l'incendi les que acaben ocupant de nou l'espai després del foc per mitjà d'estratègies regeneratives com el rebrot i la germinació (Hanes, 1971; Noble i Slatyer, 1980; Pons, 2007; Vilà, 2007; Vilà-Cabrera, Saura-Mas i Lloret, 2008). Hi ha espècies, com les del gènere *Cistus* o el romaní (*Rosmarinus officinalis*), que poden persistir gràcies a la producció de llavors que queden emmagatzemades al sòl i germinen, afavorides per les altes temperatures del foc, per generar noves plantes (Vicente, 1992; Vilà, 2007). Altres espècies, com és el cas de molts pins, obren les pinyes amb el pas del foc i el pinyons generen, al cap d'uns mesos, una elevada densitat de plàntules. Tot i això, aquestes espècies de cicle de vida llarg que fan regeneració per llavor són perjudicades pels incendis si la freqüència d'incendi és inferior al temps que triguen a produir llavors (menys de 10 anys en el cas del pi blanc *Pinus halepensis*). En aquests casos, desapareixen de l'àrea cremada i han de recolonitzar des de la perifèria (Vicente, 1992). Per altra banda, les espècies rebrotadores disposen d'òrgans que sobreviuen al foc al estar protegides per estructures protectores aèries com l'escorça o pel sòl (gràcies al seu poder esmorteïdor de la temperatura), com és el cas de les soques, sistemes radiculars i estructures subterrànies com els bulbs, rizomes i lignotúbers (Lloret, 2004; Vicente, 1992; Vilà, 2007). Alguns exemples són el garric (*Quercus coccifera*) (Papió, 1988; Sabaté, Sala i Gracia, 1990), la surera (*Quercus suber*), l'alzina (*Quercus ilex*), l'olivera (*Olea europaea*) (Franquesa,

1995), el bruc boal (*Erica arborea*) (Valbuena i Vera de la Puente, 2012) i espècies herbàcies com el llistó *Brachypodium retusum* (Sabaté *et al.*, 1990).

Aquestes capacitats regeneratives afavoreixen que es doni un fenomen de romanència de la comunitat vegetal, que fa que els ecosistemes mediterranis siguin força estables ja que la composició florística varia poc (Pons, 2007; Vicente, 1992). Val a dir que en l'impàs de temps entre que es produeix la pertorbació i comença a recuperar-se la comunitat preexistent, es donen les condicions idònies per la colonització temporal d'una gran diversitat de plantes herbàcies.

La resposta de la fauna al foc ve determinada per factors com la disponibilitat de recursos i lloc nidificació, la preferència respecte l'estructura de l'hàbitat i les capacitats dispersives o de desplaçament de cada grup animal (Prodon i Pons, 1993). Tant el recurs com l'hàbitat depenen en gran part de les comunitats vegetals, de manera que l'avanç de la successió vegetal serà determinant alhora d'oferir unes condicions més o menys favorables en funció de les necessitats de cada espècie animal. Per tant, la comunitat faunística postincendi anirà estretament lligada a la regeneració de les comunitats vegetals (Herrando, 2000; Herrando, Brotons, Del Almo i Llacuna, 2002). El foc provoca que les espècies estrictament forestals o arbustives hagin d'abandonar el lloc fins que es recuperi l'hàbitat preexistent, mentre que les espècies d'espais oberts es veuen afavorides per la pertorbació i tenen l'oportunitat d'ocupar temporalment la zona cremada (Aymerich i Santandreu, 2014; Pons, 2007; Pons, 2000).

Els ocells representen el grup faunístic més utilitzat en l'estudi dels incendis per la seva capacitat de desplaçament, que els permet respondre ràpidament als canvis ambientals, i per abastar tots els nivells de la xarxa tròfica, excepte els productors primaris. A més, responen als canvis en la vegetació i donen informació sobre les variacions d'altres grups faunístics, de manera que es tracta d'un grup que inclou molta informació sobre l'ecosistema (Aymerich i Santandreu, 2014; Vicente, 1992).

La capacitat de vol dels ocells és un factor clau en la seva resposta al foc ja que els permet fugir de les flames i, per això, la mortalitat directa durant l'incendi és molt baixa, tot i que, si esdevé durant l'època reproductiva pot causar la mort de cries i ous (Herrando, 2001; Pons, 2000; Santandreu i Aymerich, 1995; Vicente, 1992).

La recolonització a curt i mig termini de la zona cremada pels ocells ve determinada per la resposta a la pertorbació de les diferents espècies i la profunditat del canvi o *turnover* patit per cada grup d'ocells (Pons, 2007). Hi ha espècies, com alguns fringíl·lids, colúmbids, píccids, túrdids i pàrids, que tornen a reocupar el seu territori un cop s'extingeix l'incendi seguint un comportament de fidelitat o romanència al territori habitual anomenat filopàtria. Molts d'aquests ocells preexistents, que són típics d'espais forestals o arbustius, acaben marxant o morint, però altres resisteixen i són capaços d'arribar a l'època de cria i reproduir-se (Herrando, 2001; Pons, 2000; Pons, 2007). Algunes de les estratègies que fan servir per adaptar-se al nou hàbitat més obert és nidificar aprofitant les estructures calcinades o els rebrots dels arbres que queden en peu, com les sureres (Herrando, 2001; Pons, 2007), buscar aliment en aquests troncs cremats (Santandreu i Aymerich, 1995) o refugiar-se i fer niu en taques de vegetació no cremada. Altres espècies més estrictes d'espais forestals i arbustius, com molts sílvids, regúlids, fil·loscòpids i acrocefàlids, abandonen temporalment la zona fins que la successió vegetal avanci i es recuperin els seus hàbitats favorables (Herrando, 2001; Pons, 2000; Pons, 2007; Vicente, 1992). Per altra banda, les espècies d'espais oberts es poden veure beneficiades per l'incendi i colonitzar la zona cremada des de zones obertes properes durant el primers anys després del foc (Brotons, Pons i Herrando, 2005), però amb el temps aniran marxant a mesura que es torni a tancar l'hàbitat. Algunes d'aquestes espècies es troben en declivi a Europa, com el trobat (*Anthus campestris*) i el cruixidell (*Emberiza calandra*), i altres presenten poblacions reduïdes, com l'hortolà (*Emberiza hortulana*), el cotoliu (*Lullula arborea*) i el còlit ros (*Oenanthe hispanica*) (IUCN, 2021; Herrando, 2000; Pons, 2000; Pons, 2007; Vicente, 1992). Finalment, també hi ha espècies, com el tudó (*Columba palumbus*), el sit negre (*Emberiza cia*), el gratapalles (*Emberiza cirrus*), el cotoliu, la mallerenga carbonera (*Parus major*), la tórtora (*Streptopelia turtur*) o la tallareta cuallarga (*Sylvia undata*), que per la seva gran amplitud d'hàbitat segueixen tenint coberts els seus requeriments tròfics i de nidificació després de la pertorbació i, per tant, es mantenen a la zona (Vicente, 1992). En resum, la recolonització i la successió de l'avifauna serà funció de la proximitat, quantitat potencial de colonitzadors i de com va canviant la qualitat de l'hàbitat amb el pas del temps per cada espècie.

Per tal d'afavorir la recolonització després d'un foc, sobretot de les espècies preexistents, es recomana fer determinades actuacions quan s'aprofita el bosc cremat. Una de les més

indicades és construir pilons de restes de branques amb les capçades dels arbres tallats per tal d'oferir un refugi on aquestes espècies puguin protegir-se i nidificar. L'objectiu és imitar un estrat de vegetació baix com ara un matoll, hàbitat predilecte d'ocells frugívors. D'aquesta manera, aquestes estructures també poden afavorir la recuperació vegetal al oferir un microclima idoni (humit i ombrívol) per la germinació de les llavors dispersades per aquests ocells a través dels seus excrements (Mauri i Pons, 2019; Puig, 2016; Rost, Clavero, Bas i Pons, 2010; Rost, Bas i Pons, 2012).

1.3. El paper ecològic dels murs de pedra seca

L'origen de la tècnica de la pedra seca és difícil de precisar però existeixen construccions que daten del V mil·lenni a.C. (Manenti, 2014). Es creu que probablement van aparèixer al Pròxim Orient amb el pas de l'home caçador a pastor i, posteriorment, de l'agricultura al sedentarisme (Soler, 1989). Hi ha troballes que demostren que la tècnica va arribar a Àsia, Estats Units, Àfrica i Europa (Agnoletti, Conti, Frezza i Santoro, 2015). A partir del segle XVIII, la construcció amb pedra seca va experimentar una gran expansió, molt lligada al conreu de la vinya, que va suposar una profunda transformació dels paisatges agraris europeus, especialment els de les àrees mediterrànies i meridionals (Pasqual, 2004). Els murs de pedra seca es varen construir per sostenir feixes de conreu, terrasses per anivellar el terreny on poder cultivar, fins i tot a les vessants més accidentades. Mentre que les barraques de pedra seca donaven refugi als pagesos. Aquestes construccions es caracteritzen per estar constituïdes exclusivament de pedra, sense cap altre material. Al utilitzar-se material geològic autòcton, queden integrades en el paisatge i l'impacte es minimitza (Sáenz, 2005).

Des de mitjans del segle XIX es va iniciar un procés d'abandonament dels conreus de vinya per l'entrada de la fil·loxera des de Europa i per l'èxode rural impulsat per la industrialització (Franquesa, 1995; Sáenz, 2005; Vilà, 2007). Això va donar lloc a la colonització dels camps de conreu abandonats per la vegetació, contribuint a l'increment de la densitat i la continuïtat de les masses forestals, la homogeneïtzació del paisatge i la pèrdua progressiva d'espais oberts. Aquesta és una de les raons, junt amb els efectes del canvi climàtic, caracteritzats per unes condicions climàtiques més seques i càlides, que expliquen la situació actual de vulnerabilitat dels boscos catalans enfront el risc de grans

incendis forestals (Herrando, 2001; Herrando i Brotons, 2002; Piñol, Terrades i Lloret, 1998).

A més de la seva utilitat agrícola, els murs de pedra seca representen un seguit de beneficis ecològics importants. Per una banda, retenen terra, matèria orgànica, humitat, llavors i nutrients, amb la qual cosa redueixen l'erosió del sòl per escorrentia, el mantenen amb un cert nivell de fertilitat i ajuden a regular el règim hidrogràfic (Panagos et al., 2015; Sáenz, 2005). Tot això pren especial importància després d'un incendi, moment en què els terrenys cremats sense cobertura vegetal són més susceptibles a ser erosionats per les pluges (Ferreira, Ferreira, Bento, Esteves i Carreiras, 2011). Alhora, afavoreixen la regeneració vegetal després de la pertorbació. A més, els murs també eviten que un excés de cendra vagi a parar als cursos fluvials i tinguin un impacte important sobre invertebrats aquàtics, amfibis i peixos (Aymerich i Santandreu, 2014). Per altra banda, la major estabilitat tèrmica respecte l'exterior, la presència de cavitats i fissures (que ofereixen espais interns protegits dels agents climàtics) i la retenció d'humitat, afegit a les diferents condicions d'orientació, insolació, altitud i mida, textura i disposició de les pedres, ofereixen un conjunt divers de microhàbitats per espècies tant de fauna com de flora (Aranda, Pigem, Vilalta, Grau i Mallarach, 1990).

