

**AVALUACIÓ DE LA GESTIÓ FORESTAL POSTINCENDI DEL VILAR DE BLANES:
ANÀLISI DE LA DIVERSITAT I LA COMPOSICIÓ DE LA COMUNITAT DE FORMÍCIDS**

Gerard Aliu Mancebo

Grau en Biologia

gerard.aliu.15@gmail.com

Tutor: Josep M. Bas

Empresa / institució: Universitat de Girona

Vistiplau tutor:

Nom del tutor: Josep M. Bas

Empresa / institució: Universitat de Girona

Correu electrònic: josep.bas@udg.edu

Data de dipòsit de la memòria a secretaria de coordinació: 23/05/2018

Agraïments

L'elaboració d'aquest treball no hauria estat possible sense l'ajuda i el suport del Dr. Josep Maria Bas. Com a tutor del treball li vull dedicar el primer agraïment per la paciència que ha tingut en tot moment i l'ajuda que no ha dubtat en donar-me en qualsevol aspecte del mostreig i anàlisi de dades.

Agrair també la implicació i el seguiment del Dr. Pere Pons, amb consells i observacions que m'han estat molt útils per entendre i avaluar el projecte. Remarcar també la seva ajuda en la col·locació de les trampes de caiguda al camp.

També m'agradaria donar les gràcies a en Carles Tobella per la imprescindible ajuda que m'ha donat en l'anàlisi de dades i al Dr. Crisanto Gòmez per fer la última revisió a la identificació final de les formigues.

Molt important la feina de l'Antònia Bautista per revisar i corregir el format i la redacció del treball. Gràcies per dedicar el teu temps en ajudar-me.

Finalment, agrair el suport i ajuda de la Laura, l'Alba, l'Adrià i la Mara.

Resum

L'increment de la demanda de biocombustible de les últimes dècades és un dels motius principals de que la gestió postincendi es basi en l'extracció en massa de la biomassa del sistema. Aquesta gestió invasiva influeix directament a la biodiversitat de l'ecosistema i a l'estructura de les seves comunitats. Els artròpodes epigeus de la família *Formicidae* són elements essencials dels boscs i s'usen habitualment com a bioindicadors per la seva alta sensibilitat als canvis ambientals i permetre la interpretació dels canvis que provoca la pertorbació. Aquesta capacitat bioindicadora s'utilitza per avaluar l'impacte de l'incendi de la zona del vilar de Blanes de l'estiu 2016 i de la seva posterior gestió forestal. S'estudien les diferències entre parcel·les gestionades amb la *Fitxa de Bones Pràctiques del projecte Anifog* i altres sense intervenció i entre tres microhàbitats: Rebrot de marfull o arboç, Sòl nu i Piló de branques cremades. Es fa una anàlisi de les abundàncies dels exemplars mostrejats en cada un dels microhàbitats i no s'observen diferències significatives entre tractaments. Contràriament, els índexs de diversitat sí defineixen una major diversitat en els microhàbitats amb gestió, sent el microhàbitat de Rebrot el més representatiu. Els patrons de distribució de les espècies de la comunitat en els diferents microhàbitats es poden explicar a partir de la seva acció ecològica i la seva dieta, la qual determina que els exemplars depredadors o carronyers són més explicatius pels hàbitats de Rebrot i de Piló, mentre que la dieta omnívora no mostra preferències clares. A més, també es realitza una anàlisi comparativa entre aquest mostreig de tardor i el de primavera per observar si la gestió és favorable a llarg termini. Tot i que els estudis de similitud mostren diferències clares entre èpoques, les diferències no es poden justificar amb la gestió perquè l'estacionalitat modifica els patrons de distribució de les espècies de la comunitat. Així doncs, per poder valorar l'eficiència de la gestió, es recomana fer mostrejos anuals que permetin comparar els resultats.

Resumen

El incremento de la demanda de biocombustible de las últimas décadas es uno de los motivos principales de que la gestión postincendio se base en la extracción en masa de la biomasa afectada. Esta gestión invasiva influye directamente a la biodiversidad del ecosistema y a las estructuras de sus comunidades. Los artrópodos epigeos de la familia *Formicidae* son elementos esenciales de los bosques y se usan habitualmente como bioindicadores por su alta sensibilidad a los cambios ambientales y por permitir la interpretación de los cambios que provoca la perturbación. Esta capacidad bioindicadora se utiliza para evaluar el impacto del incendio de la zona del Vilar de Blanes del verano 2016 y de la posterior gestión forestal. Se estudian las diferencias entre parcelas gestionadas con las *Fichas de Buenas Prácticas del proyecto Anifog* y otras sin intervención y entre tres microhábitats: Rebrote de durillo o madroño, suelo vacío y pilón de ramillas quemadas. Se hace un análisis de las abundancias de los ejemplares muestreados en cada uno de los microhábitats y no se observan diferencias significativas entre tratamientos. Contrariamente, los índices de diversidad sí definen una mayor diversidad en los microhábitats con gestión, siendo el microhábitat de Rebrote el más representativo. Los patrones de distribución de las especies de la comunidad en los diferentes microhábitats se pueden explicar a partir de su acción ecológica y su dieta, la cual determina que los ejemplares que son depredadores o carroñeros son más explicativos para los hábitats de Rebrote y de Pílon, mientras que los de dieta omnívora no muestran preferencias significativas. Además, también se realiza un análisis comparativo entre este muestreo de otoño y el muestreo de primavera para observar si la gestión es favorable a lo largo del tiempo. Aunque los estudios de similitud muestren diferencias claras entre estaciones, las diferencias no se pueden justificar con la gestión realizada porque la estacionalidad modifica los patrones de actividad de las especies de la comunidad. Por lo tanto, para poder valorar la eficiencia de la gestión, se recomienda hacer muestreos anuales para evaluar la evolución de la gestión.

Abstract

The increase in biofuel demand in recent decades is one of the main reasons why post-fire management is based on the mass extraction of the affected biomass. This invasive management has a direct influence on the biodiversity of the ecosystem and on the community structures. The epigeous arthropods of the *Formicidae* family are essential elements of the forest and are usually used as bioindicators because of their high sensibility to environmental changes and to allow the interpretation of the changes caused by a disturbance. This bioindicator capacity is used to evaluate the impact of the fire occurred in summer 2016 in the area of Vilar de Blanes area of summer 2016 and the subsequent forest management. The differences between plots managed with the “*Fitxa de Bones Pràctiques*” (*Good Practice Sheets*) of the *Anifog project* and plots without intervention were evaluated, as well as the differences between three microhabitats: regrowth of *Viburnum tinus* or *Arbutus unedo*, empty soil and pile of burnt branches. An analysis of the sampled species abundance in each of the microhabitats was carried out and no significant differences were observed between treatments. In contrast, the diversity indices did define a greater diversity in the microhabitats with management, being the microhabitat of Regrowth the most representative. The distribution patterns of the community species in the different microhabitats can be explained through their ecological action and their diet. Thus, predator or scavenger species turned out to be more explanatory for the Regrowth and Pile habitats, while the omnivorous diet did not show significant preferences. In addition, a comparative analysis between this fall sampling and a spring sampling was performed to see if the management is favorable over time. Although the similarity studies showed clear differences between seasons, this dissimilarity can't be attributed to the performed management, since the seasonality modifies the activity patterns of the species of the community. Therefore, in order to assess the efficiency of the post-fire management, it is recommended to do annual samplings in order to monitor the evolution of this type of management.

Índex

| | |
|--|----|
| 1. Introducció..... | 2 |
| 2. Objectius | 5 |
| 3. Metodologia..... | 6 |
| 3.1. Àrea d'estudi | 6 |
| 3.2. Disseny del mostreig..... | 7 |
| 3.3. Abundància i riquesa..... | 9 |
| 3.4. Anàlisi estadística de dades | 9 |
| 4. Resultats..... | 11 |
| 4.1. Abundància total..... | 11 |
| 4.2. Abundància i riquesa <i>Formicidae</i> | 12 |
| 4.3. Índexs de diversitat per la comunitat de <i>Formicidae</i> | 13 |
| 4.4. Composició i distribució de la comunitat de <i>Formicidae</i> | 15 |
| 5. Discussió..... | 18 |
| 6. Ètica..... | 21 |
| 7. Conclusions | 22 |
| 8. Bibliografia | 23 |

1. Introducció

La conca mediterrània es considera una zona d'alta biodiversitat (*hotspot*); i, de fet, és el tercer *hotspot* de diversitat vegetal més significatiu a escala mundial. És una àrea on la restauració ecològica dels hàbitats és d'importància capital per al desenvolupament sostenible (Bacchetta et al., 2016). Aquesta virtut se li atribueix gràcies el seu clima de temperatures moderades i pluges irregulars concentrades a la tardor i la primavera, que permeten la vida d'una àmplia diversitat animal i vegetal. Tanmateix, estudis com el de Bolle (2003) agrupen dades que demostren que des de l'entrada al nou segle XXI els esdeveniments meteorològics extrems i les pertorbacions han augmentat significativament i que, juntament amb la resta d'efectes globals del canvi climàtic, poden generar una alteració dels ecosistemes de la zona.

Els incendis forestals són una de les pertorbacions més freqüents que pateix la conca Mediterrània. Tot i que la societat tendeix a pensar que són pertorbacions que s'han d'evitar i que la gestió de molts espais naturals protegits es regeix per aquesta idea d'erradicació, una gran quantitat d'evidències demostren que els incendis forestals han coexistit amb el clima mediterrani durant molt temps i que no suposen un desastre ecològic, sinó que són la base de la biodiversitat de la conca (Pausas i Vallejo, 2008). L'alta freqüència de les pertorbacions genera que les espècies mediterrànies es distribueixin en especialistes a germinar de nou i especialistes en rebrotar. Totes elles tenen un paper diferent en la successió postincendi, amb un increment gradual de les espècies rebrotadores en estadis de successió avançats (Lloret, 2004). Així, es considera que els incendis forestals poden ser el motiu de grans transformacions en els paisatges i en la dominància de les espècies del territori. La variació temporal dels incendis per acció de l'home, amb una major freqüència d'incendis, pot comportar greus impactes ecològics, sobretot per a aquelles espècies que tenen els seus cicles vitals adaptats a uns determinats intervals d'incendi (Alvarado et al., 2018). A més, pot implicar alteracions del sòl, que es pot veure afectat per l'entrada directa de calor, la disminució de la coberta vegetal i l'establiment de cendra, font de cations que pot generar un augment del pH o de la conductivitat del sòl. Tot i que aquest impacte inicialment provocaria un augment de la matèria orgànica aprofitable per a una futura vegetació, les condicions climàtiques posteriors a l'incendi poden ser el motiu de la pèrdua dels nutrients per lixiviació, escorrentia o l'acció del vent (Bodí et al., 2012).

