

PAPEL DE LAS ZONAS VERDES URBANAS
EN LAS ESTRATEGIAS GLOBALES DE
CONSERVACIÓN USANDO LAS HORMIGAS
COMO BIOINDICADORES

Role Of Urban Green Spaces In Global Strategies Of Conservation
Using Ants As Bioindicators

Tesis Doctoral
Gema Trigos Peral
[Octubre, 2015]



TITULO: *Papel de las zonas verdes urbanas en las estrategias globales de conservación usando las hormigas como bioindicadores.*

AUTOR: *Gema Trigos Peral*

© Edita: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba. 2015
Campus de Rabanales
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A
14071 Córdoba

www.uco.es/publicaciones
publicaciones@uco.es

Papel de las zonas verdes urbanas en las estrategias globales de conservación usando las hormigas como bioindicadores.

Role Of Urban Green Spaces In Global Strategies Of Conservation Using Ants As Bioindicators

Autora: Gema Trigos Peral
Director: Joaquín Reyes López

Área de ecología.
Facultad de ciencias.
Universidad de Córdoba

Laboratory of Social & Myrmecophilous Insects
Museum and Institute of Zoology of Warsaw (PAS). Poland



Versión revisada por:

Dr. Wojciech Czechowski

Dr. Jürgen Heinze

Dra. Vera Antonova



TÍTULO DE LA TESIS:

Papel de las zonas verdes urbanas en las estrategias globales de conservación usando las hormigas como bioindicadores.

DOCTORANDO/A:

Gema Trigos Peral.

INFORME RAZONADO DEL/DE LOS DIRECTOR/ES DE LA TESIS

(Se hará mención a la evolución y desarrollo de la tesis, así como a trabajos y publicaciones derivados de la misma).

El trabajo presentado por **Gema Trigos Peral** titulado “**Papel de las zonas verdes urbanas en las estrategias globales de conservación usando las hormigas como bioindicadores**” constituye la memoria de su Tesis Doctoral. El tema central de la misma está centrado en la Ecología Urbana y como estos nuevos tipos de ecosistemas pueden ser utilizados dentro de las estrategias de conservación. Para ello se usan como organismos focales a las hormigas, que poseen un amplio respaldo bibliográfico en este campo.

La Tesis consta de 5 capítulos: Una introducción general, material y métodos generales, 5 capítulos experimentales, conclusiones generales y una discusión general. La temática es variada, pero todas hacen referencia a las zonas verdes públicas ajardinadas de la ciudad de Córdoba y a las taxocenosis de hormigas que viven en su interior.

El presente trabajo supone una importante contribución dentro de la Ecología Urbana en un entorno de clima mediterráneo. Aunque aún no hay ningún manuscrito publicado, la autora hay presentando algunas de sus conclusiones en los principales congresos

internacionales realizados este año en Europa (VIII Congreso Ibérico de Mirmecología, IV Central European Meeting of IUSSI 2015 y 6th CEWM Central European Workshop of Myrmecology) y ha colaborado durante su doctorado en otros trabajos que están en vías de publicación y que avalan su completa formación.

Gema Trigos Peral cumple con todos los requisitos académicos y científicos exigidos por la Universidad de Córdoba para la exposición y defensa de la tesis, y así poder optar al grado de Doctora en Biología.

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral.

Córdoba, 28 de julio de 2015

Firma del/de los director/es

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Reyes', with a long horizontal stroke extending from the bottom of the signature.

Fdo. JOAQUIN REYES LOPEZ

ÍNDICE/ INDEX

Introducción general	10
<i>Introduction</i>	
Resumen	25
<i>Abstract</i>	
Material y Métodos generales	26
<i>Material and Methods</i>	
Zona de estudio.....	26
Métodos	28
Tratamiento estadístico	28
Resultados	
<i>Results</i>	
Capítulo 1. Estudio faunístico	32
<i>Chapter 1. Faunistic Studio</i>	
<i>Mirmecofauna de los jardines de Córdoba: 12 años de muestreo</i>	
Introducción.....	32
Material y Métodos	33
Resultados	34
Subfamilia Dolichoderinae	35
Subfamilia Formicinae	38
Subfamilia Myrmicinae.....	49
Subfamilia Ponerinae.....	66
Subfamilia Leptanillinae	67
Discusión.....	68

Capítulo 2. Antigüedad del jardín y similitudes en mirmecofauna con zonas naturales. Campus de Rabanales 69

Chapter 2. Age and similarities of myrmecofauna with natural areas. Campus de Rabanales.