Des de l'abandonament del cultiu de vinya, s'ha deixat de banda el manteniment dels murs de pedra seca, que han patit un progressiu deteriorament o, fins i tot, esfondrament amb el pas del temps, amb la consegüent pèrdua de les seves funcions ecològiques (Sáenz, 2005).

Els estudis centrats en les funcions ecològiques dels murs de pedra seca en relació a la fauna són escassos (Collier, 2013) i dedicats a grups animals com els amfibis, (Manenti, 2014), invertebrats (Cabello, 2021), micromamífers (Pascual, 2021), mol·luscs (Manenti, 2014) i papallones (Dover, Sparks, Clarke, Gobbett i Glossop, 2000), però no hi ha investigacions centrades en ocells. Calen més evidències sobre els beneficis ecològics dels murs de pedra i la seva contribució a la conservació de la biodiversitat perquè es destinin recursos a la seva conservació.

Els murs de pedra seca poden tenir un paper important per la fauna en àrees recentment cremades que presenten una escassetat de refugis, degut a que el pas del foc suposa la destrucció de les estructures vegetals que molts animals utilitzen per fer-hi niu i per amagar-se. Aquesta manca de refugis és funció de la severitat del foc i del grup animal

objectiu. Per exemple, els rosegadors fan refugis en cavitats sota les roques o en túnels subterranis, que no queden afectats si el foc no és sever, i els permeten sobreviure *in situ* (Puig, 2016). En canvi, els ocells que es refugien en matolls i arbres són més susceptibles a quedar-se sense refugi, al tractar-se d'estructures més exposades al foc.

2. OBJECTIVES

The present study aims to find out if dry stone walls have any function in the recolonization of an area burned by birds. Specifically, this is the area affected by the Llançà fire of July 2021 (Bombers, 2021). Before the fire, this area was occupied by scrub, a habitat that retains very little structure after a severe fire like this, unlike a forest.

The hypothesis put forward supports the idea that walls favor this recolonization for several reasons. First, the cracks and holes offered by the walls according to the arrangement of the stones that make them up, could be used by birds as internal shelters within the burned area, especially for species that remain in the area due to fidelity to the territory but that the habitat transformed by the fire is not favorable to them. This refuge could be a protected area, but also a nesting area, especially for cave or rupicolous species, such as the black redstart, the blue rock thrush and the black-eared wheatear (Solé, García and Josa, 2013), which preferably use rocky substrate with holes or cracks to make the nest. If so, the walls could perform a function similar to that of branch debris pylons, built as a postfire management measure, aimed at encouraging the recolonization of birds. On the other hand, the fact that the walls also serve as a refuge for species of reptiles and invertebrates may favor the availability of food for birds, which is a possible limitation in the recovery of bird communities in postfire dynamics (Herrando, Brotons and Llacuna, 2005). Another positive effect, in this case quite indirect, could be that insectivorous birds benefit from the regeneration of vegetation after the fire. This regeneration can be faster in the terraces between stone walls due to the accumulation of organic matter, seeds and humidity. In this way the pollinators attracted by this vegetation could increase the availability of resources for these birds. In addition, this possible contribution of the stone walls to the acceleration of the recovery of the herbaceous and shrubby layers could lead to a recovery of the nesting sites of some species of scrub birds. In any case, it will not be possible to verify it in this study because not enough time has passed after the fire for this recovery to have occurred. Finally, the males of some bird

species, such as the corn bunting, the european serin (*Serinus serinus*), the european bee-eater (*Merops apiaster*), the woodchat shrike (*Lanius senator*), the woodlark and the common linnet (*Linaria cannabina*), use vertical structures as elevated lookout points (or perches), places of singing or resting (Rost, 2011). Burned trees do this function and it could be that stone walls as well.

In order to test the hypothesis, sampling stations have been distributed within the area burned by the Llançà fire of July 2021 (Bombers, 2021) in which bird censuses have been carried out and data on densities have been obtained of stone walls and other environmental variables.

3. MATERIAL I MÈTODES

3.1. Àrea d'estudi

L'àrea d'estudi d'aquest treball es localitza a l'àrea afectada per l'incendi de Llançà de juliol de 2021 (Bombers, 2021), situada a la comarca de l'Alt Empordà, concretament dins el Parc Natural del Cap de Creus i el Paratge Natural d'Interès Nacional de la Serra de Rodes, entre els municipis de Llançà i Port de la Selva (Figura 1). És una regió dominada per un clima de tipus *xerotèric* o *mediterrani*, caracteritzat per hiverns suaus i estius càlids i secs. El vent local de component nord (tramuntana), generalment fred, sec, violent i que bufa a ràfegues, suposa un factor bioclimàtic molt important a la regió (Franquesa, 1995; Vilà-Cabrera *et al.* 2008). Aquests factors climàtics, junt amb la continuïtat del combustible (deguda a l'abandonament rural progressiu des de mitjans del segle XX) i la inflamabilitat de la vegetació (composada per arbusts amb un baix contingut hídric i rics en substàncies volàtils a l'estiu), fan que aquesta regió sigui una de les zones de Catalunya amb major freqüència d'incendis (Pons, 2000; Vilà-Cabrera *et al.* 2008).

El paisatge actual no només ha estat modelat per factors ambientals, sinó que la influència de la mà de l'home durant la seva història ha sigut determinant. Una de les pràctiques que més ha modificat el paisatge d'aquesta zona és el cultiu de vinya i olivera. Des de l'edat mitjana, es van cultivar en feixes esglaonades amb murs de pedra seca per vèncer els pendents dels vessants. Alhora, també es criava bestiar que pasturava els guarets, les

males herbes d'aquetes cultius i les terres marginals difícils de conrear, en les que es realitzaven desbrossades periòdiques amb focs controlats. L'arribada de la fil·loxera al 1879 va suposar la fi d'aquests cultius, que es van anar abandonant progressivament al llarg del segle XX (Franquesa, 1995; Vilà, 2007).

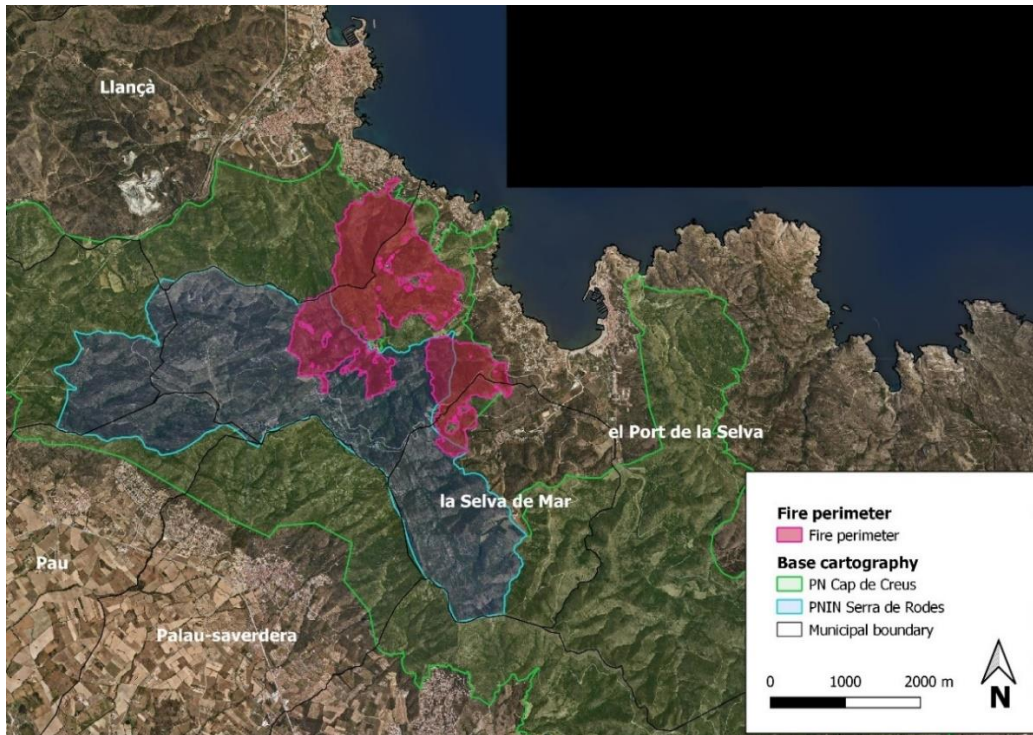


Figura 1. Localització de l'àrea d'estudi, on es mostra el perímetre de l'incendi de Llança i els límits dels Espais Naturals Protegits (Parc Natural del Cap de Creus i Paratge Natural d'Interès Nacional de la Serra de Rodès). **Font:** elaboració pròpia a partir de cartografia del ICGC i dades obertes de la Generalitat de Catalunya.

Les comunitats vegetals dominants a dia d'avui són el resultat de la recolonització d'aquests conreus abandonats, les pertorbacions (incendis, pastures, desbrossades, tales...) i, en última instància, el clima de la zona. Tot i la capacitat forestal de bona part del territori, que per condicions climàtiques correspondria a comunitats climàtiques constituïdes per formacions forestals escleròfil·les amb espècies com l'alzina i la surera, el territori es troba ocupat per brolles molt diverses i dominades per bruc boal, i per llistonars (prats secs de llistó) (Aymerich *et al.* 2014; Franquesa, 1995; Pons, 2000; Vilà, 2007).

Tot plegat configura el caràcter propi del paisatge del Cap de Creus, marcat per una dinàmica canviant en constant evolució que genera una gran heterogeneïtat i diversitat, i unes comunitats vegetals típiques dels primers estadis de la successió. Una successió vegetal que es manté ancorada en aquestes etapes degut a l'acció del foc i les perturbacions ja esmentades.

3.2. Disseny de mostreig

3.2.1. Delimitació de l'àrea cremada i determinació de la severitat de l'incendi

La delimitació del perímetre de la superfície afectada per l'incendi de Llança de l'estiu de 2021 s'ha determinat a partir de les imatges satèl·lit i seguint la metodologia aplicada per Llorens, Sobrino, Fernández, Fernández-Alonso i Vega (2021). S'han utilitzat les imatges satèl·lit multiespectrals, obtingudes pel satèl·lit Sentinel-2, en diferents dates de captura per tal d'ajustar-les a l'incendi d'estudi.