La problemàtica sorgeix quan la freqüència de la pertorbació es veu alterada per causes antròpiques o de canvi climàtic. Si es produeix un incendi enmig del cicle, això pot provocar, per exemple, la disminució de la capacitat reproductiva d'una espècie i consegüentment disminuir la resiliència de l'hàbitat. Per altra banda, si els sistemes de gestió forestal es regeixen en l'intent d'erradicació total dels incendis es cau en un greu error. No es raonable ni possible eliminar els incendis dels ecosistemes mediterranis, i la seva eliminació parcial pot generar incendis encara més destructius. Una alternativa es basa a tractar els terrenys amb mètodes de gestió alternatius que permetin reduir l'impacte dels incendis, és a dir, reduir l'erosió del sòl i facilitar la regeneració i recolonització de les espècies (Prach i Rehounkova, 2006)

L'efecte que tenen els incendis forestals sobre la vegetació i la fauna dels hàbitats és significativa. La destrucció de refugis, el desplaçament de nínxols ecològics i l'alteració de cicles de vida són exemples dels nombrosos impactes que es poden generar. És molt important aplicar un bon sistema de gestió forestal postincendi que permeti una recuperació sostenible del territori pertorbat, tant

per recobrar els nivells de biodiversitat biològica com el valor econòmic del terreny. L'estudi de Croitoru (2007) demostra que els boscos mediterranis aporten de mitjana 133 €/ha, tenint en compte el benefici de caça, recreatiu, de recol·lecció directa, etc. Així doncs, els boscs no només s'han de gestionar tenint en compte l'àmbit biològic, sinó que també s'ha de considerar la importància dels beneficis culturals, socials i econòmics que ofereixen.

La creixent demanda de biocombustible està provocant durant les últimes dècades que la gestió postincendi es basi en l'extracció en massa de tota la biomassa afectada (extracció de l'arbre sencer). Aquestes pràctiques generen notables impactes ecològics i, el fet de deixar poca o cap biomassa in situ, entorpeix la resiliència i la recuperació del sistema. El *projecte Anifog*, liderat per investigadors de la Universitat de Girona, és la base per obtenir noves respostes i recomanacions a fi d'aconseguir una millor gestió forestal després de l'incendi (inclou les actuacions postincendi immediates i a curt termini d'1-3 anys). El projecte és el precursor de les *Fitxes de Bones Pràctiques*, les quals pretenen guiar els gestors i treballadores forestals per mitigar o evitar els impactes negatius de la tala de recuperació, que és la tala postincendi dels arbres cremats, i potenciar la recuperació natural dels ecosistemes (Mauri i Pons, 2016). L'estudi que es presenta entra dins el marc del projecte *Anifog*, concretament en l'apartat de *Conservació de la fauna invertebrada epigea*. Els invertebrats juguen un paper primordial en la fertilitat, salut i productivitat dels boscs i la seva alta interacció amb fongs, plantes i microbis influeix directament en la quantitat de matèria orgànica viva i morta i en la transferència de nutrients en els ecosistemes terrestres (Seastedt i Crossley, 1984). A més, són elements essencials de la cadena tròfica i imprescindibles per estructurar el sòl. A banda, la seva recuperació depèn de la immigració de zones no cremades i de la supervivència local en refugis, fet que provoca que els artròpodes epigeus siguin més vulnerables al foc i puguin esdevenir indicadors eficients.

Les gestions d'aprofitament forestal després d'un incendi es poden resumir en tres i afecten de manera desigual a la comunitat d'invertebrats (Mauri i Pons, 2016):

- **Sistema d'aprofitament per arbre sencer:** genera un hàbitat més homogeni que el deixat pel foc. La pèrdua d'heterogeneïtat pot afectar la comunitat fins a dècades després de la tala. Es considera el pitjor sistema de gestió per als invertebrats.
- **Sistema d'aprofitament per tronc sencer / fusta trossejada:** deixar branques i residus forestals de la tala al sòl genera un augment de l'heterogeneïtat i, consegüentment, una millor protecció del sòl a la irradiació, a temperatures extremes i un millor aprofitament d'humitat. Sembla ser el millor sistema de gestió per la comunitat d'artròpodes.
- **Sense aprofitament:** de manera general –excepte els aràcnids, que se'n veuen beneficiats–, perjudica als invertebrats. Les branques i residus, en quedar-se a les capçades, no protegeixen tan eficaçment el sòl i no generen l'heterogeneïtat anterior.

Per tant, la tala postincendi també es podria definir com una segona pertorbació perquè té una clara influència sobre la fauna de la zona pertorbada. Moltes de les estructures cremades que s'extreuen de la gestió postincendi –l'arbrat cremat, per exemple– tenen una funció important per a l'ecosistema i per a moltes espècies, que l'utilitzarien com a lloc d'alimentació o reproducció (Rost, 2011). Així doncs, la selecció d'un determinat sistema de gestió forestal pot influir de manera significativa en la salut del sòl i en la biodiversitat de la zona.

L'estudi treballa específicament amb la família *Formicidae* ; un grup de gran importància dins dels ecosistemes i amb una bona capacitat bioindicadora, la qual s'explica a partir de 5 requisits (Roig i Espadaler, 2010): 1) distribució, abundància i diversitat suficient; 2) importància funcional dins els ecosistemes; 3) gran sensibilitat als canvis ambientals; 4) facilitat de mostrejar, classificar i identificar i, 5) permeten la interpretació dels canvis observats. A més, l'estudi d'Underwood i Fisher (2006) determina que les formigues són molt útils per monitoritzar les condicions ecosistèmiques d'un terreny, sobretot: 1) per detectar la presència d'espècies invasores, 2) per detectar tendències entre espècies amenaçades o en perill d'extinció, 3) per detectar tendències d'espècies clau, 4) per avaluar les accions de gestió del territori i 5) per avaluar els canvis a llarg termini dels ecosistemes. S'ha de tenir en compte que la major part d'espècies de formigues tenen un niu estacionari i perenne amb rangs de dispersió puntual restringits i, a diferència de molts altres grups d'invertebrats, són més constants en un lloc, cosa que facilita el monitoratge (Hill et al.,2008). Per tant, segons les referències, una avaluació de la diversitat de formigues del terreny és un sistema fiable per a determinar les condicions ecològiques d'aquest, així com per avaluar l'eficàcia de la gestió de *Bones Pràctiques*.

La cada vegada més estesa pràctica de l'ús de formigues com a bioindicadors en ecosistemes ha generat una nova classificació de la família en vuit grups funcionals segons la seva acció ecològica (Roig i Espadaler, 2010): invasores o exòtiques (IE), generalistes o oportunistes (GO), paràsites socials (P), especialistes depredadores (SP), especialistes de la fusta gruixuda morta (CWDS), especialistes de climes freds o hàbitats d'ombra (CCS/SH), especialistes de climes càlids o hàbitats oberts (HCS/OH) i críptiques (C). L'agrupació de les diferents espècies que es troben en un terreny actua d'indicador de salut de l'espai natural. Es poden agrupar segons un "indicador global de maduresa" (P, SP, CWDS, CCS/SH i HCS/OH), un "indicador de pertorbació" (IE i GO) i un tercer indicador format únicament per espècies críptiques, és a dir, aquelles que es troben de forma predominant dins del sòl. Amb aquesta classificació també es pot avaluar la resiliència que ha tingut l'espai natural i la velocitat amb què assoleix els nivells de biodiversitat adequada.

La realitat, com s'ha comentat abans, és un augment de la demanda de biocombustible que, si segueix l'actual tendència de creixement, pot generar una explotació insostenible dels sistemes naturals. La sensibilització ambiental i la difusió del coneixement científic són imprescindibles per fer entendre a la població la importància social, cultural, econòmica i ambiental de la conservació dels boscs. Convé remarcar també la necessitat de mostrar a la societat la importància dels grups menys apreciats, com les formigues, en el funcionament de la xarxa tròfica i en el seu fonamental rol ecològic.

2. Objectius

The principal objective of the study is to demonstrate the importance of performing a good postfire forest management to avoid losing diversity and to rise up the recuperation velocity of the system. Besides, using ants as bioindicators and as the basis of the experimental treatment could be an efficient methodology to demonstrate the importance of arthropods in the ecosystems, as well as to sensitize the society for their conservation.

Specifically, the analysis tries to verify that the areas managed with the sustainable criteria of the “Fitxa de Bones Pràctiques” (*Good Practice Sheets*) of the *Anifog project* have better conditions to gather more ant diversity compared to the other treatments.

3. Metodologia

3.1. Àrea d'estudi

La zona cedida per avaluar l'eficàcia de la gestió de Bones Pràctiques del *projecte Anifog* és un espai natural del nord-oest de la població de Blanes, a la zona del Vilar de Blanes (**figura 1**), que va patir un incendi forestal de 30.61 Ha d'afectació el 24 de juliol de 2016 (**figura 2**). La zona, de clima mediterrani, comprèn una vegetació d'arbrat dens de pi pinyer, alzina surera i eucaliptus i un matollar continu de bruc, arboç, marfull, estepa negra, entre d'altres.



Figura 1. Mapa de la zona indica el municipi de Blanes, el cercle el santuari del Vilar i el rectangle la zona pertorbada. Font: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya., n.d.

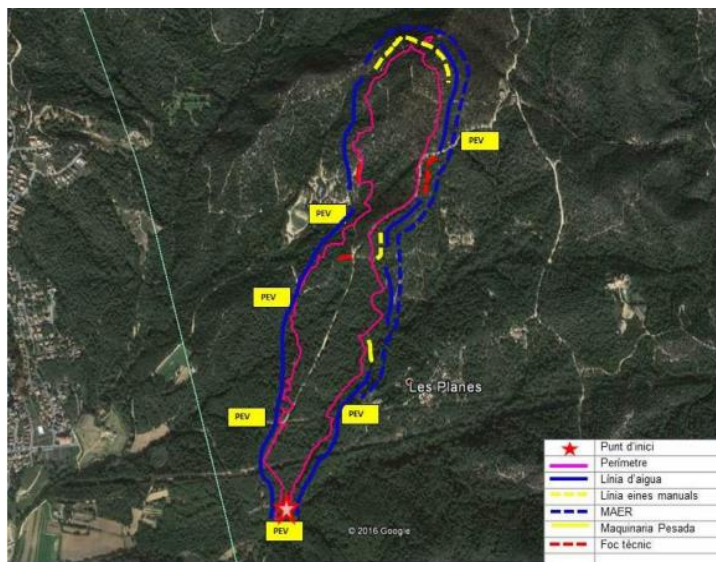


Fig. 2. Delimitació exacta de l'àrea pertorbada per l'incendi forestal i esquema de les principals maniobres per establir l'incendi. Font: Bombers de la Generalitat de Catalunya, 2016.