Primera relación de los formícidos del campus de Rabanales de la Universidad de Córdoba (Andalucía, España)

Introducción.....	70
Material y Métodos	72
Zonas de estudio.....	72
Métodos de muestreo.....	74
Tratamiento estadístico	75
Resultados.....	76
Discusión	78
Tablas y figuras	80

Capítulo 3. Microhábitat..... 84

Chapter 3. Microhabitat

Influencia de los componentes que conforman un microhábitat y la presencia de hormiga argentina (*L. humile*) sobre la comunidad de formícidos de zonas verdes urbanas

Introducción.....	84
Material y Métodos	85
Zonas de estudio	85
Métodos de muestreo.....	85
Tratamiento estadístico	86
Resultados	87
Discusión.....	89
Tablas y figuras	95

Capítulo 4. Factores climáticos	107
--	-----

Chapter 4. Weather features

Hormigas en zonas verdes urbanas: su relación con el medio en un estudio de 10 años en el Sur de la Península Ibérica

Introducción.....	107
Materiales y Métodos	108
Zonas de estudio.....	108
Material y métodos	109
Datos meteorológicos.....	110
Tratamiento estadístico	110
Resultados	111
Discusión.....	114
Tablas y figuras	118

Capítulo 5. Macrohábitat	126
---------------------------------------	-----

Chapter 5. Macrohabitat

¿Son la cobertura vegetal y la humedad factores limitantes de biodiversidad en las poblaciones de formicidos presentes en las zonas verdes urbanas?

Introducción.....	126
Material y Métodos	128
Zona de Muestreo	128
Material y Métodos	128
Tratamiento estadístico	129
Resultados	129
Discusión.....	130
Tablas y figuras	132

Discusión General	136
<i>Discussion</i>	
Conclusiones	143
<i>Conclusions</i>	
Bibliografía	145
<i>Literature</i>	
Agradecimientos	170
<i>Acknowledgments</i>	



"What unusual or unique biological traits led to the remarkable diversification and unchallenged success of the ants for over 50 million years? The answer appears to be that they were the first group of predatory eusocial insects that both lived and foraged primarily in the soil and in rotting vegetation on the ground. Although many ant species are specialized for arboreal existence, the great majority of these distinctive forms live in tree boles, hollow twigs, and moist subcortical cavities that simulate an earthen environment; arboreal life appears to represent a secondary, minority adaptation. Armed with stings and toxic chemical weapons, the ant workers are formidable predators. After entering the adaptive zone of social, terrestrial predators, no later than the Upper Cretaceous, the ants apparently preempted its occupation by other candidate groups among the insects..."

Bert Hölldobler & Edward O. Wilson. *"The ants"*.

A city is an urban area with a high population density where industry and services mainly predominate. Although this is the most general definition, we can find others, such as the one given by Braudel (1984), who defined the city as an unusual concentration of men, juxtaposed houses, an anomaly of settlement.

City definitions can be based both on a demographic quantification, thus differentiating the city from the village and the rural from the urban, and a subjective classification of this concept, such as the definition given by Spengler (1923) in his book *The Decline of the West*, in which he discusses whether the “citizen soul” exists, regardless of the size or spread of the population. We can also find the “city-factory” concept, which lacks the citizen soul, as well as other definitions that vary depending on the author and the period in which they were first proposed. However, all of them have a series of points in common, which lead to the conclusion that the city is an environment built by humans and adapted to their needs, and operating as an unbalanced system that is not self-sufficient. Therefore, there is no city, however small, that does not have its villages and its annexed parts of rural life, and which does not impose on its countryside the amenities of its market, the use of its stores, its weights and measures, its lenders, lawyers and even its distractions (Braudel, 1984).

The city has been strongly ignored or rejected as an ecosystem by the fact that it is not a natural environment. However, in this urban environment we can find a series of different features that make it an ecosystem just like any other environment could be. In line with this definition, an ecosystem is a system where one of the interacting parts is made up of organisms (Melic, 1997), i.e. a bioncenosis occupies a biotope subject to a series of abiotic factors such as light, water, moisture... According to Trepl (1994), a city is a peculiar ecosystem due to its low level of integration of the element it comprises, its low level of self-regulation, the prevalence of physical processes over biological ones and the high reliance on external resources. On the other hand, the development of the urban areas provides an endless amount of opportunities to living organisms that already occur in peri-urban areas or to immigrant organisms, casual or not. All of the above occurs as a result of abiotic aspects of the urban ecosystem differing strongly from those of other ecosystems, i.e. the urban environment creates a heterogeneous mosaic of habitats that can be used by several kinds of arthropod (McIntyre, 2001). Nevertheless, we should bear in mind that urbanism is one of the main causes of landscape changes at a regional level and represents a significant threat to local and global diversity (Clergeau et al, 2006), both by replacing the habitat and removing the resources (Mc. Frederick & LeBuhn, 2005).