Per determinar la severitat de l'incendi (dNBR) s'ha utilitzat el diferencial entre l'Índex Normalitzat d'Àrea Cremada (NBR) preincendi i postincendi (U.S. Geological Survey, 2016). L'NBR és un índex dissenyat per ressaltar les àrees cremades en àmplies zones afectades per un incendi forestal (Kato, Moskal, Batchelor, Thau i Hudak, 2019). Per l'NBR preincendi, s'han utilitzat les bandes obtingudes pel Sentinel-2 amb data de 26-07-2020 (10:40:31.02 GMT), una data propera a l'incendi, però un any abans, per tal que l'estat de la vegetació de l'àrea sigui, en general, equivalent per condicions climatològiques estacionals. Mentre que per l'NBR postincendi, s'han utilitzat les bandes obtingudes pel Sentinel-2 amb data de 21-07-2021 (10:40:31.02 GMT), just dos dies després de l'extinció del foc.

Els valors obtinguts de dNBR s'han classificat en diferents categories segons U.S. Geological Survey (2016). Per determinar el perímetre d'incendi i la superfície cremada s'ha fet una reclassificació d'aquests valors, categoritzant com a *àrea no cremada* els valors inferiors a +100 i com a *àrea cremada* els valors superiors a +100. Així, s'han acabat definint dues grans àrees cremades no connectades entre elles, la situada més al

nord (Zona Nord), amb una superfície de 303.47 ha, i la situada més al sud (Zona Sud), amb 96.54 ha (Figura 2).

Fora de l'àrea afectada per l'incendi hi ha una superfície considerable categoritzada com a "Low severity – Unburned" (Figura 2) però que no s'ha cremat i que, per tant, pot crear confusió. Les bandes que permeten calcular el dNBR es fan per reflectivitat, de manera que es capta qualsevol canvi en la vegetació. En aquest cas, aquest canvi pot ser degut a les diferències de les condicions climàtiques entre l'NBR preincendi i l'NBR postincendi. Aquest ha sigut un any d'extrema sequera que pot haver assecat i deshidratat la vegetació i generar aquesta diferència respecte l'any anterior.

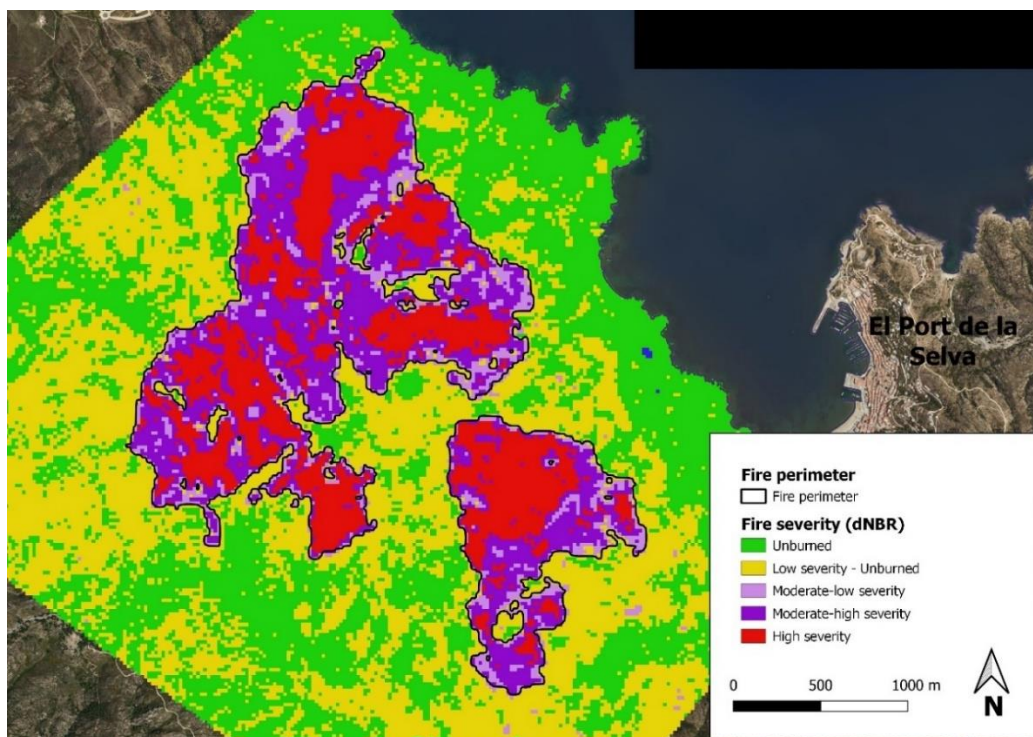


Figura 2. Perímetre de la superfície cremada i severitat de l'incendi (dNBR). **Font:** elaboració de Marc Franch, grup de recerca en Biologia Animal, UdG.

3.2.2. Distribució de les estacions de mostreig

Per distribuir les estacions de mostreig de manera equidistant dins l'àrea cremada i fer-ne una cobertura total d'aquesta, s'ha dut a terme la generació de tessels hexagonals regulars (Carr, Olsen i White, 1992; Ortner i Wallentin, 2020), amb un radi circumscrit de 300 m. Aquesta tessellació s'ha generat de manera independent per les dues principals àrees cremades, la Zona Nord i la Zona Sud. Les estacions de mostreig es van situar als

vèrtexs dels hexàgons i al seu punt central, havent una separació entre ells de 300 m, suficient per establir una distància de detecció de 100 m al voltant de cada estació i una separació de 50 metres per evitar solapaments de detecció entre estacions contigües.

Seguidament, un cop s'han generat les tesselles i situat estacions, s'han ajustat al perímetre intern de l'incendi fent rotació i translació de les tesselles per intentar encabir-hi el màxim nombre d'estacions de mostreig. Amb aquest ajust s'han aconseguit incloure 32 estacions de mostreig, 26 corresponents a la Zona Nord i 6 a la Zona Sud (Figura 3). El perímetre de localització d'estacions s'ha definit a 150 m cap a l'interior de l'àrea cremada des del seu perímetre (Figura 3) per assegurar que les estacions de mostreig tinguin una franja no cremada al seu voltant i, d'aquesta manera, minimitzar la detecció d'ocells situats a l'àrea no cremada. A més, dins l'àrea cremada hi ha diverses taques no cremades que han quedat dins la superfície de detecció (o molt a prop d'aquesta) d'algunes estacions de mostreig. En aquests casos, aquesta variable s'ha tingut en compte alhora d'interpretar i discutir els resultats.

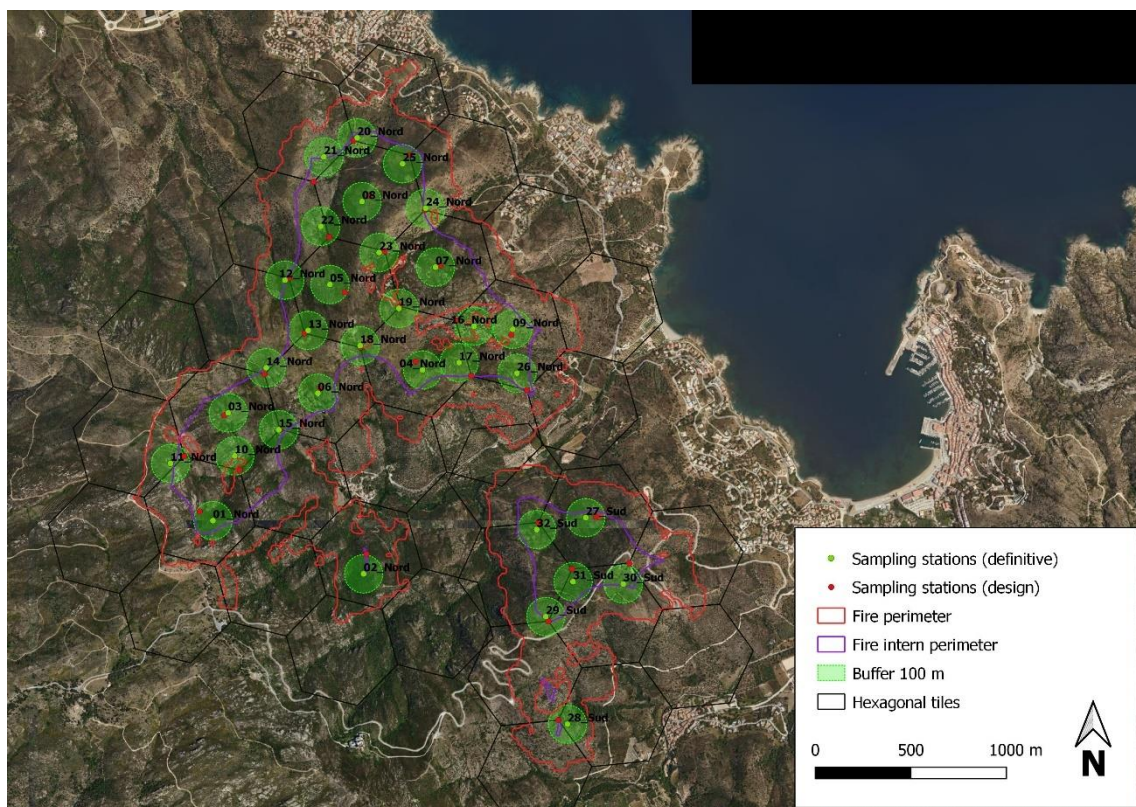


Figura 3. Distribució de les estacions de mostreig dins el perímetre intern de l'incendi. **Font:** elaboració de Marc Franch, grup de recerca en Biologia Animal, UdG.

3.2.3. Calendari de mostreig

El mostreig d'ocells s'han realitzat a partir de dos censos per cada estació de mostreig durant la temporada de nidificació (entre el març i el juny). En concret, els primer censos s'han realitzat del 9 de maig al 18 de maig i els segons del 18 de maig a l'1 de juny, per tal d'intentar albergar l'arribada dels migradors transsaharians més tardans. Entre el primer i el segon cens de cada estació de mostreig s'ha deixat un temps mínim d'una setmana.

Posteriorment, s'ha realitzat la prospecció a camp per tal de realitzar la validació i/o correcció de les coordenades exactes de les estacions de mostreig. Bàsicament s'ha assegurat el màxim de visibilitat entorn de cada estació per tal de facilitar la detecció dels ocells i la viabilitat d'aproximació a cada estació. El resultat d'aquesta validació ha sigut la selecció de 30 estacions definitives de les 32 inicialment establertes. L'estació 10 Nord ha resultat inviable per la dificultat d'accedir-hi. L'estació 3 Nord ha resultat tenir una visibilitat molt reduïda degut a la irregularitat del relleu. Per altra banda, la correcció de les coordenades ha deixat dues parelles d'estacions (16 Nord – 17 Nord i 17 Nord – 04 Nord) amb una distància de tan sols 200 m i, per tant, sense separació. També cal destacar que les estacions 9 Nord, 11 Nord, 16 Nord, 17 Nord, 19 Nord, 23 Nord, 24 Nord i 28 Sud inclouen taques no cremades dins la seva superfície de detecció o es troben molt properes (Figura 3).