Es delimiten diferents zones de l'àrea cremada per posar en pràctica la gestió forestal de les *Fitxes de Bones Pràctiques*. Seguint el procediment emprat per (Miarons Carbasa, 2017), s'usen quatre parcel·les diferents per a la gestió i tres parcel·les que representen la zona de Control. La **figura 3** mostra la ubicació i els límits de cada una de les parcel·les i la distribució en el terreny de les trampes de caiguda.



Fig. 3. Ubicació i límits de les parcel·les utilitzades per la gestió de BP. Les àrees fosques són les emprades per aplicar la gestió del projecte Anifog. Els punts negres representen les trampes de caiguda usades pel mostreig. Font: Miarons (2017).

Prèviament a l'aplicació de la gestió forestal de Bones Pràctiques, s'han demanat els permisos necessaris per poder aplicar la metodologia a la zona del Vilar de Blanes. Sense entrar en detall, per fer un aprofitament del bosc cremat es necessita un permís del Centre de Propietat Forestal (CPF) si és un bosc amb un pla tècnic forestal aprovat, o bé, en absència de pla tècnic, cal realitzar una comunicació de tala a la Secció de Boscos i Recursos Forestals de la Generalitat.

3.2. Disseny del mostreig

Els resultats de l'estudi s'obtenen comparant els nivells d'abundància i biodiversitat d'una zona Control i una zona amb gestió de Bones Pràctiques. A més, també es fa una avaluació segons determinats microhàbitats del terreny: zona de Rebrot, zona de Sòl Nu i zona de Piló, que consisteix en agrupar branques en pilons i és exclusiu de la gestió de Bones Pràctiques. Per tant, l'anàlisi de les mostres obtingudes en les diferents parcel·les permet determinar si la gestió del projecte Anifog és beneficiosa i, alhora, si la formació postincendi de pilons de branques genera un augment de la biodiversitat del sistema a curt termini.

L'estudi fa un repartiment equitatiu del número de trampes, de les quals en trobem 25 per cada un dels tractaments: (1) zona de Control de Rebot (C-R), (2) zona de Control de Sòl Nu (C-SN), (3) zona de Bones Pràctiques de Sòl Nu (BP-SN), (4) zona de Bones Pràctiques de Rebrot (BP-R), (5) zona de Bones Pràctiques de Piló (BP-P). s'hi han col·locat un total de 125 *pitfall traps*.

Les trampes de caiguda o *pitfall traps* utilitzades són recipients de 25 mm de radi d'obertura on s'hi abocava $\frac{1}{4}$ del seu volum d'etilenglicol; un tipus d'alcohol que permet mantenir en perfecte estat els exemplars que s'hi precipitin i no s'evapora. La obertura de les *pitfall traps* es situa al mateix nivell que la superfície del sòl. Són un sistema d'obtenció de dades fàcil de posar en pràctica i que permet valorar la diferència de diversitat entre diferents hàbitats o sistemes (Greenslade, 1964).

L'incendi forestal a la zona del Vilar de Blanes es produeix el 24 de juliol de 2016 i el mostreig es realitza del 4 al 16 d'octubre de 2017, més d'un any després de la pertorbació. A més, a diferència de l'estudi de (Miarons Carbasa, 2017), que avalua l'efecte immediat de la Gestió de pilons de branques

en situar les trapes de caiguda dos dies després de la seva formació i durant la primavera, l'anàlisi que ens ocupa avalua els efectes de la gestió cinc mesos després de la seva elaboració al camp i durant la tardor, factors que probablement modifiquen de manera significativa els resultats obtinguts.



Figures 4, 5 i 6. Exemple dels microhàbitats (Rebrot, Sòl Nu i Piló) i de la col·locació de les *pitfall traps*. Font: pròpia.

Per altra banda, les trapes de caiguda es distribueixen en el terreny amb un procediment específic que evita la possible influència entre punts de mostreig. Per evitar-ho, les trapes es col·loquen en un transecte amb una distància de 2 metres entre microhàbitats dins un cercle virtual de 3 metres de radi. A més, els cercles virtuals es situen a una distància de 10 metres entre ells (**figura 7**).

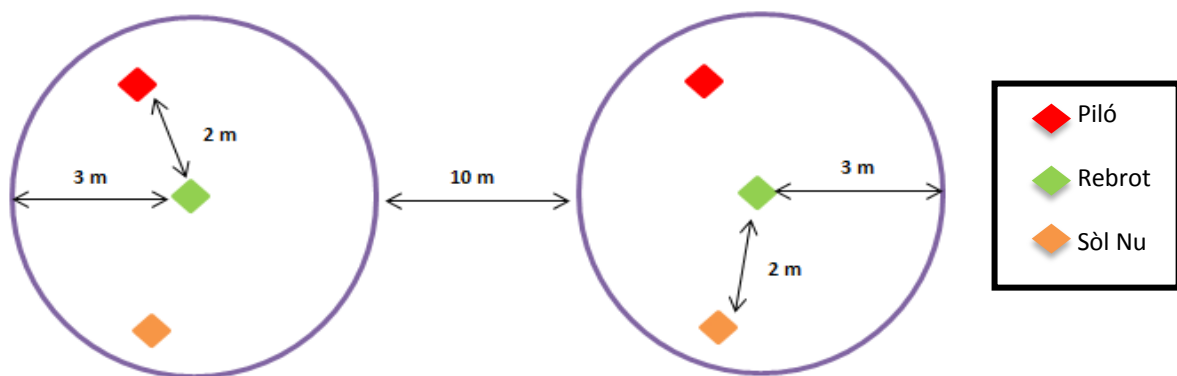


Fig. 7. Exemple esquemàtic del disseny experimental de la distribució de les trapes de caiguda dins de les parcel·les de BP: Piló (vermell), Rebrot (Verd) i Sòl Nu (taronja).

3.3. Abundància i riquesa

Les *pitfall traps* recullen tota matèria viva o inerta que hi cau, de manera que s'ha de fer un procés de selecció previ per tal d'obtenir únicament els elements a mostrejar. L'anàlisi inicial se centra a avaluar l'abundància de coleòpters, aranyes i formigues en cada una de les zones de mostreig. En la majoria de trampes de caiguda la selecció dels artròpodes d'interès es podia fer a ull nu, tot i que sempre es feia una revisió exhaustiva amb una lupa binocular. Tanmateix, les mostres amb un aspecte turbulent es filtraven per un colador de malla d'1 cm de diàmetre per separar els artròpodes de l'etilenglicol i facilitar-ne el mostreig.

Posteriorment, es fa una separació dels tres grups d'artròpodes obtinguts. El recull d'aranyes i de coleòpters es guarda amb els exemplars ben identificats per a estudis de diversitat aliens a l'estudi que es presenta. Per les formigues, de la família *Formicidae*, s'identifiquen i se'n valora la riquesa d'espècies. La identificació de les espècies es realitza amb l'ajuda de la clau de classificació del web hormigas.org, creat per l'Asociación Ibérica de Mirmecología i basat en la feina de Xavier Espadaler i Kiko Gómez. El web no presenta claus dicotòmiques per a totes les espècies, de manera que també s'ha utilitzat una col·lecció de referència de formigues per definir amb precisió l'espècie exacta de cada un dels individus. Ha estat imprescindible també l'ajuda permanent dels Drs. Josep M. Bas i Crisanto Gómez, experts en la seva identificació.

3.4. Anàlisi estadística de dades

El bloc estadístic es basa en una anàlisi d'abundància i de riquesa de les dades obtingudes usant tests ANOVA mitjançant el programa Rcommander i el càlcul de diversos índexs de diversitat: índex de Shannon (H'), índex de Berger-Parker (BP) i índex d'equitativitat de Pielou (E).

Concretament, tal i com es mostra en l'apartat de Resultats, s'utilitzen els tests ANOVA per determinar si existeixen diferències significatives d'abundància relativa (nre. d'individus/*pitfall*) entre les diferents zones de mostreig (Control i Bones Pràctiques) i els microhàbitats (Sòl Nu, Rebrot o Piló) segons el total d'artròpodes avaluats obtinguts (aranyes, coleòpters i formigues) i segons únicament els exemplars de la família *Formicidae*. A més, també s'analitzen possibles diferències significatives entre l'abundància d'exemplars recol·lectats de formigues, aranyes o coleòpters.

Per altra banda, els índexs de diversitat esmentats s'usen principalment per observar quines són les diferències en biodiversitat específica (H'), dominància d'espècies (BP) i uniformitat (E) de la comunitat de formigues en les dues zones, de Control i de Bones pràctiques i, dins d'aquestes, dels diferents microhàbitats. Els índexs es calculen a partir de les fórmules següents (Moreno, 2001):

Berger-Parker: $BP = \frac{N_{max}}{N}$, on "Nmax" és el nombre d'individus de l'espècie més abundant i "N" l'abundància total. Determina si existeix dominància d'espècies, amb un rang de valors entre 0 i 1, sent 1 màxima dominància (mostreig amb una sola espècie trobada).

Índex de Shannon: $H = -\sum(p_i * \log(p_i))$, on "pi" és l'abundància relativa de cada espècie.

Equitativitat de Pielou: $E = \frac{H}{\log(S)}$, on "H" és el valor de l'índex de Shannon i "S" la riquesa. El rang de valors també oscil·la entre 1 i 0, on un valor d'1 indica que totes les espècies estan representades de la mateixa manera al llarg de la comunitat amb màxima uniformitat.