Recently, it has become evident that urban areas can be considered an ecosystem in their own right, with feedback loops between both natural and anthropogenic forms of the physical and biological environment (McDonnell & Pickett, 1993; Botkin & Beveridge, 1997; Rees, 1997; Vitousek et al., 1997; Walbridge, 1997; Parlange, 1998). The three main abiotic factors in the study of the urban ecosystem are pollution, climate and soil because, although those urban areas cover a small percentage of the our planet's surface, they consume the majority of the energy available on Earth

(Odum, 1997). Several studies of the climate have been carried out, all of which compare the climate conditions of the city with those of rural areas (Sukopp & Werner, 1991). Furthermore, the temperature in urban areas can be seen to exceed the temperature recorded in rural areas, also revealing higher levels of cloudiness, which is reflected as a decrease in received solar radiation and an increase in pollution. Lower relative humidity has also been recorded. This difference in temperature is attributed to the larger thermal capacity that buildings and isolated surfaces have in comparison with water and green areas, with a slower heat emission rate at night than during the day. This can lead to temperature differences of up to 10°C compared to non-built-up areas (Oke, 1980). On the other hand, the decrease in evapotranspiration in the city, together with a lower wind speed on uneven ground, can cause a decrease in relative humidity within the city. Finally, the soil disappears in the urban ecosystem, and its functions remain restricted (nutrients for plants and animals, groundwater renewal, filter system and damping) to open areas (gardens, green areas, etc.). Thus, there is a great difference between areas covered with vegetation and other urban areas, characterised by being a compressed area where the accumulation of waste decreases the number of individuals in comparison with urban green spaces. However, the city includes a higher diversity of microhabitats than other natural ecosystem with a similar surface area, which is the most significant ecological feature of the city with regard to species richness.

The urban biocenosis comprises two kinds of species, R-strategists and K-strategists. R-strategists are those species with a high reproductive potential and greater development speed with a minimum generation time, great spread and unskilled eating habits, which build opportunistic populations filling competitive empty areas. K-strategists, meanwhile, are those species with low reproductive potential, relatively long generation time and life, and skilled eating habits, which make them great competitors in saturated and densely populated ecosystems. Due to the features of each species type, we can find a dominance of R-strategists in cities versus a scarce presence or absence of K-strategists, because of the high pollution levels in cities caused by imbalance and a lack of self-regulation, which makes the urban ecosystem an area susceptible to invasions.

A second classification of the city given by Robinson (1996) (cited by Melic, 1997) divides the urban biocenosis into two different groups: a primitive or natural biocenosis (eubiocenosis) and a cultural biocenosis, which is in turn split up into agrobiocenosis (which occurs in agricultural fields and presents a medium-high level of disturbance) and anthropobiocenosis (which occurs in domestic and peri-domestic areas showing an extreme-high level of disturbance). All of them are directly related to synanthropy, or the degree of association of animals and plants with the urban environment. This synanthropy presents two different lines simultaneously, one with an optional character, where organisms are able to maintain stable populations far from anthropobiocenosis, and the other with a compulsory character, where organisms are completely dependent on the human environment and do not occur in environments devoid of houses or human settlements.

Although initially, based on faunal diversity and abundance, the city has been divided into four representative zones: the city centre, residential districts, exclusively residential areas, and urban and peri-urban parks (Arnaldos et al., 2010), we now

consider it necessary to add a fifth zone, corresponding to industrial zones, due to their habitual presence in urban cores and the impact that they can exert on the biocenosis. The city centre, which would correspond to the heart of the city where the degree of air and noise pollution is relatively high, presents a large human influence with several highly anthropophilic species, such as ants and cockroaches, which live there permanently. Residential districts are a transition zone with higher levels of green cover, which allows some wild species to appear. The exclusively residential zone usually has similar features to peri-urban areas, showing a great number of both wild and introduced species due to the so-called edge effects, in particular from the point of view of species richness, and can prevent the flow of species either towards or out of the area where this effect is especially strong. Thus, residential districts and the exclusively residential zone form what can be called the transition zone, where in most of the cases the species richness exceeds that occurring in the surrounding natural environment, so urban and peri-urban parks could be viewed as the urban zones with the highest biological diversity. On the other hand, green areas and parks can act as islands, where the flow of species is almost absent, making it possible to apply the island biogeography model proposed by McArthur & Wilson (1963) in order to understand its functioning. Finally, industrial zones correspond to the city periphery where the large number of factories increases pollution levels, thus only allowing for the presence of species commonly found in disturbed areas.