Finalment, amb les estacions definitives validades, s'ha establert una àrea de mostreig circular al voltant de l'estació de 100 m de distància (Figura 3). Així, s'ha determinat una superfície de detecció de 31374.94 m² (3.14 ha) per cada estació de mostreig.

3.3. Mètodes

3.3.1. Cens d'ocells

Durant el cens s'ha realitzat un comptatge dels individus detectats, vistos o sentits, dins la superfície de detecció de 100 m al voltant de cada estació de mostreig. Els censos s'han realitzat durant els moments de màxima activitat dels ocells, és a dir, des de la sortida del sol fins a 4 o 5 hores després, més o menys, depenent de la temperatura. Per qüestions de logística i temps, també s'ha decidit realitzar alguns censos al vespre, entre les 18 h i les

20 h (aproximadament i també depenent de la temperatura), moment en què també hi ha un pic d'activitat. Per tal d'homogeneïtzar els resultats i corregir el possible error que pugui generar aquesta variable temporal de mostreig, s'ha establert que com a mínim un dels dos censos realitzats per cada estació sigui al matí. La durada dels censos ha sigut de 15 minuts. El vent ha sigut un factor clau a controlar alhora de triar els dies més adequats per realitzar els censos. Només s'han realitzat amb bones condicions meteorològiques, sense vent ni precipitació (Herrando, 2000; Rost, 2011).

A partir dels censos s'ha obtingut el nombre total d'individus comptats (o abundància) per espècie i estació, prenent el nombre més gran de comptatges de cada espècie entre els dos censos realitzats per cada estació de mostreig. També s'ha obtingut l'abundància total (considerant totes les espècies) i la riquesa d'espècies per cada estació. No s'han tingut en compte les possibles diferències de detectabilitat en funció de la distància perquè en medis tant oberts, com el d'una àrea cremada recentment, són probablement menys importants.

3.3.2. Densitat relativa de murs de pedra

S'ha fet una aproximació de la longitud total de mur dins de cada estació de mostreig per així obtenir un gradient de densitat de murs de pedra dins l'àrea estudiada. Per fer aquesta aproximació, s'ha fet ús dels SIG (Sistemes d'Informació Geogràfica) i, concretament, s'ha treballat amb el programari QGIS. Per cada estació de mostreig s'ha realitzat un *buffer* (àrea d'influència) de 100 metres, on s'hi ha digitalitzat la longitud dels murs amb línies vectorials (Figura 4) (Pascual, 2021). El detall de la cartografia no ha permès dibuixar polígons vectorials sobre la superfície ocupada pels murs de manera acurada. La capa de fons requerida, sobre la que s'han dibuixat els murs, ha hagut de ser posterior a un incendi (abans que la regeneració de la vegetació no cobreixi els murs), per tal de tenir una imatge clara per identificar i digitalitzar els murs. Al no disposar d'un ortofotomapa recent, posterior a l'incendi de Llançà de juliol de 2021, s'han hagut de fer servir els dels anys 2002 i 2010 (posteriors a l'incendi de Garriguella de l'agost de 2000) (Bombers, 2000). L'ortofotomapa del 2002 és més recent a l'incendi i té menys vegetació que la del 2010, fet que ha permès la identificació d'un major nombre de murs però, per contra, la seva baixa resolució ha generat confusió en algunes estacions, no podent diferenciar clarament entre mur i camí de pastura, per exemple. En canvi, la major resolució de

l'ortofotomapa del 2010 ha permès fer una digitalització més precisa però, alhora, la detecció de murs ha sigut més baixa. Per tal d'afinar el màxim possible la digitalització, s'ha acabat combinant l'ús dels dos ortofotomapes.

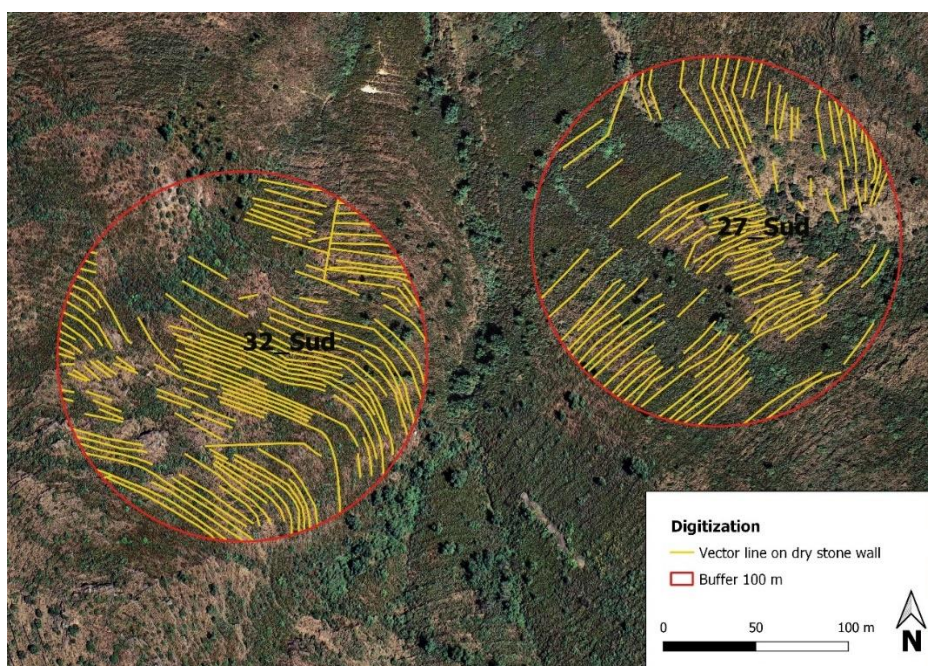


Figura 4. Exemple de digitalització del buffer de 100 m que comprèn la superfície de detecció de les estacions de mostreig (32 Sud i 27 Sud, en aquest cas), i de les línies vectorials dibuixades sobre els murs de pedra seca per tal d'obtenir-ne la longitud (m). **Font:** elaboració pròpia a partir de cartografia del ICGC.

Per tal d'estimar el possible error comès alhora de fer aquesta aproximació, s'ha comprovat a camp el grau de coincidència amb la realitat per saber com de precisa ha sigut la digitalització dels murs. Degut al gran esforç que suposa aquesta comprovació, només s'ha dut a terme en una estació de mostreig. El resultat de la comprovació ha sigut que amb la digitalització només s'han detectat la meitat dels murs, de manera que s'ha comès un clar error de precisió. No obstant, no hi ha motius per pensar que l'error comès en aquesta estació sigui diferent al de les altres estacions, de manera que la densitat relativa de murs que s'ha aproximat per cada estació es pot considerar proporcional a la real.

Complementàriament, s'ha realitzat una aproximació de l'alçada dels murs a partir de mesures directes, realitzades a camp, de l'alçada d'un nombre representatiu de murs dins de cada estació de mostreig. Amb aquestes dades se n'ha calculat la mitjana per cada estació.

Finalment, amb la longitud (m lineals/ estació) i l'alçada mitjana de mur, i prenent una amplada estàndard de mur de 30 cm, s'ha calculat el volum de mur per cada estació de mostreig. Aquesta densitat relativa calculada i expressada en m³/ estació és la que s'ha fet servir per l'anàlisi estadística.

3.3.3. Variables ambientals

Per a l'estudi s'han inclòs un seguit de variables ambientals que podrien tenir cert efecte, directe o indirecte, sobre l'abundància d'ocells, la riquesa d'espècies i l'ordenació de la comunitat d'ocells. Aquestes variables són el pendent, l'orientació, la severitat de l'incendi i les taques de vegetació. L'altimetria no s'ha inclòs ja que s'ha considerat una variable poc significativa en l'escala de l'àrea d'estudi.

Per obtenir el pendent i l'orientació s'ha fet servir el Model d'Elevacions del Terreny (MDT) de 2x2 m de l'Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya, obtingudes a partir de les imatges satèl·lit LiDAR (ICGC, 2016). La resolució d'aquestes imatges està basada en el nombre de feixos làser enviats pel satèl·lit per unitat de superfície, i és de 2x2 m, és a dir, una mitjana d'un feix per cada 4 m² de superfície de terreny. A partir dels MDT, s'han obtingut les imatges ràster d'altimetria, que s'han processat amb Spatial Analyst (ArcGIS 10.7) per tal d'obtenir les imatges ràster de pendent (%) (Figura 5) i d'orientació (graus °) (Figura 6). Tot i fer servir només la informació amb major resolució que hi havia disponible, aquestes variables no serien del tot precises i caldria referir-se a elles com a variables de paisatge. En el cas del pendent, aquesta resolució no ha permès, en la majoria de casos, tenir en compte les terrasses planes entre murs de pedra. Per altra banda, per tal de facilitar l'anàlisi i interpretació posteriors, s'ha convertit l'orientació a variable categòrica amb quatre categories: Nord (entre 315° i 45°); Sud (entre 45° i 135°); Est (entre 135° i 225°); i Oest (entre 225° i 315°) (Figura 6). Pel que fa a la severitat del foc, el procés realitzat per obtenir-la és el que s'ha detallat a l'apartat 3.2.1. Totes aquestes variables s'han calculat, primerament, per tota l'àrea cremada i, posteriorment, s'han acotat a la superfície de detecció de cada estació de mostreig per mitjà de l'eina Zonal Statistics (ET Surface for ArcGIS 10.3).

Per últim, les taques de vegetació s'han establert com una variable binària (presència/absència). Aquesta dada s'ha observat i anotat a camp, considerant presència

de taques de vegetació els casos en què aquestes es troben dins de l'estació de mostreig o molt properes.