També es realitza una anàlisi comparativa del mostreig realitzat amb el que va realitzar (Miarons Carbasa, 2017), amb la mateixa metodologia i objectiu però amb èpoques de mostreig diferents (primavera i tardor). En aquest cas, l'estudi avaluava l'impacte directe de la gestió i l'actual avaluava l'impacte de la gestió set mesos més tard. Es busquen diferències en la composició de la comunitat de la família *Formicidae* entre les dues estacions de l'any mitjançant els índexs de similitud de Jaccard i de Sørensen, que permeten la comparació de les comunitats en estacions diferents o de microhàbitats amb diferents graus de pertorbació (Mostacedo i Fredericksen, 2000), la qual cosa també fa aquest índex apte per comparar la zona de Bones Pràctiques i la zona de Control de l'àrea analitzada. El càlcul es realitza a partir de les fórmules següents:

$$\text{Índex de Sørensen: } I_S = \frac{2c}{a+b} \quad \text{Índex de Jaccard: } I_J = \frac{c}{a+b-c}; \text{ on}$$

On "a" és el nombre d'espècies en el lloc A, "b" el nombre d'espècies en el lloc B i "c" és el nombre d'espècies que els llocs A i B comparteixen.

Finalment, es realitzen Anàlisis de Components Principals (PCA), els quals permeten analitzar matrius de variància-covariància i correlacions. L'anàlisi pot determinar vectors propis de les matrius, calcular els coeficients de determinació entre els components seleccionats i les variables inicials i mostrar la dispersió dels objectes estudiats en un sistema de coordenades seleccionat, entre altres funcions (Maćkiewicz i Ratajczak, 1993). En aquest treball, s'ha utilitzat per determinar la tendència en la distribució de les espècies de la família *Formicidae* en els diferents microhàbitats i si l'acció ecològica de les espècies trobades també és útil per explicar la composició dels microhàbitats del mostreig de tardor.

4. Resultats

L'estudi permet realitzar una valoració de més global a més específica de les zones estudiades. Els resultats es divideixen en diferents apartats que donen informació en diferents nivells de coneixement de l'àrea pertorbada, l'efecte de l'incendi i el grau de regeneració del sistema. El tractament de dades se centra principalment en l'abundància relativa i total d'artròpodes (aranyes, formigues i coleòpters), l'abundància relativa i total i la riquesa d'espècies de la família *Formicidae*; així com en una anàlisi qualitativa de la composició de la comunitat de formigues de les zones gestionades.

Abans d'analitzar els resultats, és important tenir en compte que algunes trampes que han estat trencades, suposadament per senglars, perdudes o amb problemàtiques diverses que modifiquen de manera significativa la seva disposició definitiva.

Taula 1. Distribució de les trampes de caiguda en els diferents tractaments avaluats, tenint en compte les trampes de caigudes perdudes. T. teòriques = trampes col·locades a l'inici del mostreig.

| Bones Pràctiques | | | | | Control | | |
|------------------|--------------|--------|--------|------|--------------|--------|--------|
| Parcel·la | T. teòriques | Rebrot | Sòl Nu | Piló | T. teòriques | Rebrot | Sòl Nu |
| 1 | 4 | 3 | 4 | 4 | 3 | 2 | 3 |
| 2 | 7 | 5 | 7 | 6 | 11 | 9 | 10 |
| 3 | 7 | 7 | 7 | 7 | 11 | 11 | 9 |
| 4 | 7 | 5 | 7 | 5 | | | |
| Total | 25 | 20 | 25 | 22 | 25 | 22 | 22 |

Per tant, l'anàlisi de resultats té en compte que no s'han recollert de nou totes les trampes. Tanmateix, els danys a l'estudi no han estat d'excessiva gravetat; tres dels tractaments han mantingut 22 trampes, excepte la gestió de Bones Pràctiques a Sòl Nu que ha estat l'únic sense pèrdues i la gestió de Bones Pràctiques a Rebrot que n'ha perdut 5 (**taula 1**).

4.1. Abundància total

Les *pitfall traps* utilitzades per fer el mostreig de camp recullen tot organisme viu que hi cau a l'interior, que no veu alterada la seva composició per la presència d'etilenglicol. Els organismes analitzats són les aranyes, els coleòpters i les formigues. Primer es valora l'abundància d'aquests tres grups d'artròpodes respecte al tipus de gestió que se'ls ha aplicat.

Taula 2. Abundància total i abundància relativa (nre. d'artròpodes/trampa) d'artròpodes (aranyes + formigues + coleòpters).

| Bones Pràctiques | | | Control | |
|------------------|-----------|--------------|-----------|--------------|
| Tractament | Ab. total | Ab. relativa | Ab. total | Ab. relativa |
| Rebrot | 142 | 7,15 | 197 | 8,95 |
| Sòl Nu | 207 | 8,28 | 139 | 6,32 |
| Piló | 171 | 7,77 | | |

Els resultats d'abundància total (**taula 2**) mostren que el tractament de Bones Pràctiques de Sòl Nu és el que ha agrupat més artròpodes, amb un total de 207, i que el tractament a Control de Rebrot

és el que presenta més abundància relativa amb 8.63 artròpodes/*pitfall trap*. Tanmateix, l'abundància total no es tracta com a factor representatiu del mostreig perquè es veu directament influït per la pèrdua de diverses trampes. No s'aprofundeix en una anàlisi estadística perquè no seria representativa, ja que no determina l'abundància total d'artròpodes sinó només la dels tres grups seleccionats.

4.2. Abundància i riquesa *Formicidae*

El treball analitza exclusivament la família *Formicidae* com a bioindicador, avaluant la seva abundància i riquesa en els diferents tractaments i parcel·les, i així determinar l'estat i el funcionament de la gestió realitzada.

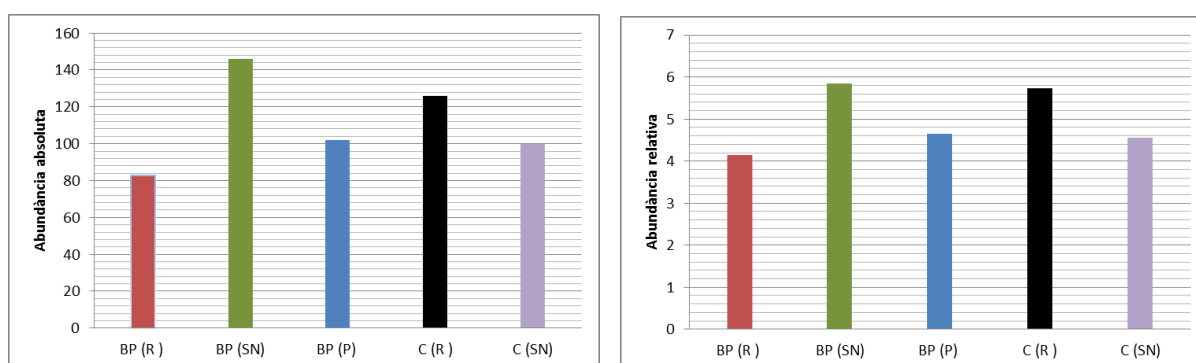


Figura 8 i 9. Abundància total i abundància relativa (nº artròpodes/trampa) d'artròpodes de la família *Formicidae*.

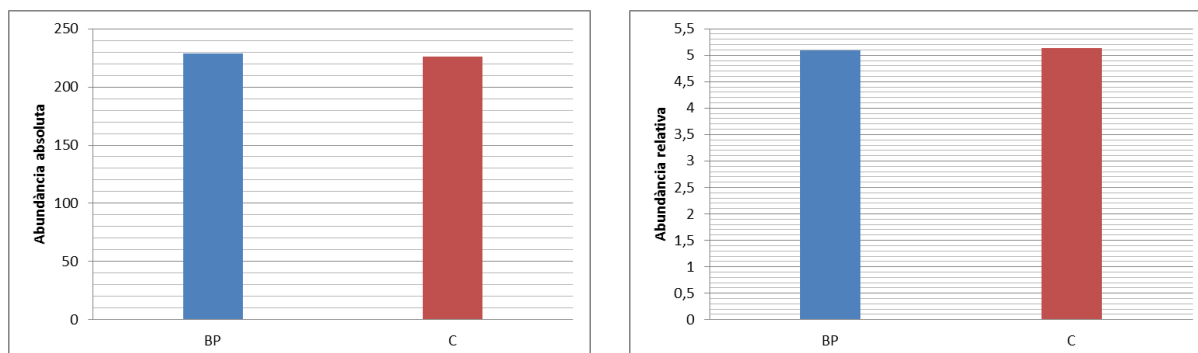
Tot i que el mostreig determina que el microhàbitat Sòl Nu a Bones PràctiquesP i Rebrot a Control són els que presenten major abundància absoluta i relativa (146-5,84 i 126-5,83 respectivament) (**figures 8 i 9**), l'anàlisi d'abundàncies específica amb tests ANOVA unifactorials dels exemplars de la família *Formicidae* mostra que no hi ha diferències significatives entre tractaments (P-valor >>> 0.05) (**taula 4**). En aquest sentit, és important recordar que és més representativa l'abundància relativa.

Taula 3. Resultats dels tests ANOVA unifactorials de l'abundància dels exemplars de la família *Formicidae*. S'expressa l'F-valor per determinar el grau de precisió i exhaustivitat de l'estudi i el P-valor, que és el valor utilitzar per rebutjar o acceptar la hipòtesi (si el P-valor > 0.05 s'accepta la H_0 , que indica que no hi ha diferències significatives entre tractaments).

| Test | P-valor | F-valor |
|--------------------|---------|---------|
| BP (P:R) | 0,66 | 0,19 |
| BP (P:SN) | 0,33 | 0,97 |
| BP (R:SN) | 0,21 | 1,63 |
| R (C):R (BP) | 0,56 | 0,34 |
| SN (C):SN (BP) | 0,31 | 1,08 |
| BP (R+SN):C (R+SN) | 0,89 | 0,02 |

Per altra banda, també s'avalua l'abundància de manera més global, segons una gestió de Bones Pràctiques o sense intervenció (**figures 10 i 11**). S'agrupen les dades de Rebrot i Sòl Nu de les dues zones per fer-ne una anàlisi comparativa. Els resultats determinen una abundància superior molt lleugera a la zona gestionada amb la *Fitxa de Bones Pràctiques*. L'anàlisi no té en compte les dades d'abundància del microhàbitat Piló degut a la seva exclusivitat per la gestió Bones Pràctiques. Les

diferències d'abundància són ínfimes, i així ho demostren els tests ANOVA, que no donen resultats significatius (P-valor >>> 0, 05) (**Taula 5**).