As we can see, arthropod diversity is continuously subject to both the positive and negative influences of the different features of the urban ecosystem. Some of the purely physical features are the result of pressure exerted by various abiotic factors, whereas others are entirely linked to the biology and ecology of the species. Cities thus provide many diverse habitats, enabling higher arthropod diversity, although with a limited population size, and residential zones become a food resource and refuge for domestic arthropods, which can become plagues in the absence of any limiting factors. However, the main human factor as an enhancer of urban biological richness is the artificial spread of species, produced by the massive transport of food and goods, as well as exotic animals, etc. This intense traffic of goods can turn some species into cosmopolites, especially those species with a wider distribution range, thus inducing the exclusion of native species with their arrival through either intra- or interspecific competition for territory and resources. Taking species richness into account, the concept of a city as a poor habitat for the diversity and abundance of fauna (practically absent) possibly resides in the definition of the city as the opposite of the countryside. Nevertheless, the number of animals, mainly arthropods, which have taken advantage of the slightest opportunity to colonise this environment, is noticeable.

Therefore, we could encompass all of these ideas in a generalised view the public has of the city as a place that is the complete antithesis to the natural environment, totally devoid of any kind of resource that allows for animal survival. The idea that the natural environment is the only habitat for animals is too widespread and firmly entrenched among the urban population, which generally has minimal or even no contact with nature. Nevertheless, due to the capacity of many species to adapt to different environments, taking advantage of the resources they offer, several city zones, such as residential districts and gardens, are used to build nests or as food resources. Moreover, certain climatic characteristics of the city make it an ideal habitat for certain

species unable to colonise natural environments with the same geographical position. Therefore, recognition of cities as important environment for plants and animals has grown in recent ecological studies carried out in urban areas (McDonnell & Hahs, 2008). On the other hand, the origins of urban green spaces will have a great influence on the biodiversity they contains, with these areas often being the relicts of plant communities originally established in the same place (Sierra Rodríguez & Ramírez Silva, 2010), or a model of the integration of nature in the city through a landscape architecture by inserting organic elements into the grey sectors. The type of green spaces present in a city can be highly variable, ranging from very large parks with a large amount of woody vegetation to medians and small green spaces with a limited variety of plants.

In most communities, green spaces are usually made up of urban forests, residential gardens and empty areas, where urban forests comprise similar vegetation to the native plants present in surrounding areas, whereas gardens and vacant areas are frequently disturbed by human activity. Despite the fact that the size of the area is important to ensure higher species richness and abundance, the small green spaces occurring between the larger areas are no less important. Whilst their capacity for containing a large number of species is limited due the homogeneity of these habitats, they carry out a key role as corridors, acting as nexuses between different urban green zones. On the other hand, the fact that urban green spaces can act as islands (Faeth & Kane, 1978) means there are significant differences between the diversity of the living species they contain and those present in other parts of the city, as well as between the species richness in diverse areas.

As a result, it is important to create these small urban green spaces found outside of parks, whether they be medians, small gardens, etc., since they allow the movement and the exchange of species between gardens, facilitating an increase in the species richness in different areas. Nonetheless, this flow of species also involves exotic species, entailing an increase in the threat that they pose to native species, although this threat can be counteracted by the fact that ecosystems with higher richness are usually more stable when exposed to external stress factors such as invasive species or global warming (Folker et al., 2004).

The value of city parks and gardens as biodiversity conservation areas is highlighted due to the fact that the increase in urbanism is one of the main causes of biodiversity loss, thus resulting in these areas playing an important role as native fauna refuges (Ruiz Heras et al., 2011). As an added value, they constitute the city's lungs, purifying the air of an area where the large number of tall buildings, traffic jams, noise and the suburban areas surrounding the city impede the input and output of air, and produce pollution levels that can constitute a serious risk for human health. On this basis, J.C.N. Forestier, Conservator of the Promenades of Paris, believed that, "The area that must be maintained in open spaces and public parks, i.e. planted or free land, but uncovered and protected from all traffic, will vary between two thresholds 5% and 12%, one of which is barely sufficient and the other satisfactory". In addition, the World Health Organization (WHO) considers green spaces as essential because of the benefits they provide to our physical and emotional wellbeing, helping mitigate the urban decline of the city, making it more liveable and healthy, since contact with nature helps ensure human health (De Vries et al., 2003). Therefore, WHO recommend an average of

between 10-15 m² of green space per inhabitant, evenly distributed in relation to population density. However, these values are rarely achieved. Another effect of the conservation of green spaces can be their influence on the city microclimate, recharging aquifers through rain infiltration and the damping of noise pollution. At the same time, these parks and gardens constitute the majority of the citizens' first-hand experience with nature (Miller, 2005), exerting a great influence on their general opinion about nature and the specific view about its conservation (Hunter & Rinner, 2004). They can play an important role in raising public awareness and for future decisions concerning urban green space management, in the context of urban areas as major located areas of lost biodiversity (McKinney, 2002). Thus, the structure of urban green spaces, the quantity of large trees, shrubs, herbs and grass, as well as their distribution, constitute an important factor that affects the biodiversity of these areas, since they will provide the resources for feeding, shelter, nesting, etc., making this habitat a suitable ecological niche for a wide range of species. Therefore, it is essential to understand the way in which these relationships affect species abundance, diversity and composition in the urban community, since changes to attributes of this community can alter the structure and functioning of the ecosystems (Chapin et al., 1997; Duffy, 2009).