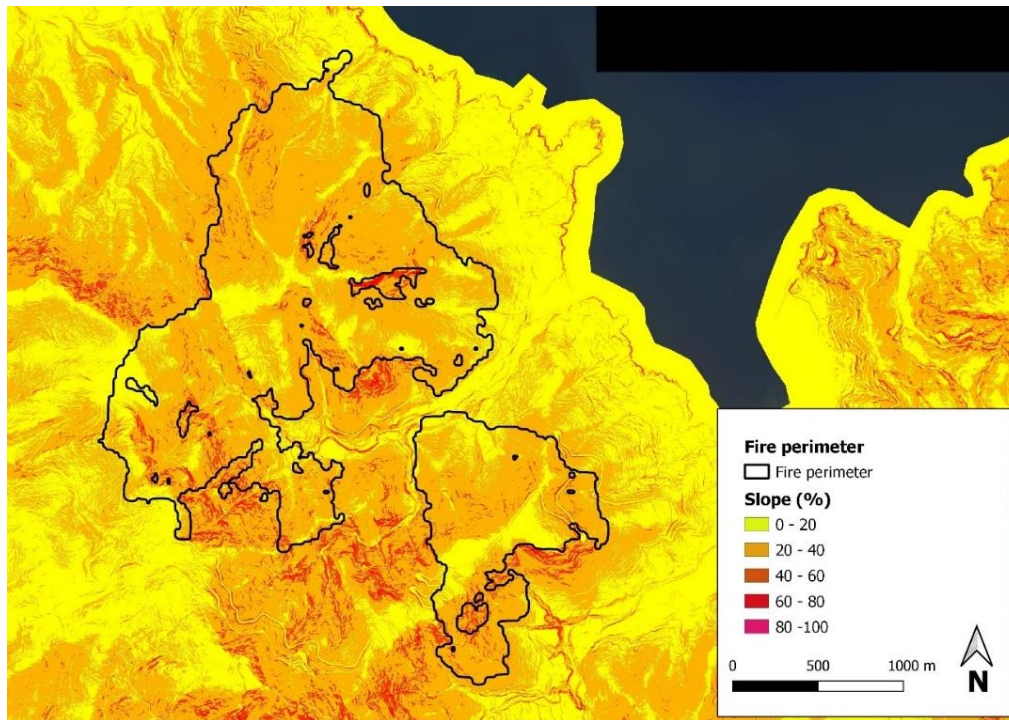


Figura 5. Pendent del terreny (%) de l'àrea cremada. **Font:** elaboració de Marc Franch, grup de recerca en Biologia Animal, UdG.

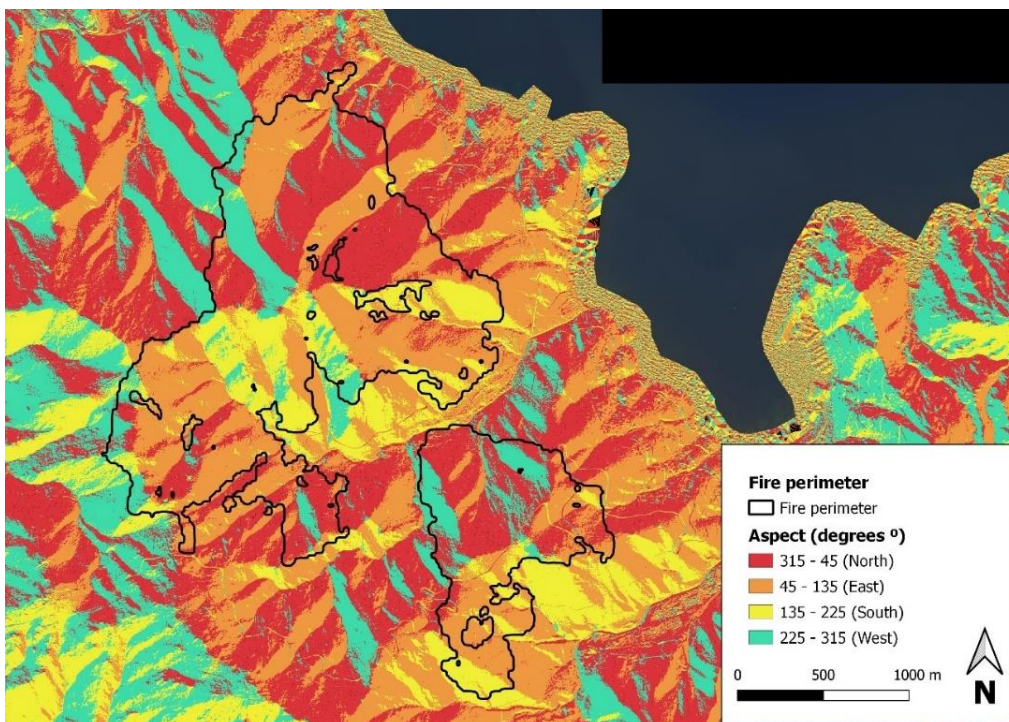


Figura 6. Orientació del terreny (graus °) de l'àrea cremada. **Font:** elaboració de Marc Franch, grup de recerca en Biologia Animal, UdG

3.3.4. Anàlisi estadística

Abans de l'anàlisi s'ha fet el tractament de les dades originals d'ocells. Per evitar que les deteccions molt escasses alterin els resultats de l'anàlisi, s'ha decidit treballar només amb les espècies més abundants. La selecció d'aquestes espècies s'ha fet seguint un mateix criteri: l'ocurrència ha de ser mínim del 20%, és a dir, que l'espècie s'hagi detectat com a mínim a 6 estacions de mostreig.

A partir d'aquí, s'ha procedit amb l'anàlisi fent servir el programa estadístic R (R Core Team 2019). En primer lloc, s'ha realitzat un anàlisi de redundàncies (RDA) exploratori amb l'abundància total de cada espècie per estació de mostreig (matriu resposta) i les variables ambientals (matriu explicativa) per tal de conèixer l'efecte d'aquestes en l'ordenació de la comunitat d'ocells. Al tenir dades d'abundància (dades semi-quantitatives), s'han hagut de transposar a un espai euclidià amb una transformació de Hellinger per tal d'evitar problemes de doble-zero (Zuur, Ieno i Elphick, 2010). Transformar les dades ajuda a ponderar la importància de les diferències en nombre d'individus quan els rangs d'abundància entre espècies són molt diferents. També s'ha comprovat que no hi hagi col·linealitat entre les variables, ja que podria portar a resultats espuris (Zuur *et al.*, 2010).

Tot seguit, per conèixer si hi ha relació entre les variables ambientals i l'abundància d'ocells, per una banda, i la riquesa d'espècies, per una altra, s'han realitzat un seguit de regressions lineals múltiples (RLM): amb les espècies més abundants i individualment amb algunes espècies en concret. Per fer-ho, s'ha utilitzat l'abundància total i la riquesa d'espècies de cada estació de mostreig. En aquesta anàlisi les variables de la orientació i les taques de vegetació han sigut tractades com a factors.

4. RESULTATS I DISCUSSIÓ

En les 32 estacions de mostreig s'han comptat un total de 541 individus corresponents a 39 espècies d'ocells. Les espècies més abundants i detectades a un major nombre d'estacions de mostreig són el tallarol capnegre i el gafarró.

La composició de la comunitat segons l'hàbitat preferent de cada espècie és força diversa. Tenint en compte les espècies més abundants, s'han trobat ocells d'espais oberts amb

herbàcies o conreus, com el cruixidell, el pardal comú *Passer domesticus*, la cadenera *Carduelis carduelis* i el passerell). Altres espècies típiques de matollar, com el tallarol capnegre *Sylvia melanocephala* i la cogullada fosca *Galerida theklae*). També han aparegut ocells d'espais semiforestals amb arbres esparsos i cobertura arbustiva com el tallarol emmascarat *Sylvia hortensis*, la mallerenga carbonera, el gafarró, el capsigrany i la bosqueta vulgar *Hippolais polyglotta*). L'únic representant més estrictament forestal ha sigut el cargolet (*Troglodytes troglodytes*). D'espècies de roquissar se n'han detectat dues, la cotxa fumada i la merla blava. Per últim, s'han censat espècies amb un espectre divers d'hàbitat, però amb tendència cap a espais semiforestals o amb matollar, com la merla *Turdus merula*, el rossinyol *Luscinia megarhynchos* i el verdum *Chloris chloris*). Això pot indicar que l'àrea d'estudi ofereixi, en aquest moment, els requeriments d'hàbitat d'aquestes espècies. Amb les pluges han crescut moltes herbàcies, colonitzant gran part de la superfície cremada (Figura 9). També s'han observat zones amb arbres esparsos, sureres rebrotades (Figura 9). Les taques de vegetació no cremada ofereixen una zona de matollar (Figura 9). Per tant, després d'un incendi, poden arribar a coincidir una gran diversitat d'espècies d'hàbitats diferents. Per la regeneració vegetal, la zona cremada va evolucionant i l'hàbitat es va transformant, donant lloc a una successió faunística que es dona de manera progressiva, podent coincidir en un mateix moment espècies amb requeriments força diferents. Les espècies filopàtriques, com poden ser la merla, el rossinyol i la merla carbonera, (Pons, 2001) contribueixen a aquesta diversitat, ja que mantenen el territori fins i tot quan no els hi és favorable. Mentre que les espècies més estrictament forestals deuen haver abandonat temporalment l'àrea cremada, a excepció d'alguns individus que resisteixen, com els cargolets detectats.

Cal destacar que no s'han detectat algunes espècies d'espais oberts (com el trobat, l'hortolà i el còlit ros), típiques d'àrees cremades durant els primers anys després de l'incendi. Abans de l'incendi, l'àrea d'estudi era un medi més aviat tancat format per un dens matollar. Per això, probablement aquestes espècies no siguin preexistents a la zona i la colonització de l'espai obert que ofereix l'àrea cremada no sigui tant ràpida perquè han de venir de més lluny i potser encara és aviat perquè hagin pogut arribar. Si en les properes temporades es mantenen les condicions que els hi són favorables, pot ser que acabin apareixent. Tot dependrà de la distància a la que es trobin, la seva capacitat de dispersió i l'avanç de la successió vegetal (Brotons, Pons i Herrando, 2005). En canvi, aquestes espècies sí que són presents a l'àrea cremada per l'incendi de Roses de febrer de

2022 (Bombers, 2022), que és més recent però on aquests ocells ja hi eren abans del foc perquè era un medi més obert en general, de manera que han pogut reocupar ràpidament el seu territori després del foc. Per altre banda, el creixement d'una gran quantitat d'herbàcies a l'àrea d'estudi després de les pluges, que han ocupat bona part del sòl, també pot haver influït en l'absència d'aquestes espècies, que prefereixen hàbitats amb sòl nu. En canvi, aquesta gran densitat de cards i herbàcies ha pogut ser favorable per algunes espècies de fringíl·lids que han sigut força abundants, com la cadenera, el passerell i el gafarró.

Els resultats de l'RDA mostren que el percentatge de variància total de la matriu resposta explicada per les variables ambientals és del 6,29 % i que només el primer eix de l'anàlisi (RDA1) és significatiu. Tot i representar-se els dos eixos en el triplot, només el primer serveix per interpretar els resultats. El triplot, que representa les espècies, les mostres i les variables ambientals conjuntament, mostra que aquest eix es relaciona negativament amb les taques de vegetació i el pendent del terreny, essent aquest últim el que sembla tenir una major importància en aquest eix (la projecció de la fletxa en l'eix és més gran). Les altres variables explicatives tenen una projecció considerablement més petita en aquest eix i, per tant, hi estan menys relacionades (Figura 7). També s'observa que el gafarró, la bosqueta vulgar, la cadenera i cotxa fumada es troben correlacionades amb un pendent elevat i amb la presència de taques de vegetació. Mentre que espècies com el capsigrany, la cogullada fosca i el cruixidell es troben a estacions amb pendents baixos i sense taques de vegetació (Figura 7).