Figures 10 i 11. Abundància total (esquerra) i relativa (dreta) de la zona de Control i la zona de Bones Pràctiques. S'agrupen els microhàbitats Rebrot i Sòl Nu. El microhàbitat Piló no s'utilitza perquè és exclusiu de la gestió Bones Pràctiques.

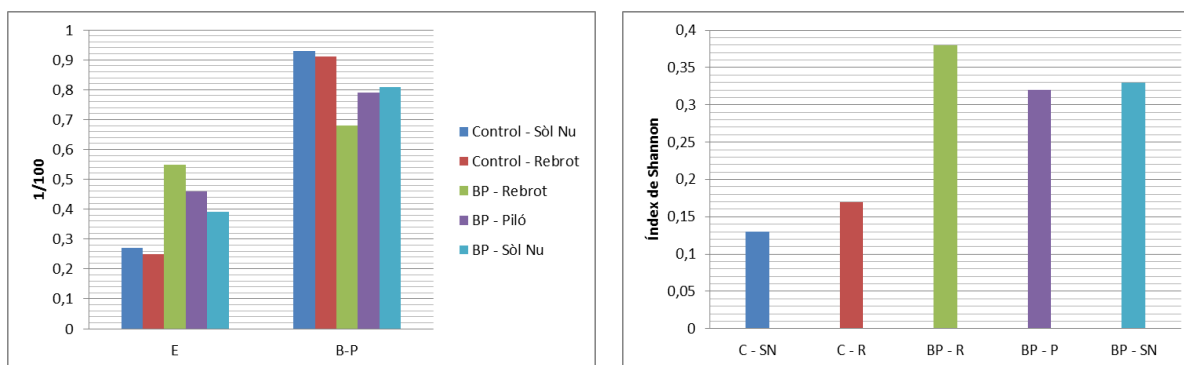
4.3. Índexs de diversitat per la comunitat de *Formicidae*

La segona anàlisi que es realitza es basa en l'avaluació de la diversitat d'espècies de la família *Formicidae*. Com s'ha detallat l'apartat de Metodologia de l'estudi, després d'una classificació a partir de claus dicotòmiques i guies de referències de les diferents formigues (**taula 7**), s'analitzen els resultats a partir del càlcul de l'índex de Shannon, l'índex de Berger Parker i l'índex d'equitativitat. Aquests índex permeten determinar si la gestió de Bones Pràctiques afavoreix la diversitat de formigues i si la creació del microhàbitat Piló segueix també una tendència positiva.

Taula 4. Abundància de les espècies de formigues en cada un dels microhàbitats analitzats.

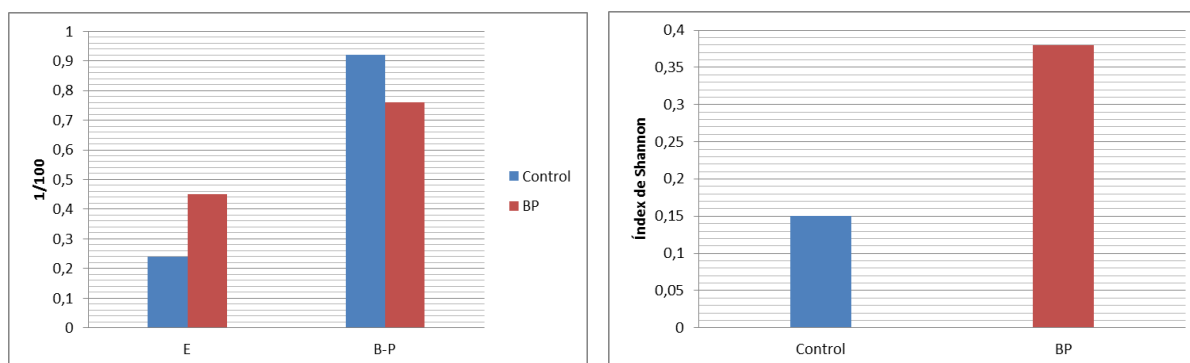
| Gènere | <i>Myrmicinae</i> | | | <i>Formicinae</i> | | | |
|---------------|-------------------|----------------------|--------------------|-------------------|--------------------|----------------|---------------------|
| | <i>Pheidole</i> | <i>Aphaenogaster</i> | <i>Plagiolepis</i> | <i>Camponotus</i> | <i>Formica</i> | | <i>Iberoformica</i> |
| Espècie | <i>Pallidula</i> | <i>Subterranea</i> | <i>Pygmaea</i> | <i>Cruentatus</i> | <i>Cunicularia</i> | <i>Gerardi</i> | <i>Subrufa</i> |
| Control - Sòl | 93 | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Control - Reb | 116 | 2 | 1 | 3 | 5 | 0 | 0 |
| BP - Reb | 65 | 0 | 5 | 2 | 22 | 0 | 1 |
| BP - Piló | 82 | 0 | 1 | 7 | 10 | 3 | 0 |
| BP - Sòl | 131 | 2 | 1 | 9 | 10 | 1 | 8 |
| TOTAL | 487 | 4 | 12 | 24 | 47 | 4 | 9 |

En primer lloc, es fa una avaluació de la diversitat de tots els microhàbitats estudiats, a partir del càlcul dels índexs de Shannon, Berger-Parker i Equitativitat. Els resultats dels índexs permeten observar de manera clara la tendència que segueix la diversitat (**Figures 12 i 13**), en què el microhàbitat Rebrot a Bones Pràctiques presenta menor dominància, major uniformitat i més alta diversitat que la resta. Per avaluar els índexs i poder-ne fer una comparativa acurada també s'ha de tenir en compte el nombre de *pitfall traps* vàlides en cada un dels tractaments. La comparació més representativa serà entre els dos microhàbitats de la zona Control i el microhàbitat Piló per mantenir un nombre de 22 trampes vàlides cada un.



Figures 12 i 13. Representació en gràfic de barra dels índexs de biodiversitat per cada un dels tractaments analitzats. El gràfic de l'esquerra mostra l'equitativitat (E) i l'índex de Berguer-Parker (B-P) amb un rang de valors entre 0 – 1, i el gràfic de la dreta mostra la tendència de l'índex de Shannon.

Per altra banda, igual com s'ha realitzat amb les abundàncies, es fa una anàlisi alternativa mitjançant el qual s'agrupen la riquesa i abundància d'espècies de la zona de Control i la zona de Bones Pràctiques respectivament, sense tenir en compte el microhàbitat de Piló (**figures 14 i 15**). L'agrupació de dades (Control Rebrot + Control Sòl Nu i Bones Pràctiques Rebrot + Bones Pràctiques Sòl Nu) permet valorar les diferències d'abundància i riquesa entre la zona de Control i la zona de Bones Pràctiques amb una visió més general.



Figures 14 i 15. Representació en gràfic de barra dels índexs de biodiversitat per l'anàlisi de dades agrupades de Control i de Bones Pràctiques. El gràfic de l'esquerra mostra l'equitativitat (E) i l'índex de Berguer-Parker (B-P) amb un rang de valors entre 0 – 1, i el gràfic de la dreta mostra la tendència de l'índex de Shannon.

La zona de Control es veu afectada per una més alta dominància d'una espècie i una menor uniformitat, i presenta un índex de Shannon molt inferior respecte a la zona de Bones Pràctiques. El nombre de trampes vàlides és de 44 per a la zona de Control i de 45 per a la zona Bones Pràctiques. Tenint en compte que només hi ha una trampa de diferència i que els resultats són molt significatius, les dades es tenen en compte per augmentar la robustesa de l'anàlisi.

Pel que fa a la comparació del grau de similitud, s'usen els índexs de Jaccard i Sørensen per avaluar el grau de similitud entre els mostrejors estacionals i els diferents microhàbitats analitzats (**taula 5**).

Taula 5. Valors dels índexs de similitud de Sørensen i Jaccard de les comparacions realitzades: anàlisi comparativa entre els microhàbitats avaluats en el mostreig i l'anàlisi comparativa estacional del mostreig actual de tardor (2017) i el mostreig de primavera (2017).

| | | Sørensen | Jaccard |
|-----------------------|------------------------------|-------------|-------------|
| Microhàbitats | C (SN) : C (R) | 0,75 | 0,6 |
| | C (SN) : BP (SN) | 0,6 | 0,43 |
| | C (R) : BP (R) | 0,8 | 0,67 |
| | BP (R) : BP (SN) | 0,83 | 0,71 |
| | BP (R) : BP (P) | 0,8 | 0,67 |
| | BP (P) : BP (SN) | 0,83 | 0,71 |
| | C (R+SN) : BP (R+SN) | 0,83 | 0,71 |
| Estacionalitat | BP (P) : BP (P) | 0,62 | 0,44 |
| | C (R+SN) : C (R+SN) | 0,71 | 0,55 |
| | BP (R+SN) : BP (R+SN) | 0,67 | 0,5 |

Els valors més baixos dels índexs de similitud apareixen en les comparacions estacionals i entre els dos microhàbitats de la zona Control i entre els microhàbitats de Sòl Nu a Bones Pràctiques i Control del mostreig de tardor. Aquest fet indica diferències en la composició de la comunitat, sobretot en l'estudi estacional. Per entendre les diferències estacionals, la **figura 16** mostra la riquesa específica de cada microhàbitat en els dos períodes estacionals del 2017, de manera que el mostreig de primavera és més ric en tots els microhàbitats.

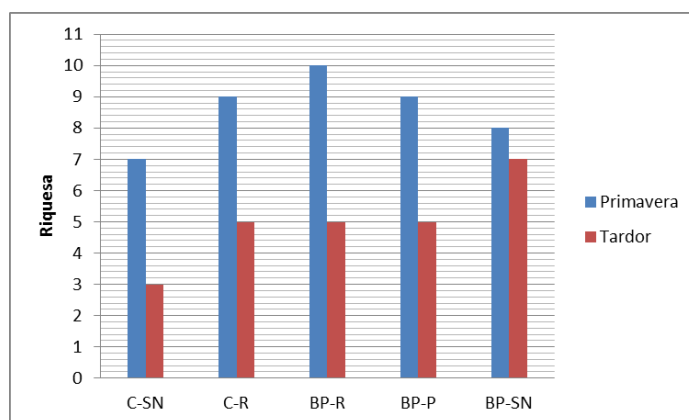


Figura 16. Resum comparatiu de les riqueses del mostreig de primavera i tardor. Dades del mostreig de primavera de Miarons (2017).