Urban green spaces can also contain rivers, which, together to their riparian habitat, provide a range of resources to the city that are of great importance for supplying and conserving both the city and the human and animal communities that live there. Riparian vegetation is common in areas heavily modified by human activity (Lee Smyth & Bouti, 2004; Naiman, Decamps & Pollock, 1993; Parker, Head, Chisholm & Feneley, 2008). It performs two functions in the ecosystem, both benefiting nearby ecosystems and stemming flooding due to the development of the topography (Osborne & Kovacic, 1993; Tabacchi et al., 1998). Moreover, they can be considered biogeographic corridors, recognised as important ecological channels used in conservation planning as "bio-roads" to promote biological connectivity in urban and peri-urban landscapes (Bryant, 2006; Parker et al., 2008), by helping to protect communities in the zones close to the riparian area, which are often considered as real riparian habitat. The significant diversity values of riparian corridors at both local and regional scales have been highly valued by conservationists (Naiman et al., 1993). Furthermore, despite the fact that research and conservation approaches have focused mainly on the importance of the width of riparian corridors (Spackman & Hughes, 1995), this biodiversity has also been linked to other variables such as the influence of the position (Renofalt et al., 2005), the use and properties of the soil (Moffatt et al., 2004; Rodewald & Bakermans, 2006) and ecological connectivity (Tabacchi et al., 1998; Ward et al., 2002).

Several groups of animals are used in the field of study of city conservation. Birds constitute one of the groups most commonly used, since they are considered as an optimal model group in the study of the ecological effects of urbanisation (McDonnell & Hahs, 2008). Through them, Rapport (1999) shows how species richness and diversity are generally considered as good indicators of the health of the ecosystem and the quality of its natural resources. However, this claim does not tell the whole story, since it cannot clarify all aspects of community dynamics: "Species richness does not take differences in species composition into account, and the metrical richness provides

limited comparability between points” (Jost, 2006). Thus, the analysis of the community is used to explain changes in the community composition (Moretti et al., 2006). In other words, despite the fact that it is possible to maintain species richness in a given location, it does not necessarily constitute a symptom of high-quality nature because habitat factors change, the features and resources they offer also change simultaneously, and can displace native species by exhausting the fundamental resources they require to survive. At the same time, it also facilitates the entry of exotic species either from surrounding habitats, such as rural environments, or from areas farther afield, especially through the transport of goods, etc. So, taking these processes into account, the number of displaced species may be substituted by the new colonising species, so that the species richness could not only be maintained but even be increased. However, all these exotic non-native species are usually generalists, R-strategists, so that is quite possible the population may become more uniform over time. This backs the affirmation that urbanisation tends to homogenise bird populations, because the environmental conditions in cities decrease the number of specialists, which are substituted by generalists (Blair, 2001; Clergeau et al., 2006; McKinney, 2006).

The different trends in bird population diversity and abundance are reflected in the study carried out by Fontana et al. (2011) in three Swiss cities, in order to conserve green spaces, where species richness and diversity are seen to be decreasing along a urbanisation gradient (Clergeau et al., 2008). However, bird abundance tends to increase along the same gradient (Clergeau et al., 1998; Palomino & Carrascal, 2006; Grimm et al., 2008), something that is reflected in the global dominance of a few synanthropic species contributing to the biotic homogenisation (Clergeau et al., 2006; La Sorte & McKinney, 2007). Finally, this is also reflected in the fact that specialist species and those that inhabit farmland, with strict ecological requirements, decrease with the development of urbanisation (Clergeau et al., 1998; Fernandez-Juricic, 2004; Devictor et al., 2007).

During the above study, the importance of the structure of both the cities and green urban areas was also evaluated, revealing the influence that the height and distribution of buildings and several plants has on bird population richness. The loss of three species was observed when sealed areas increased by 40%, supporting the generalised negative pattern of the city on an intra-urban scale. On the other hand, the positive effects of the increasing of surface area and the higher complexity of the urban green structures on species richness and diversity were observed in a small radius of 50 m, illustrating the significant effect on the small-scale composition of green urban spaces and obtaining similar results on a large scale (Lancaster & Rees, 1979; Clergeau et al., 2001).