Els resultats de la RLM (considerant les espècies més abundants) indiquen una relació marginalment significativa (p -valor = 0,0583) i negativa entre l'abundància d'ocells i la densitat relativa de murs de pedra (Figura 8). Segons les observacions realitzades durant els censos, no hi ha indicis ni observacions directes que demostrin que els ocells fan servir els murs per fer-hi el niu. Sí que s'ha observat algun individu sobre mur que possiblement estigués utilitzant com a punt de guaita, tot i que, són molt pocs comparat amb els que s'han observat cantant sobre matolls o arbres, ja siguin cremats o no. Tanmateix, hi ha molts ocells que s'han escoltat però no s'ha vist perquè es trobaven a terra, a les feixes entre murs, amagats entre l'espessa vegetació herbàcia que tapava visualment bona part dels murs en moltes estacions. En aquests casos, és molt probable que aquests ocells estiguessin alimentant-se o que s'amaguessin, però també podrien estar fent servir els murs. Al no haver quantificat la densitat herbàcia com a mesura de la regeneració vegetal

a cada estació de mostreig, no s'ha pogut saber si aquesta es veu beneficiada pels murs de pedra (tal com s'havia plantejat a la hipòtesi: la retenció de nutrients a les terrasses podria accelerar la regeneració vegetal i, de retruc, atraure pol·linitzadors i ocells insectívors). Aquesta regeneració vegetal és possible que estigui relacionada amb l'orientació i el pendent. Caldria incloure-la com a variable explicativa. En qualsevol cas, l'anàlisi realitzat indica que la tendència general dels ocells censats és la de no veure's afavorits pels murs de pedra seca. Per últim, afegir que els anàlisis referents a la riquesa d'espècies no revelen cap relació significativa entre les variables.

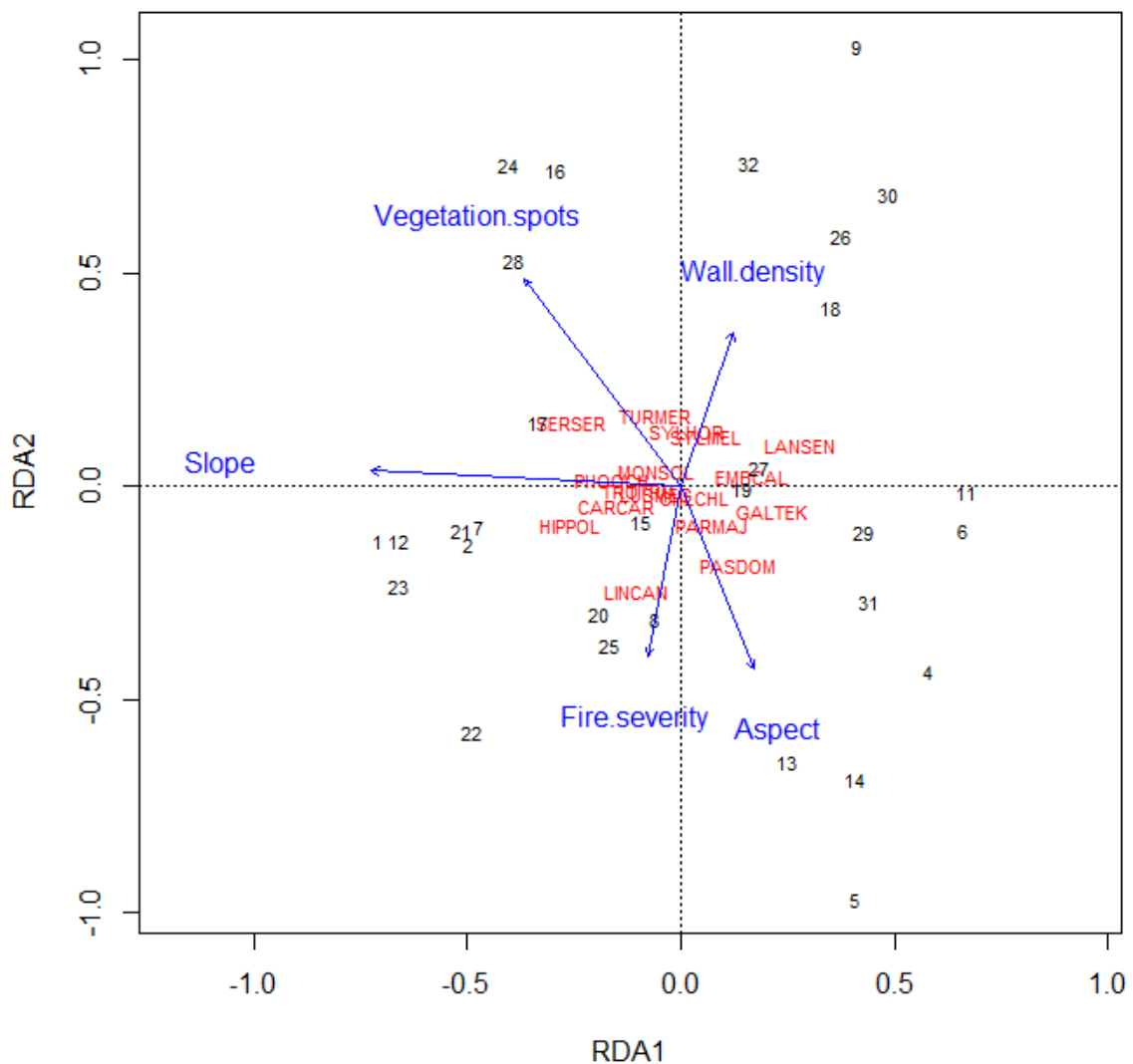


Figura 7. Triplot dels dos primers eixos de l'RDA, mostrant espècies, estacions de mostreig i variables ambientals (densitat relativa de murs de pedra, severitat de l'incendi, pendent del terreny, orientació del terreny i taques de vegetació). Tot i estar representats els dos primers eixos només el primer és significatiu i s'utilitza per interpretar els resultats. Les espècies estan representades amb l'acrònim corresponent a les tres primeres lletres del gènere seguit de les tres primeres lletres del nom específic de l'espècie.

Paral·lelament, les RLM realitzades per espècies en concret mostren una relació significativa i positiva entre l'abundància i el pendent del terreny en el cas del gafarró (p-valor = 0,0346), la cadenera (p-valor = 0,0274), la bosqueta vulgar (p-valor = 0,0019) i la cotxa fumada (p-valor = 0,0116). Aquesta relació és negativa en el cas del capsigrany (p-valor = 0,0006), el cruixidell (p-valor = 0,0315) i la cogullada fosca (p-valor = 0,0576) (en aquest cas, marginalment significativa). Aquesta relació entre els ocells i el pendent, que ja s'ha apuntat a l'RDA, no té una explicació lògica i directe en relació a l'etologia i els requeriments d'hàbitat d'aquestes espècies, excepte en el cas de la cotxa fumada, que és típica d'ambients rocosos, sovint amb pendents elevats. No existeix una relació significativa entre el pendent i la densitat de murs de pedra o les demás variables ambientals que ajudi a explicar-ho. Caldria afegir altres variables no mesurades per intentar justificar aquesta relació. Tot i així, cal tenir en compte que el pendent obtingut, tal com s'ha comentat anteriorment, no té en compte les terrasses planes que hi ha entre els murs de pedra i, per tant, pot ser que disti considerablement del pendent real en alguns casos. Això pot influir en la interpretació d'aquests resultats. Per altra banda, en el cas del cargolet els resultats indiquen que hi ha una relació marginalment significativa (p-valor = 0,0663) i positiva entre l'abundància i la presència de taques de vegetació. Ja té sentit al tractar-se d'una espècie més aviat forestal i és possible que trobi en aquestes taques de vegetació un refugi dins l'àrea cremada.

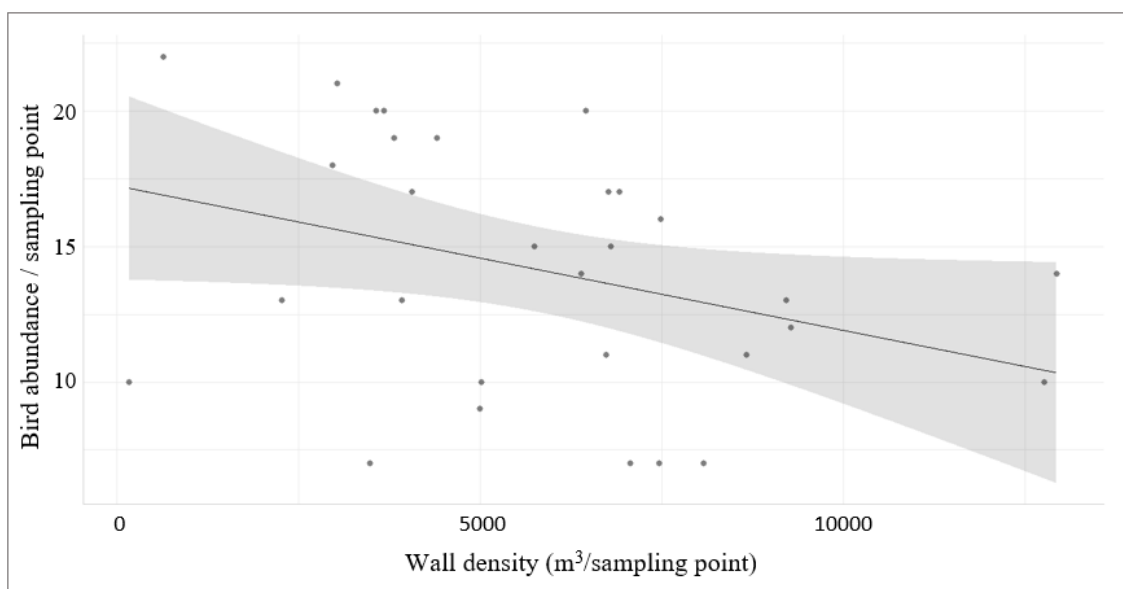


Figura 8. Relació entre l'abundància total de les espècies més abundants per estació de mostreig i la densitat relativa de murs de pedra (m³/ estació).