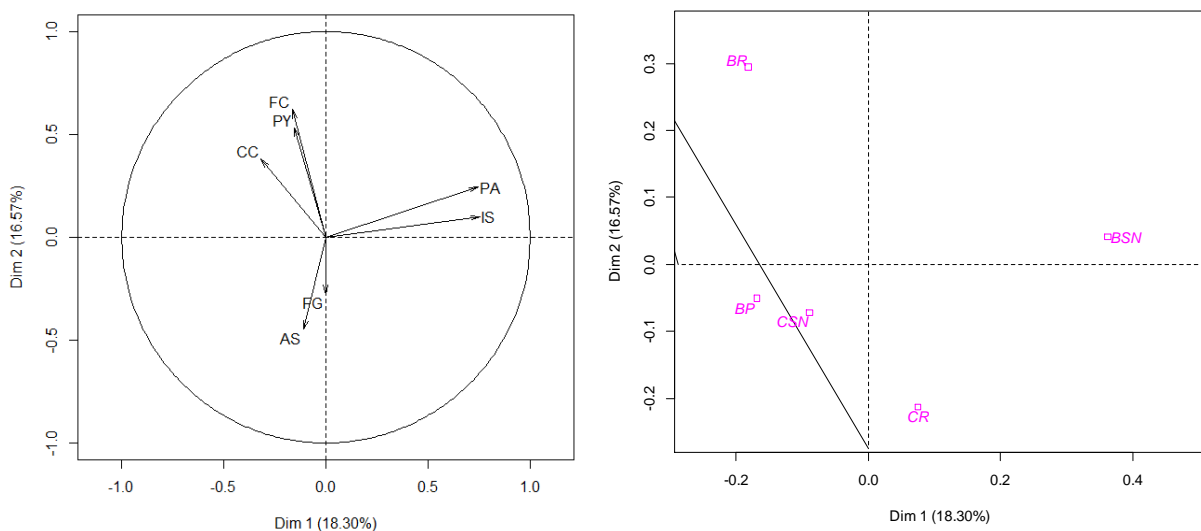
4.4. Composició i distribució de la comunitat de *Formicidae*

S'han analitzat també les espècies trobades a les *pitfall traps* segons la seva acció ecològica i dieta respecte els microhàbitats que s'han estudiat. En primer lloc, s'observa que les espècies trobades segueixen o bé un patró generalista i oportunista –són les espècies presents en zones de pertorbació–, o bé són especialistes en climes càlids i hàbitats oberts. Aquests resultats quadren amb la zona de mostreig, que s'analiza després d'una pertorbació en forma d'incendi que ha generat hàbitats oberts, clarianes i climes càlids (un augment de la irradiació provoca un augment de la temperatura).

Taula 6. Descripció de l'acció ecològica i la dieta de les espècies trobades en el mostreig. **Co** = Control i **BP** = Gestió de Bones Pràctiques. **HCS/OH**: especialistes de climes càlids o hàbitats oberts; **GO**: generalista o oportunista; **C**: críptica; **Dep. // Carr.** = Depredadora o carronyera.

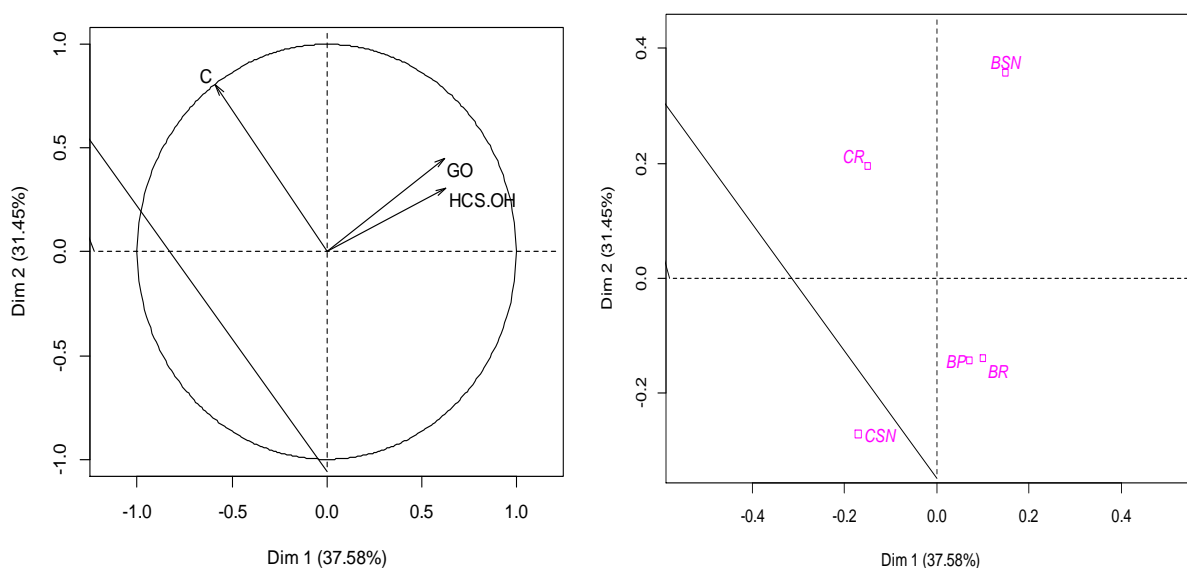
| Espècie | Acció ecològica | Dieta |
|----------------------------------|-----------------|---|
| <i>Pheidole pallidula</i> | GO | Omnívora (Martínez <i>et. al.</i> , 2002) |
| <i>Plagiolepis pygmaea</i> | GO | Omnívora (Martínez <i>et. al.</i> , 2002) |
| <i>Aphaenogaster subterranea</i> | C | Dep. // Carr. (Fisher i cover, 2007) |
| <i>Camponotus cruentatus</i> | HCS/OH | Omnívora (Fernández, 2003) |
| <i>Formica cunicularia</i> | HCS/OH | Dep. // Carr. (Czechowski, 2002) |
| <i>Formica gerardi</i> | HCS/OH | Dep. // Carr. (www.hormigas.org) |
| <i>Iberoformica subrufa</i> | HCS/OH | Omnívora (Miravalles, 1990) |

Per entendre el comportament de la comunitat es realitzen Anàlisis de Components Principals (PCA). En primer lloc, es realitza la PCA1 per determinar quines són les espècies més explicatives per a cada un dels microhàbitats realitzats, és a dir, s'agrupen les abundàncies de cada una de les espècies per cada *pitfall trap* per avaluar quines espècies són més representatives per a cada microhàbitat. Aquesta PCA1 determina set dimensions, de les quals s'agafen les dues que determinen la major variància possible; en aquest cas les dimensions 1 i 2 representen el 34.87 % de la variància (**figura 17 i 18**). Tot i la baixa variància, el resultat permet veure la tendència de les espècies: *Camponotus cruentatus*, *Formica cunicularia* i *Plagiolepis pygmaea* són més explicatives a Bones Pràctiques Rebrot; *Pheidole pallidula* i *Iberoformica subrufa* ho són més per Bones Pràctiques Sòl Nu; i *Formica gerardi* i *Aphaenogaster subterranea* són més representatives per explicar la resta d'hàbitats.



Figures 17 i 18. Gràfics explicatiu de la PCA1. Indiquen la importància de cada espècie per explicar cada un dels microhàbitats analitzats. **BR** = Bones pràctiques Rebrot; **BP** = Bones pràctiques Piló; **BSN** = Bones pràctiques Sòl Nu; **CSN** = Control Sòl Nu i **CR** = Control Rebrot. **FC** = *Formica cunicularia*; **CC** = *Camponotus cruentatus*; **PY** = *Plagiolepis pygmaea*; **PA** = *Pheidole pallidula*; **IS** = *Iberoformica subrufa*; **FG** = *Formica gerardi* i **AS** = *Aphaenogaster subterranea*.

La PCA2 agrupa les abundàncies de les espècies segons la seva acció ecològica. És a dir, es fa un sumatori de les abundàncies d'espècies críptiques (C), generalistes o oportunistes (GO) i especialistes de climes càlids o hàbitats oberts (HCS/OH) per cada una de les *pitfall traps* en tots els microhàbitats. Explica la importància de les espècies, definides a partir de la seva acció ecològica, en cada un dels microhàbitats. En aquest cas la suma de les dues dimensions expliquen el 69.03 % de la variància de l'estudi. El resultat té una major robustesa que la PCA1 i indica que les espècies críptiques són molt explicatives del microhàbitat de Control de Rebrot, mentre que les generalistes i les de climes oberts són molt explicatives pel microhàbitat de Bones Pràctiques de Sòl Nu (**figures 19 i 20**). A més, si tenim en compte que els microhàbitats queden col·locats per proximitat als vectors que més els expliquen, els que queden en el costat oposat dels vectors s'expliquen per la poca abundància de les espècies que assenyalen aquest; així, el microhàbitat de Control de Sòl Nu s'exploraria per una baixa abundància de generalistes i especialistes de climes càlids i els dos microhàbitats restants, Bones Pràctiques de Piló i de Rebrot, per la baixa abundància de críptiques.



Figures 19 i 20. Gràfics explicatius de la PCA2. Indiquen la importància de l'acció ecològica de les espècies per explicar cada un dels microhàbitats analitzats. **BR** = Bones pràctiques Rebrot; **BP** = Bones pràctiques Piló; **BSN** = Bones pràctiques Sòl Nu; **CSN** = Control Sòl Nu i **CR** = Control Rebrot. **C** = Críptiques; **GO** = Generalistes o oportunistes i **HCS.OH** = especialistes de climes càlids o hàbitats oberts.

La PCA no indica quines espècies hi ha en cada hàbitat, sinó quines són les espècies o acció ecològica, en el cas de la PCA2, més explicatives per a cada un dels microhàbitats. Així, la PCA no descarta en cap moment la presència de les espècies en qualsevol dels microhàbitats, només detalla quines són les més explicatives per a cada un d'ells. Els microhàbitats situats en els quadres oposats dels vectors es defineixen per les mateixes espècies que indiquen els vectors, però a partir de la baixa abundància d'aquestes en l'hàbitat.

5. Discussió

S'ha de recordar que l'anàlisi estadística de dades del mostreig es veu influïda per la pèrdua de diverses *pitfall traps*. És important tenir en compte aquest fet a l'hora de comparar les abundàncies entre zones i microhàbitats i també els índexs de similitud i diversitat que s'han usat. Tanmateix, si s'observa la tendència del mostreig es considera que la pèrdua de determinades trampes de caiguda no ha modificat de manera significativa els resultats, tot i que sí que s'ha de tenir en compte l'error de mostreig generat per fer-ne la discussió final.