Other studies, such as those carried out by Donnelly & Marzluff (2004) and Daniels & Kirkpatrick (2006), find a stronger relationship between native birds and native plants than with non-native plants. Higher species richness and a modification of the community composition in areas dominated by exotic vegetation in comparison with areas with a prevalence of native vegetation were also found by White et al. (2005). Urbanisation also plays the role of biological filter, by favouring a limited number of species (Crocì et al., 2008). Thus, by comparing the bird community of a city with those of the surrounding areas, it can be seen that cities tend to favour the birds nesting in

trees or shrubs, granivores or insectivores, and resident species over migratory species (Allen & O'Connor, 2000).

The urbanisation process is usually known to lead to lower species richness in the city centre than in surrounding areas (Clergeau et al., 2001; Sorace & Gustin, 2010; Turner, 2003). The plant composition, the configuration and the urban-rural gradient also influence the bird fauna (Pellisier et al., 2012). The species richness of insectivore birds is minimally influenced by the structure of areas with trees. However, they are heavily influenced by the proportion of shrubs. This influence is higher in areas with a significant proportion of medium-sized and high buildings (Pellicier et al., 2012). Species with granivorous or omnivorous diets are not affected, as they are well known for their ability to adapt to urban environments (Lim & Sodhi, 2004; Chace & Walsh, 2006). Granivores are influenced by the urban green structure, because they are favoured by the presence of places with many trees isolated from other areas of vegetation; whereas omnivores are influenced by the urban features, because they are favoured by areas with a large number of medium-sized and high buildings. So, we can see that animal communities are affected by both the proportion and the heterogeneity of the buildings, as well as by the composition of urban green spaces. The planning of the structure of urban green spaces, focusing on the spacing between areas of vegetation, and the construction of buildings of different heights, can help maintain or increase the abundance of birds.

In order to assess global biodiversity, it is necessary to study those groups that are ecologically important, easy to collect, reasonably diverse in the area, groups that are easy to identify and for which a minimum of scientific information is available. These groups could act as indicators for other organisms (Agosti et al., 2000). As in the case of birds, arthropods are also considered good bioindicators of the city and environment conservation, since they meet the above requirements. Arthropods know how to take advantage of the slightest opportunity to settle in the city, contributing to its species richness. Species richness is correlated with the resilience (the capacity for recovery or resistance) of the ecosystem and its ability to maintain its functions in the future. However, the impacts and threats are unknown (Sattler, 2009).

Arthropods are excellent candidates for studying the impact of the formation of the urban ecosystems on the environment for many reasons (McIntyre et al., 2001). Arthropods usually have short generation times and respond quickly to the anthropogenic changes in soil and vegetation, so that any change in their environments can alter the roles that arthropods play in the systems (Bolger et al., 2000; McIntyre, 2000).

One example of the biodiversity occurring in urban environments is the urban garden, especially those with trees, which are generally made up of single specimens, showing a high vegetation diversity, and therefore, a large assortment of microhabitats for the different types of arthropods that can become established in them. With the increasing age of a green space, the progress of succession generates a higher number of ecological niches (Sattler, 2009). However, insects with high ecological requirements may have problems finding food resources, although most pests are made up of insects that have developed very effective colonisation features, such as small size,

high breeding rates, the capacity to use food resources and refuges associated with human settlements, as well as a high tolerance of humidity and temperature conditions.

Diptera is one of the most important groups of insects associated with humans due to their lifecycle, with larvae and mobile adults, which provides them with the advantage of being able to adapt to both natural and human environments. The adults' flight capacity together with their excellent eyesight and smell, allow them to locate quickly egg-laying places that guarantee suitable food for the larvae. Mosquitoes associated with agricultural environments have adapted successfully to the environmental changes in cities.

Despite the varying capacity for adaptation of different types of arthropod, their conservation depends of the availability of resources in the environment. The more heterogeneous a location is, the larger the number of ecological niches and number of species it will contain (Whittaker & Field, 2001).

Studies have been carried out on the importance of the age and composition of green spaces on the composition and species richness of arthropods. These studies have taken into account the age, management intensity and the extent of impermeable areas in the green spaces. They have also considered the configuration, composition and response patterns of the functional groups exposed to the ecosystem. These studies reveal that the age of the green space is very important for species richness, since the features of the area change over time, so that the population of arthropods linked to these features change as the ecological succession advances. Moreover, as mentioned above, older locations are more likely to be colonised by non-native species. Therefore, in the end we can find either that we have arthropod species richness and composition that is either similar to or different from the native composition. In some cases, an entirely different population may even develop. The positive correlation with the age of the location is due to the accumulation of immigrants, which in turn is due to the succession in the vegetation (Rebele, 1994). Management intensity is another important factor to be considered, because places with a higher intensity are more disturbed by humans. The disturbance of the location may be also closely related to the maintenance of the initial arthropod community, but it also can make the introduction of exotic species easier, depending of the level of disturbance. Nevertheless, it should be noted that the urban fauna should include generalists and/or alien species, which are not considered targeted species for conservation (Duelli & Obrist, 2003). The impermeable areas in green spaces are perhaps those with a lower degree of disturbance, both with regard to the factors that make up the area and to the arthropod community.