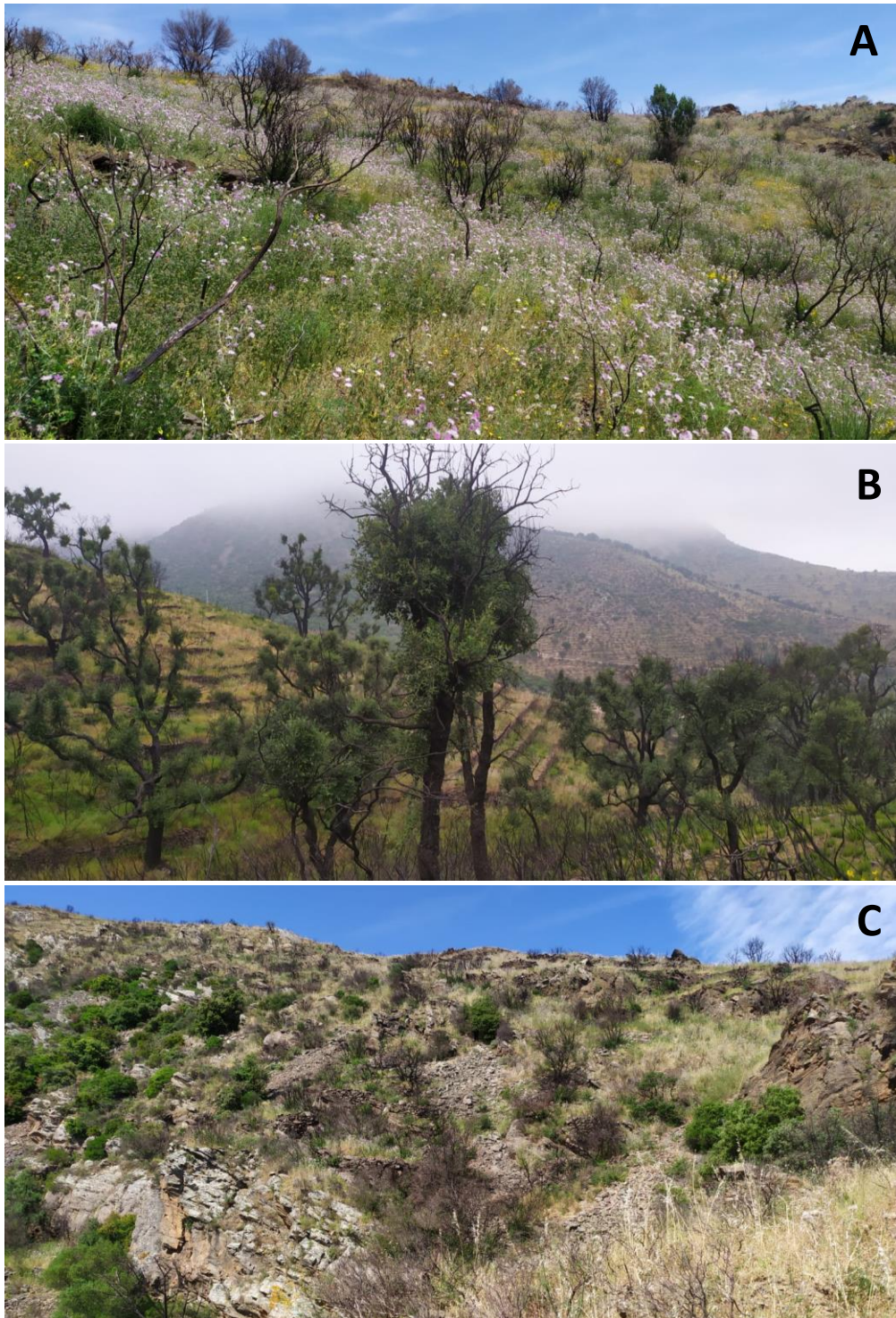


Figura 9. A: Superfície cremada colonitzada per herbàcies. B: Sureres cremades esparses rebrotades. C: taca de vegetació no cremada dins l'àrea cremada. **Fotos:** Jordi Vázquez Recasens.

Tot i que els resultats no són significatius, denoten un cert efecte negatiu dels murs de pedra seca sobre la recolonització de l'àrea cremada pels ocells. No obstant, han aparegut diverses raons que podrien influir i modificar els resultats obtinguts i que caldria tenir en

compte alhora de realitzar un estudi més robust amb el qual poder explicar un major percentatge de variabilitat i extreure uns resultats més concloents.

A nivell metodològic s'ha donat una limitació important alhora de mesurar la variable de densitat de murs de pedra que pot haver esbiaixat considerablement els resultats. El material utilitzat disponible té poc detall i l'error comès alhora d'aproximar aquesta densitat s'ha estimat a partir de la comprovació d'una sola estació de mostreig i s'ha acabat considerant igual per totes les estacions de mostreig, tot i que és possible que no sigui així. Amb una fotografia aèria més recent es podrien digitalitzar els murs amb major precisió i aquest error es reduiria. Una altra opció molt més precisa seria la d'utilitzar sistemes de teledetecció per mitjà de drons amb sensors LiDAR, que permeten generar un Model Digital del Terreny (MDT) i un Model Digital de Superfície (MDS) per tal d'obtenir una cartografia dels elements situats sobre un terreny (Fagua, Campo i Posada, 2011), com els murs de pedra seca. Aquesta tecnologia també permetria obtenir índexs de vegetació per mitjà de drons amb càmeres multiespectrals (González, Amarillo, Amarillo i Sarmiento, 2016). D'aquesta manera, podria incloure's la regeneració de la vegetació com una nova variable ambiental que podria explicar part de la variabilitat obtinguda. Si es demostra que aquesta regeneració és més ràpida a les feixes entre murs, degut a la retenció de matèria orgànica i humitat que fa que la terra sigui més fèrtil, podria estudiar-se si es dona un efecte positiu indirecte del murs sobre la disponibilitat d'aliment (pol·linitzadors atrets per la regeneració vegetal) pels ocells insectívors.

Una altra consideració a tenir en compte seria l'escala temporal de l'estudi. En aquest cas, les dades s'han obtingut al llarg d'un període de temps curt (mesos) i es podrien arribar a considerar mostrejos puntuals que representarien la fotografia d'un moment dins la llarga successió postincendi. Després d'un foc es posa en marxa una dinàmica molt canviant marcada per la successió vegetal, que modifica l'hàbitat i condiciona la composició, ordenació i successió faunística. L'etologia, els requeriments d'hàbitat i l'alimentació de cada espècie d'ocell poden estar relacionats amb la seva utilització dels murs de pedra, de manera que per conèixer aquesta relació caldria fer un seguiment de l'avifauna al llarg d'un període mínim que permetés censar una diversitat prou gran d'ocells. A dia d'avui, és possible que alguns ocells, que potencialment podrien fer ús dels murs com a refugi, encara no hagin arribat a l'àrea cremada o les seves poblacions no siguin prou representatives al haver passat poc temps després de l'incendi (encara no fa un any). Aquest podria ser el cas d'espècies rupícoles com la cotxa fumada, la merla blava, la

merla roquera, el pardal roquer i el còlit negre, tot i que aquestes tres darreres espècies són molt escasses a Catalunya (ICO, 2013). La majoria d'ocells censats durant aquest estudi són espècies que fan niu en matolls, arbres o al terra entre herbàcies. Per això, és difícil entendre que puguin utilitzar una estructura tant diferent com els murs per fer-hi un niu.

Per últim, cal considerar la possibilitat que els murs no siguin bons indicadors d'ocells o que tinguin un efecte més indirecte a nivell d'hàbitat associat als murs. Al ser animals tant mòbils i amb una capacitat de desplaçament tant gran, les seves tendències potser no van tant determinades a nivell de microhàbitats (com els murs de pedra seca), sinó més a nivell de macrohàbitats o de paisatge, a diferència d'altres grups d'animals com els micromamífers, rèptils, aranyes i altres invertebrats. Si l'enfocament fos aquest, caldria canviar l'escala espacial, ampliar l'àrea d'estudi incloent altres àrees afectades per incendis i fer una caracterització dels hàbitats per tal de comparar diversos d'hàbitats i comunitats d'ocells diferents.

5. CONCLUSIONS

Dry stone walls do not appear to have a clear effect on the recolonization of an area burned by birds. According to the literature consulted, this is the first study focused on the ecological functions of dry stone walls in relation to birds and the limitations of the study and the high percentage of unexplained variability must be taken into account. The information extracted is very valuable but it is still a first approach that can be refined and nuanced, increasing the temporal and spatial scale, as well as including other variables such as the characterization of the habitat associated with stone wall, which could explain part of the variability obtained.

The rupicolous species, the main candidates for nesting within the dry stone walls due to the similarity with their preferred natural habitat, have had few representatives in the study (only the blue rock thrush and the black redstart) and without any significant relationship to prove the hypothesis.

The bird community present almost a year after the fire is quite heterogeneous in terms of habitat preference of each species, highlighting especially (for abundance and richness of species) the presence of open areas birds with herbs or crops, scrub and semi-forest

areas with scattered trees and shrub cover. However, the presence of more strictly forest species has been anecdotal. Spots of unburned vegetation, regrowth trees and a high density of grasses that may have contributed to the diversity of birds have been found inside the burned area.

Finally, a significant relationship has been found between several species and the slope of the terrain, in some cases positive and in others negative, although no agreement has been found between this relationship and the behavior or requirement of habitat of these species, except in the case of the black redstart, a species with a preference for rocky habitats, often with steep slopes. However, the resolution while measuring the slope has not allowed to consider the flat beams between stone walls and may have generated a considerable bias with respect to the actual slope.

6. REFLEXIÓ ÈTICA I DE SOSTENIBILITAT

Els mètodes de mostreig de fauna obren una finestra a la reflexió ètica relacionada amb la paradoxa que sorgeix del solapament entre els objectius del mostreig i l'impacte que pot suposar el mostreig sobre la mateixa fauna que precisament es vol conservar. Perquè la gestió i conservació del medi natural tingui sentit, penso que els punts claus a tenir sempre presents haurien de ser el sentit comú i la idea de que el fi no justifica els medis, si més no des del punt de vista ètic.

Existeixen diversos mètodes de mostreig d'ocells, però un dels més coneguts i utilitzats és el cens visual-auditiu en punts de comptatge, el mateix que s'ha fer servir en aquest estudi. Es tracta d'un mètode que implica un impacte mínim, ja que és només la presència de l'observador la que pot provocar una reacció en els ocells, que no sol ser més que l'establiment d'una distància de seguretat si perceben a la persona com una amenaça. Només en casos molt concrets, com poden ser mostrejos realitzats en localitzacions on hi hagi territoris d'espècies molt amenaçades, l'impacte pot ser significatiu. Cada mètode té avantatges i inconvenients i és més o menys adequat segons sigui l'objectiu d'estudi. Per això, cal avaluar-ne la necessitat d'utilitzar-ne un o un altre, prioritzant el menys invasiu.

Un dels objectius del projecte PECT és donar valor i conservar la pedra seca pel seu paper ecològic. Els murs de pedra seca poden ser importants per la fauna en una àrea recentment

cremada amb escassetat de refugis i, per tant, contribuir a la sostenibilitat dels ecosistemes.

Finalment, cal esmentar que per reduir les emissions de carboni que suposen els desplaçaments a l'àrea d'estudi (des de Girona), s'ha compartit vehicles en alguns casos i s'ha intentat estalviar desplaçaments en cotxe passant la nit prop de la zona per encadenar dies consecutius de mostreig.

7. REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

Agnoletti, M., Conti, L., Frezza, L., Santoro, A. (2015). Territorial analysis of the agricultural terraced landscapes of Tuscany (Italy): Preliminary results. *Sustainability*, 7, (4), 4564-4581

Aranda, R., Pigem, C., Vilalta, R., Grau, S., Mallarach, J. M. (1990) Les obres de pedra seca a la zona volcànica de la Garrotxa. Aproximació sobre llurs característiques constructives i ecològiques, *Vitrina*, (5), 117-128.

Aymerich, P., Cambra, J., Carreras, J., Carrillo, E., Curcó, A., Ferré, A., Font, X., Guardiola, M., Masalles, R. M., Mercadé, A., Ninot, J. M., Salvat, A., Vigo, J., Font, J., Gesti, J., Vilar, L. (2014). *Cartografia dels hàbitats a Catalunya. Versió 2. Manual d'interpretació*. (1 ed.)

Aymerich, P., Santandreu, J. (2014). Vegetació i fauna dels cremats, una visió de vint anys, *L'Erol: revista cultural del Berguedà*, 19-22.

Bombers, Generalitat de Catalunya, Departament d'Interior. (2000). *Reconstrucció de l'incendi Garriguella 2000*.

Bombers, Generalitat de Catalunya, Departament d'Interior. (2021). *Informe de l'incendi forestal de Llançà del 16/07/2021*.

Bombers, Generalitat de Catalunya, Departament d'Interior. (2022). *Informe de l'incendi forestal de Roses del 21/02/2022*.

Bond, W. J., Woodward, F. I., Midgley, G. F. (2005). The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, 165, (2), 525-538.

Brotons, L., Pons, P., Herrando, S. (2005). Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire?. *Journal of biogeography*, 32, (5), 789-798.

Cabello, A. (2021). *Prova pilot de metodologies d'estudi de la fauna en murs de pedra seca: INVERTEBRATS*. [Trellat de fi de Grau, Universitat de Girona].

Carr, D. B., Olsen, A. R., White, D. (1992). Hexagon mosaic maps for display of univariate and bivariate geographical data. *Cartography and Geographic Information Systems*, 19, (4), 228-236.

Collier, M. J. (2013). Field boundary stone walls as exemplars of 'novel' ecosystems. *Landscape Research*, 38, (1), 141-150.

- Dover, J., Sparks, T., Clarke, S., Gobbett, K., Glossop, S. (2000). Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture, ecosystems & environment*, 80, (3), 227-242.
- Fagua, J., Campo, A., Posada, E. (2011). Desarrollo de dos metodologías para la generación de modelos digitales de terreno (MDT) y superficie (MDS) empleando datos LiDAR y programas de licencia libre. *Análisis Geográfico*, 49, 83-95.
- Ferreira, A.J., Ferreira, C. S., Bento, C., Esteves, T., Carreiras, M. (2011). Foc i aigua: L'impacte dels incendis forestals en el cicle hidrològic. *Mètode*, (70), 96-99.
- Franquesa, T. (1995). El paisatge vegetal de la península del Cap de Creus. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- González, A., Amarillo, G., Amarillo, M., Sarmiento, F. (2016). Drones aplicados a la agricultura de precisión. *Publicaciones e Investigación*, 10, 23-37.
- Hanes, T.L. (1971). Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs*, 41, 27-52.
- Herrando, S. (2000). Successió de la comunitat d'ocells després del foc al Parc Natural del Garraf. Dins Hernández, J., Melero, J. (eds.), *III Trobada d'Estudiosos del Garraf* (135-141). Diputació de Barcelona. Servei de Parcs Naturals.
- Herrando, S. (2001). *Habitat disturbance in Mediterranean landscapes: Effects of fire and fragmentation on birds* [Tesi doctoral, Universitat de Barcelona]. Dipòsit Digital de la Universitat de Barcelona. <http://hdl.handle.net/2445/35871>
- Herrando, S., Brotons, L. (2002). Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach. *Ecography*, (25), 161-172.
- Herrando, S., Brotons, L., del Amo, R., Llacuna, S. (2002). Bird community succession in a dry mediterranean shrubland. *Ardea*, 90, (2), 303-310.
- Herrando, S., Brotons, L., Llacuna, S. (2005). Post-fire dynamics in Mediterranean shrublands: are bird communities structured by arthropod availability?. *Revista Catalana d'Ornitologia*, (21), 17-28.
- ICGC (2016). *Model d'Elevacions del Terreny de Catalunya 2x2metres (MET-2) v1.0*. Especificacions tècniques. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya - Generalitat de Catalunya.
- ICO (2013). *Estatus d'amenaça dels ocells nidificants de Catalunya 2012. Llista vermella dels ocells nidificants de Catalunya 2012*. Institut Català d'Ornitologia. Barcelona.
- IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on [day month year].
- Kato, A., Moskal, L. M., Batchelor, J. L., Thau, D., Hudak, A. T. (2019). Relationships between Satellite-Based Spectral Burned Ratios and Terrestrial Laser Scanning. *Forests*, 10, (5), 444.
- Keeley, J. E., Fortheringham, C. J., Morais, M. (1999). Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes. *Science*, 284, (5421), 1829-1832.
- Llorens, R., Sobrino, J. A., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., Vega, J. A. (2021). A methodology to estimate forest fires burned areas and burn severity degrees using Sentinel-2 data.

Application to the October 2017 fires in the Iberian Peninsula. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 95, 102243.

Lloret, F. (2004) Régimen de incendios y regeneración. Dins Valladares, F. (ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (p. 101-126). Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF S.A. Madrid.

Manenti, R. (2014). Dry stone walls favour biodiversity: a case-study from the Appennines. *Biodiversity and conservation*, 23, (8), 1879-1893.

Mauri, E., Pons, P. (2019). *Manual de bones pràctiques per a la gestió forestal postincendi* (2a ed.). Projecte Anifog I+D+i CGL2014- 54094-R, Universitat de Girona.

Noble, I. R., Slatyer, R. O. (1980). The use of vital attribute to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio*, 3, (43), 5-21.

Ortner, O., Wallentin, G. (2020). Integration of landscape metric surfaces derived from vector data improves species distribution models. *Ecological Modelling*, 431, 109160.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E.H., Poesen, J., Alewell, C. (2015). Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European Scale, *Environmental Science & Policy*, 51, 23-34.

Papió, C. (1988). Respuesta al fuego de las principales especies de la vegetación de Garraf (Barcelona), *Orsis*, 3, 87-103.

Pascual, M. (2021). *Prova pilot de metodologies d'estudi de la fauna en murs de pedra seca: VERTEBRATS*. [Treball de fi de Grau, Universitat de Girona].

Pasqual, B. (2004). La vinya a la Catalunya del segle XVIII. Les propostes de renovació de Josep Navarro Mas i Masquet. *Recerques: història, economia, cultura*, 49, 5-24.

Piñol, J., Terradas, J., Lloret, F. (1998). Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic change*, 38, (3), 345-357.

Pons, P. (2007). Consecuencias de los incendios forestales sobre los vertebrados y aspectos de su gestión en regiones mediterráneas. Dins Camprodon, J., Plana, E. (eds.), *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada i gestió forestal* (2 ed., p.229-245). Publicacions i Edicions de la Universitat de Barcelona.

Pons, P. (2000). Incendis, fauna i gestió del patrimoni natural. *Revista de Girona*, (198), 73-75.

Prodon, R., Pons, P. (1993). Postfire bird studies: methods, questions and perspectives. Dins Trabaud, L., Prodon, R. (eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecosystems Research Report* (5 ed., p.332-343). Commission of the European Communities, Brussels.

Puig, R. (2016). *Estudi dels patrons de colonització postincendi en vertebrats al llarg de gradients ambientals i espacials* [Tesi doctoral, Universitat de Girona]. Tesis Doctorals en Xarxa. <http://hdl.handle.net/10803/416576>

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

- 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. (2011). *L'efecte de la gestió forestal post-incendi sobre l'avifauna i la dispersió de llavors per ocells frugívors* [Tesi doctoral, Universitat de Girona]. Tesis Doctorals en Xarxa. <http://hdl.handle.net/10803/32137>
- Rost, J., Bas, J. M., Pons, P. (2012). 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.
- Sabaté, S., Sala, A., Gracia, C. (1990). Análisis de la ocupación del espacio después del fuego en matorrales de *Quercus coccifera* y *Pistacia lentiscus* en el macizo de Garraf (sw de Barcelona) *Mediterránea Ser. Biol.*, (12), 27-46.
- Sáenz, L. (2005). La vinya i la transformació del paisatge a la serralada Prelitoral de l'Alt Penedès i al seu entorn. *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, (59), 157-178
- Santandreu, J., Aymerich, P. (1995). Efectes del foc en la comunitat d'ocells. *L'Erol: revista cultural del Berguedà*, 23-25.
- Soler, J. M. (1989). La tècnica de la " pedra seca ". La construcció popular. *Dovella*, 47-52.
- Solé, J., García, G., Josa, P. (2013). Les comunitats rupícoles a Catalunya. *Plomes*, (5), 6-9.
- Terrades, J. (1996). Introducció als ecosistemes mediterranis: clima i condicions de vida. Dins Terrades, J. (ed.), *Ecologia del foc* (p. 21-40) Edicions Proa S.A., Barcelona.
- Trabaud, L. (1994) Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. Dins Moreno, J.M., Oechel, W.C. (eds.), *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems* (p.1-15). Springer-Verlag, New York.
- U.S. Geological Survey (2016). Landsat - Earth Observation Satellites; Version 1.1; U.S. Geological Survey Fact Sheet 2015-3081. U.S. Geological Survey, Washington, DC, USA.
- Valbuena, M. L., Vera de la Puente, M. L. (2012). *Erica arborea* L., *Erica australis* L. Dins Pemán, J., Navaroo, R., Nicolás, J.L., Prada, M., Serrada, R. (eds.). *Producción y manejo de semillas y plantas forestales* (p. 445-461). Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Agricultura, Alimentación i Medio Ambiente, Madrid.
- Vicente, A.M. (1992). Aproximació a l'estudi dels incendis forestals. *Dovella: revista cultural de la Catalunya Central*, (43), 11-16.
- Vilà, A. (2007). *Efecte de la freqüència d'incendis sobre l'estructura i composició de les comunitats vegetals a la península del Cap de Creus* [Treball de fi de Grau, Universitat de Barcelona]. Dipòsit digital de documents de la UAB. <https://hdl.handle.net/2072/5216>
- Vilà-Cabrera, A., Saura-Mas, S., Lloret, F. (2008). Effects of fire frequency on species composition in a Mediterranean shrubland. *Écoscience*, 15, (4), 519-528.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1, (1), 3-14.