L'anàlisi dels individus de la família *Formicidae* com a bioindicadors és molt utilitzada per avaluar el grau de pertorbació d'un hàbitat i per definir si els sistemes de gestió posteriors augmenten o no la resiliència i la qualitat de la zona (Verdinelli et. al, 2017); per tant, s'esperava que el mostreig presentés diferències significatives en l'abundància i la riquesa de formigues a les zones gestionades amb la *Fitxa de Bones Pràctiques* respecte a la zona de Control. Aquesta hipòtesi es va afirmar esperant que els resultats confirmessin les conclusions de Mateos et al. (2011), on es justifica que una eficient gestió postincendi amb recol·lecta de branques i residus és la precursora de màximes abundàncies d'himenòpters, grup del qual les formigues formen part, en el territori. Contràriament, aquest estudi no pot corroborar que la gestió postincendi realitzada segueixi tal tendència a causa de l'absència de diferències significatives (**taula 4**).

Referent a la riquesa, reculls bibliogràfics com el de (Martínez et al., 2002), defineixen que la distribució d'artròpodes es veu altament influïda per la coberta vegetal i que existeix una relació lineal entre aquesta i la diversitat d'espècies d'artròpodes. Per tant, s'esperava una major riquesa a la zona de Bones Pràctiques i, més concretament, en els microhàbitats Piló i Rebrot respecte al microhàbitat Sòl Nu, que no presenta cap tipus de coberta vegetal. Les dades obtingudes dels índexs de diversitat de Shannon, Berger Parker i Equitativitat, segueixen la relació lineal en qüestió (**figures 12, 13, 14 i 15**). Els resultats determinen una menor dominància i major uniformitat i diversitat específica a la zona de Bones Pràctiques respecte a la zona de Control, i, específicament, és el microhàbitat Rebrot a Bones Pràctiques –que presenta coberta vegetal viva–, el que té millors índexs de diversitat.

Els índexs de similitud de *Jaccard* i *Sørensen* permeten una comparació qualitativa de la riquesa dels microhàbitats. Els valors més baixos que s'obtenen (**taula 5**), que indicarien major diferència entre microhàbitats, donen robustesa a la idea anterior de la coberta vegetal. Els dos microhàbitats de la zona de Control (Rebrot i Sòl Nu) prenen un dels valors més baixos dels índexs de similitud, fet que podria explicar-se per la major cobertura vegetal en el microhàbitat Rebrot. Tanmateix, la menor similitud es troba entre el microhàbitat Sòl Nu de les dues zones (Bones Pràctiques i Control) i indicaria que la gestió de la *Fitxa de Bones Pràctiques* és eficient respecte la no intervenció de la zona control. Tot i les diferències obtingudes, s'ha de recordar la possible influència de la pèrdua de trampes en el resultat final.

Aquests índexs de similitud només tenen en compte la riquesa d'espècies, i en cap moment prenen en consideració l'abundància relativa d'aquestes en el mostreig, com sí ho faria l'índex de Morisita. Tanmateix, l'alta dominància de *Pheidole pallidula* en tots els tractaments del mostreig provocava que els índexs de similitud amb abundàncies totals o relatives donessin resultats amb un error massa elevat, fet que va obligar a utilitzar índexs exclusivament de riquesa per fer l'anàlisi comparativa.

Pheidole pallidula és una espècie altament distribuïda per tot el Mediterrani i es caracteritza per una molt forta competència intraespecífica i interespecífica. L'estudi de Detrain (1990) avalua el seu èxit ecològic a partir de tres *inputs* fonamentals: (1) el dimorfisme de les obreres en obreres *major*, que tenen el cap gran i les mandíbules amb dents apicals i diastema molt eficients per protegir la font d'aliment i el camí de recol·lecta, i les obreres *minor*, de cap petit i mandíbules petites i multidentades, i encarregades d'explorar noves fonts d'aliment; (2) presenten una alta diversitat de tècniques d'alimentació, tant individuals com col·lectives i, (3) tenen alimentació nocturna i diürna que els permet una major explotació i obtenció d'aliment. Segons Roig i Espadaler (2010), la seva acció ecològica es defineix com a generalista o oportunista i, per tant, tenen molts números d'establir-se i competir per zones de pertorbació recent com la gestionada. Els efectes de la pertorbació no s'expressen únicament amb l'alta abundància de *P. pallidula*, també és rellevant que quatre de les set espècies mostrejades siguin especialistes d'hàbitats oberts o climes càlids, espècies que es caracteritzen per ser colonitzadores potencials de zones afectades per incendis i que no tendeixen a ser tan abundants en boscs absents de pertorbació, on predominen les especialistes del mateix bosc (Paolucci et al., 2017)

Per aprofundir en la composició i distribució de la comunitat de *Formicidae* s'apliquen les PCA. La PCA 1 (**figures 17 i 18**) informa que *Pheidole pallidula* i *Iberoformica subrufa* són les espècies més explicatives del microhàbitat de Bones Pràctiques de Sòl Nu, fet que està estretament relacionat amb la seva abundància ja que s'hi troba el 88% del total d'*I. subrufa* i el 27 % de *P. pallidula*, la qual representa una abundància major d'aquesta espècie que en qualsevol dels altres microhàbitats. La dieta omnívora podria ser una explicació a la major abundància d'aquestes espècies en aquest microhàbitat (**taula 6**), ja que els permet trobar alternatives alimentàries en un hàbitat de Sòl Nu, en contra de les dificultats que tindrien les espècies depredadores per trobar preses i establir-s'hi. Per altra banda, les següents espècies més abundants després de *P. pallidula* són les més explicatives del microhàbitat de Bones Pràctiques de Rebrot; al voltant del 50% dels exemplars de *Formica cunicularia* i *Plagiolepis pygmaea* es troben en aquest microhàbitat i, juntament amb la presència de *Camponotus cruentatus*, serien les espècies més explicatives per al microhàbitat esmentat. També es podria fer una avaluació dels vectors mitjançant la dieta perquè es tracta de dues espècies omnívores, capaces de trobar aliment en qualsevol microhàbitat, i una, *C. Cruentatus*, de depredadora/carronyera que podria necessitar de la coberta vegetal per tenir una major eficàcia en depredar. Finalment, els microhàbitats restants (BP-P, C-R, C-SN) segueixen una tendència semblant entre ells i, segons la PCA, les espècies més explicatives per als tres serien *Aphaenogaster subterranea* i *Formica gerardi*, dues depredadores/carronyeres. Aquesta dieta encaixaria amb el microhàbitat de Bones Pràctiques de Piló, i fins i tot amb el de Control de Rebrot, on un major refugi de branques cremades o cobertura vegetal proporcionaria més opcions alimentàries per a espècies amb dieta depredadora o carronyera. La distribució de les formigues depredadores o carronyeres de la comunitat de tardor a Blanes segueix la tendència de les conclusions d'Ulloa (1194), que afirmen que l'estructura física de les plantes pot influir en la disponibilitat de llocs per niar per les espècies amb aquesta dieta i que, consegüentment, això repercutiria en la densitat de les seves poblacions. Tanmateix, la discussió no és robusta per definir el motiu pel qual aquestes espècies també són explicatives per al microhàbitat de Control de Sòl Nu, el qual s'esperaria que s'expliqués per la presència d'espècies amb dieta omnívora. També s'ha de tenir en compte que aquest darrer microhàbitat ha esdevingut el menys divers, amb una riquesa d'únicament 3 espècies. Cal remarcar que la PCA1 distribueix els microhàbitats de Control de Sòl Nu i de Bones Pràctiques de Sòl Nu de

manera oposada, és a dir, que un microhàbitat s'explica per l'alta abundància de determinades espècies i l'altre per la baixa abundància de les mateixes. El mateix succeeix amb els microhàbitats de Control de Rebrot i de Control de Rebrot, fet que podria interpretar-se fruit de l'eficàcia de la gestió de Bones Pràctiques.

Per altra banda, la PCA2 (**figures 19 i 20**) mostra que l'acció ecològica de les espècies també pot donar informació rellevant dels microhàbitats. Segueix la tendència de la PCA1 i indica que *Aphaenogaster subterranea*, que és l'única espècie críptica del mostreig, és molt explicativa per al microhàbitat de Control de Rebrot; en canvi, la comunitat del microhàbitat de Bones Pràctiques de Sòl Nu s'explica a partir de les espècies generalistes o oportunistes i les especialistes de climes càlids i hàbitats oberts. Cal recordar que aquest microhàbitat, tot i no tenir l'*índex de Shannon* més elevat, és l'únic hàbitat amb presència de les set espècies identificades, fet que explicaria la tendència de la PCA2. La resta de microhàbitats es defineixen a partir dels vectors oposats, indicant que la baixa abundància de les espècies que indiquen tals és el que més explica la seva composició.

Finalment, s'aprofita l'ús dels índexs de similitud per comparar els resultats obtinguts en aquest mostreig de tardor amb el mostreig de Miarons Carbasa (2017) de primavera. La **taula 6** mostra clares diferències pel que fa a la riquesa de cada estació i l'anàlisi de similitud corrobora les diferències, de manera que els índexs comparatius entre estacions són els que presenten valors més baixos (**taula 5**). Estudis que utilitzen formigues com a indicadors de diversitat com el de Martínez *et al.* (2002) determinen que la comunitat de *Formicidae* és més diversa i abundant a la primavera que a la tardor, que és quan adopta els valors mínims de diversitat. Aquest fet es podria justificar amb el propi comportament dels artròpodes, els quals tendeixen a amagar-se profundament en el sòl durant l'estiu i la tardor (Stamou, 1998). Així, les diferències en la diversitat probablement són causa de l'estacionalitat del mostreig i no del temps en què es realitza la gestió de Bones Pràctiques. No es pot fer una anàlisi comparativa sòlida entre els mostrejos de tardor i primavera perquè el comportament de la comunitat entre estacions probablement és diferent. Per tenir un bon cens i poder avaluar l'eficiència temporal de la *Fitxa de Bones Pràctiques* són necessàries rèpliques anuals de primavera i de tardor.