Urban areas are considered places that host a large number of arthropods and cannot being viewed as environments with low species numbers (Sattler et al., 2010). However, we should take into account the fact that the number of species is, in some way, an indication of the conservation value of the species present (Sattler et al., 2010). Global warming as a result of the urban heat island effect (Borstein, 1968) has caused Mediterranean species to invade cities and non-native species have been able to survive after being introduced accidentally by humans (Ward & Harrs, 2005; German et al., 2008; Karakou et al., 2008, Matterson et al., 2008). However, special care must be taken with this aspect, since the dominance of many generalists may also result in a

potential loss in the resilience of the system, because the species composition is more homogeneous across different locations (Hooper et al., 2005).

A large number of arthropod species exploit urban areas due to the warm weather and the fine urban mosaic that they offer. However, urbanisation has always been identified as one of the main causes of the decline in arthropod diversity and abundance (Davis, 1978; Pyle et al., 1981), although the fact that the idea was based on the fact that, due to their global ubiquity, surprisingly little was known about the arthropods' response to urbanisation (McIntyre, 2000). On a global level, the changes in the arthropod community have been blamed on human disturbance due to development. Thus, the conservation of arthropods threatened by urban development is a relevant and urgent issue (Pyle et al., 1981; Clark & Samways, 1997)

The composition of arthropods changes in accordance with soil management approaches, and the patterns are similar in all the taxonomic levels examined. Plant components have been considered an important predictor of the richness and abundance of this community in urban gardens (Smith et al., 2006). Likewise, the composition of arthropods in urban green spaces is going to differ, so that in small urban green spaces, such as private gardens, medians or residential gardens, we are going to find an entirely anthropogenic arthropod community. A large number of arthropods are adapted to living in close proximity to human dwellings or even inside them, where they build their nests and obtain food. These species live in temperature and humidity conditions that differ greatly from those found in large public parks. The low humidity levels found in human dwellings contrast sharply with the excessive humidity levels found in private gardens, due to the frequent watering by their owners, which limits the number of species able to survive under such conditions. On the other hand, in most cases, private urban gardens are composed of exotic species, quite different from the species initially occurring in these locations, and displacing the native species. However, other arthropods, such as ants, feed on the honeydew produced by aphids and defend them against their natural enemies, with Homoptera population levels increasing considerably in the presence of ants (De Bach, 1951; Itioka, 1996; Moreno, 1987) and creating a potential risk of pests in farmland, gardens or urban parks. These environments with specific features have limited species richness, since the arthropod community able to colonise these places represents quite a homogeneous population. Nevertheless, when we assess all the human dwellings with green spaces, this species richness is gratifyingly amplified. Although the low mobility of the species richness is well explained by the heterogeneity variables, the urban variables are also important (Sattler et al., 2010).

As occurs with buildings, the structure composition in green areas has a strong influence on the arthropod community composition. Each of the structures that we find in a green area provides a different microclimate, which will be suitable for each arthropod species to a greater or lesser degree. So, in places with a large number of trees a higher number of microclimates will be available than in those places where only grass is present. Although at first glance both places would seem to correspond to locations with vegetation, grass constitutes an area with high humidity rates and soil with a large amount of roots that could hamper the building of nests. Nevertheless, grass remains an important refuge for small arthropods, which can find high-quantity food there and as well as a place to hide from their predators. Furthermore, in a tree

there are several different microhabitats, since along the trunk there is a series of conditions such as lower humidity to that present in the soil, a higher temperature, due to its exposure to the sun, and a series of cracks in which the arthropods can build their nests. Moreover, along the trunk it is possible to find honeydew coming from aphids as well as from the plant itself, which is used as food by certain species of ant. Leaves fall onto the surface of the soil and create a different microhabitat with higher humidity, which provides of a place for nesting and egg laying, and even protection. Furthermore, the soil under the tree may or may not be covered by vegetation, showing microclimate differences, due to the fact that the exposed soil is dryer and warmer than covered soils because of the higher exposure to solar radiation. Finally, the light, temperature and humidity conditions in the entire shaded zone are different from the surrounding areas, even if they belong to the same urban green space. The thickness of the plant cover on the soil surface also exerts a strong pressure on the ant community, since dense vegetation is detrimental to the foraging or spread of certain species. So, taken together, all these factors provide a wide variability of microhabitats under a tree, which will be selected by different species as their ecological niches.