6. Ètica

La metodologia de l'estudi es fonamenta en el sacrifici dels artròpodes analitzats. L'ús de *pitfalls traps* no és un sistema selectiu, tots els artròpodes que sedimenten a l'interior perden la vida. El treball només analitza tres grups d'organismes: aranyes, formigues i coleòpters, de manera que tots els organismes no pertanyents a aquest grup que cauen a l'interior de les trampes no s'avaluen per l'elaboració de l'informe. Tanmateix, tot i no ser útils per a aquest estudi, es reciclen per a futures anàlisis del *projecte Anifog* o per a les pràctiques de les assignatures de Zoologia i/o Artròpodes que imparteix la Universitat de Girona. A més, per estudis d'artròpodes epigeus com les formigues no hi ha alternatives a aquesta metodologia si es vol un estudi amb igual replicació i esforç.

La quantitat d'artròpodes que es capturen durant el mostreig no implica modificacions significatives en la comunitat del sistema. El mostreig no provoca una alteració del sistema, ni de les relacions intraespecífiques ni de les interespecífiques. S'ha de tenir en compte que la superfície total de les *pitfall trap* és molt poca en relació a la superfície de l'incendi o el tractament. Per altra banda, la metodologia utilitzada permet la manipulació directa dels organismes capturats, imprescindible per classificar els exemplars per espècie. La possibilitat de manipular directament els individus és essencial per la classificació adequada dels individus de la família *Formicidae*, moltes espècies de la qual es diferencien per detalls morfològics difícils d'observar (forma del pecíol, nombre d'artells de les antenes, presència d'espines, etc.).

Tal com expressen els valors d'abundància a l'apartat de Resultats, el nombre d'artròpodes sacrificats s'aproxima a mil, només tenint en compte les famílies avaluades. Quan es realitza l'anàlisi de mostres s'observa que la metodologia utilitzada sacrifica un nombre molt elevat d'organismes vius que, des del meu punt de vista, haurien de ser tractats de la manera que qualsevol altre grup animal. Les formigues són insectes socials i les trampes majoritàriament capturen obreres i, per tant, els nius continuen el seu desenvolupament normal. A part, la seva mida petita i la difícil classificació a ull nu dificulta molt l'avaluació de les poblacions amb mètodes no invasius. Així doncs, tot i que aparentment el nombre d'artròpodes sacrificats és molt elevat, normalment les seves poblacions arriben a valors numèrics molt més grans i no es veu influència directe del mostreig sobre d'elles.

7. Conclusions

The data analysis shows that the post-fire management of the “Fitxes de Bones Pràctiques” (Good Practice Sheets) of the *Anifog* project increases the diversity of the ecosystem. Although the study of species abundance was not representative, the analysis of species diversity, species dominance and uniformity showed that this type of management is effective. On the other hand, even though initially it was expected that the most diverse microhabitat would be the one with piled burnt branches, it turned out that the maximum diversity was found in the Regrowth microhabitat, probably because of its living vegetation cover, which creates better living conditions for the *Formicidae* community. In addition, the principal component analysis revealed that the species distribution in the different microhabitats presented significant differences. Specifically, the same microhabitats of the two general treatments (with management and without intervention) showed opposite tendencies of abundance, that is, the same species appeared to be very abundant in a certain microhabitat of a managed plot but very little abundant in the same microhabitat in a plot without intervention. It was also observed that the diet and the ecological role of each species influenced their presence/absence in the microhabitats. Thus, it seemed that predatory or scavenger species preferred the microhabitats of Pile or Regrowth, supposedly because of the greater food availability, although the data is not robust enough to confirm so.

Seasonality has been a key factor in the study. During autumn the activity of many arthropods decreases and they tend to hide under the ground, therefore avoiding the possibility of being trapped by the pitfall traps. Therefore, although the differences between the spring and autumn samplings were clear, they can't be attributed to the post-fire management because of the high influence of the seasonality on the species activity. Hereafter, it is recommended to carry out annual analysis to obtain comparable data and to be able to evaluate if the management is efficient over time.

8. Bibliografia

- Alvarado, S. T., Silva, T. S. F., i Archibald, S. (2018). Management impacts on fire occurrence: A comparison of fire regimes of African and South American tropical savannas in different protected areas. *Journal of Environmental Management*, 218, 79–87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.004>
- Bodi, M. B., Cerdd, A., Mataix-Solera, J., i Doerr, S. H. (2012). A review of fire effects on vegetation and soil in the mediterranean basin | Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: Revisión bibliográfica. *Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles*, (58), 58–2012. Retrieved from <http://www.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/viewFile/2075/1988>
- Bolle, H.-J. (2003). Climate, Climate Variability, and Impacts in the Mediterranean Area: An Overview. In *Mediterranean Climate* (pp. 5–86). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-55657-9_2
- Bombers de la Generalitat de Catalunya. (2016). Informe de l'incendi forestal de Blanes del 24/07/2016, de 30ha. Blanes. Retrieved from <https://drive.google.com/drive/folders/198WB2R1jAh9nIIXukFhfe5C2px76c7RX>
- Croitoru, L. (2007). How much are Mediterranean forests worth? *Forest Policy and Economics*, 9(5), 536–545. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2006.04.001>
- Detrain, C. (1990). Field study on foraging by the polymorphic ant species, *Pheidole pallidula*. *Insectes Sociaux*, 37(4), 315–332. <https://doi.org/10.1007/BF02225995>
- Greenslade, P. J. M. (1964). Pitfall Trapping as a Method for Studying Populations of *Carabidae* (Coleoptera). *The Journal of Animal Ecology*, 33(2), 301. <https://doi.org/10.2307/2632>
- Hill, J. G., Summerville, K. S., i Brown, R. L. (2008). Habitat Associations of Ant Species (Hymenoptera : Formicidae) in a Heterogeneous Mississippi Landscape Heterogeneous Mississippi Landscape. *Environmental Entomology*, 37(2), 453–463. [https://doi.org/10.1603/0046-225X\(2008\)37](https://doi.org/10.1603/0046-225X(2008)37)
- Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. (n.d.). Visor cartogràfic de Catalunya-Vissir3. Retrieved May 22, 2018, from <http://www.icc.cat/vissir3/>
- Lloret, F. (2004). Régimen de incendios y regeneración. *Ecología Del Bosque Mediterráneo En Un Mundo Cambiante*, 101–126. Retrieved from http://www3.uah.es/dep_ecologia_pcastro/Master/2008T2perturbac/Lloret_Ecobosquemedit_2004.pdf
- Maćkiewicz, A., i Ratajczak, W. (1993). Principal components analysis (PCA). *Computers & Geosciences*, 19(3), 303–342. [https://doi.org/10.1016/0098-3004\(93\)90090-R](https://doi.org/10.1016/0098-3004(93)90090-R)
- Martínez, M. D., Arnaldos, M. I., Romera, E., García, M. D., Biología, D. De, Entomología, A. I., ... Madrid, U. C. De. (2002). Los Formicidae (Hymenoptera) de una comunidad sarco- saprófaga en un ecosistema mediterráneo. *Seven*, 0(1955), 33–44. Retrieved from <http://revistas.um.es/analesbio/article/view/31271>
- Mateos, E., Santos, X., i Pujade-Villar, J. (2011). Taxonomic and functional responses to fire and post-fire management of a Mediterranean Hymenoptera community. *Environmental Management*, 48(5), 1000–1012. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9750-0>

- Mauri, E., i Pons, P. (2016). Fitxes de bones pràctiques per a la gestió forestal post-incendi. Projecte Antifog I+D+i CGL2014-54094-R. Retrieved from <https://www.scribd.com/document/336097700/Fitxes-de-bones-practiques-per-a-la-gestio-forestal-postincendi>
- Miarons Carbasa, C. (2017). Impacte immediat de la gestió de boscos cremats en la comunitat de formigues. Retrieved from <https://dugi-doc.udg.edu/handle/10256/14673>
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M&T Manuales y Tesis Sociedad Entomológica Aragonesa, Vol.1., 1*, 84. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103709>
- Mostacedo, B., i Fredericksen, T. S. (2000). Métodos Básicos de muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. *Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR)*, 92. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Paolucci, L. N., Schoederer, J. H., Brando, P. M., & Andersen, A. N. (2017). Fire-induced forest transition to derived savannas: Cascading effects on ant communities. *Biological Conservation*, 214, 295–302. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.020>
- Pausas, J. G., i Vallejo, R. (2008). Bases ecológicas para convivir con los incendios forestales en la Región Mediterránea: decálogo. *Ecosistemas*, 17(2), 128–129. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.17-2.00>
- Prach, K., i Rehoukova, K. (2006). Restoration Ecology: The New Frontier. *Restoration Ecology*, 14(2), 323–324. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00139.x>
- Rost, J. (2011, June 28). *L'efecte de la gestió forestal post-incendi sobre l'avifauna i la dispersió de llavors per ocells frugívors*. *Environmental Science*. Universitat de Girona. Retrieved from <https://dugi-doc.udg.edu/handle/10256/4588>
- Seastedt, T. R., i Crossley, D. A. (1984). The Influence of Arthropods on Ecosystems. *BioScience*, 34(3), 157–161. <https://doi.org/10.2307/1309750>
- Stamou, G. P. (1998). *Arthropods of Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer Berlin Heidelberg. Retrieved from [https://books.google.es/books?hl=ca&lr=&id=x1f9CAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Arthropods+of+mediterranean-Type+ecosystems+\(George+P.+Stamou,+1998\)&ots=zo-onvOS5U&sig=iU1CmuR2fwQjNkmyjnG0jKd87P8#v=onepage&q=Arthropods+of+mediterranean-Type+ecosystems+\(George+P.+Stamou%2C+1998\)&f=false](https://books.google.es/books?hl=ca&lr=&id=x1f9CAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Arthropods+of+mediterranean-Type+ecosystems+(George+P.+Stamou,+1998)&ots=zo-onvOS5U&sig=iU1CmuR2fwQjNkmyjnG0jKd87P8#v=onepage&q=Arthropods+of+mediterranean-Type+ecosystems+(George+P.+Stamou%2C+1998)&f=false)
- Underwood, E. C., i Fisher, B. L. (2006). The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation*, 132(2), 166–182. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.03.022>
- Verdinelli, M., Yakhlef, S. E. B., Cossu, C. S., Pilia, O., i Mannu, R. (2017). Variability of ant community composition in cork oak woodlands across the Mediterranean region: implications for forest management. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 10(4), 707–714. <https://doi.org/10.3832/ifor2321-010>