Soil composition also plays an important role since it makes either easier or more difficult for arthropods to nest and move into the soil. It is basically composed of clay, silt and sand, whose proportions will determine the permeability and compaction of the soil. So, in soils with a high proportion of clay, the high impermeability and compaction of the structure will prevent the movement of arthropods inside, which makes nesting impossible. Standing water in soil does not allow arthropods to settle either. On the other hand, there are soils with high proportion of sand, which will also prevent nesting due to the low stability of the structure.

It is important to take all the abovementioned features into account when planning conservation actions for urban green spaces, since their conservation would appear to be closely linked to arthropod conservation. The quantity and quality of ecotones between structural habitat patches are thought to strongly influence arthropod species richness on a metre scale (Dennis et al., 1998). Thus, studies about insects in fragmented and modified areas by humans are focused on biogeographical processes, edge effects or isolation and the importance of the surrounding matrix (Yamaguchi, 2004, 2005; McFrederick & LeBuhn, 2006). The diversity and structure of the ant community are affected by the disturbance of habitats, so these parameters change over time in accordance with the degree of disturbance they are undergoing (Fox & Fox, 1982; Majer, 1985; Serrano et al., 1993).

The importance of arthropods in the environment is very high. They perform a wide variety of functions in the ecosystem and are of great importance in the functioning of the system. Arthropods deal with soil aeration by forming nests and tunnels for movement. In turn, these hollows in the ground allow for infiltration of water from rain and irrigation, increasing its availability to plants. Moreover, arthropods form part of the food chain, acting as prey, predators and decomposers. They are also involved in the transport and dispersion of seeds, etc. All these functions help regulate the ecosystem and improve its performance.

Like all other arthropods, ants play a key role in the functioning and conservation of the environment. Ants are increasingly considered by authors as a bioindicator group

(Hölldobler & Wilson, 1990). This group has been already used in our community to monitor degraded ecosystems (King et al., 1998; Luque-García et al., 2002; Luque-García & Reyes-López, 2007) or to show the value of certain ecosystems (Ordoñez-Urbano et al., 2007; Carpintero et al., 2008). Furthermore, ants in particular perform many important functions in ecosystems (Folgarait, 1998; Lobry de Bruyn, 1999), such as the infiltration of water or land modification (Hölldobler & Wilson, 1990, 1995; Agosti et al., 2000), benefiting humans by providing ecosystem services such as cleaning water and ensuring soil conservation. However, ants and their services seems to be vulnerable to human disturbance (Bestelmeyer & Wiens, 1996; Bolgar et al., 2000; Thompson & Mc Lachlan, 2007), so that their ability of transform the ecosystem and the linked services provided are compromised, and with that, the resilience of the ecosystem is altered (Nuhn & Wright, 1979; Bestelmeyer & Wiens, 1996).

Ants can be found all over the world and have successfully invaded all environments disturbed by man. Of the over 11,000 existing species (Watt et al., 2002), around 50 are associated with food and urban dwellings. A few species are adapted to nesting inside of dwellings.

The abundance of ornamental plants in the urban environment may facilitate the spread of many ant species from natural areas. These plants support a large number of pests, including aphids and other insects, which can constitute a food resource for ants, whereas others may use structural wood for nesting. Ants have many attributes that make them useful for biological evaluation and monitoring (Andersen et al., 2000; Leponce et al., 2004), especially in cities (Vepsäläinen et al., 2008). They are of ecological importance in most terrestrial ecosystems due to their numbers and biomass (Hölldobler & Wilson, 1990; Passera & Aron, 2005), great bioindicators and useful in conservation planning (Leponce et al., 2004) since they occur in many types of habitat within a large latitudinal range (with the ant fauna in temperate climates being remarkable), and they are easy to sample (Folgarait, 1998). They also are usually stationary in a given location, making their research and sampling more reliable.

Ants are social insects that have evolved since the Cretaceous Period (Folgarait, 1998), although some recent research places their origin in the Jurassic Period (Moreau et al., 2006). This group has over 13.000 described species, whose taxonomy is relatively well known (Watt et al., 2002). Their bibliography is also well known because of their characteristic ecological and ethological adaptability (Hölldobler & Wilson, 1990). Their biology has also been studied thoroughly (Watt et al., 2002) and although the real extent of their contribution to ecosystem processes (Folgarait, 1998) and how the different environmental conditions affect their distribution (Wang et al., 2001) is not known, their participation in the nutrient cycle, decomposition, aeration, bioturbation, pest removal, and the spreading of seeds is worthy of note. Soil aeration and water infiltration rates can be 3 or 6 times better in places with aerator ants' underground nests than in areas without them (Denning et al., 1997; Majer et al., 1987; Lobry de Bruyn & Conacher, 1994). Decomposer ants build tunnels in rotting wood facilitating the decomposition and nutrients allowing bacteria, fungi and water to enter the wood (Knight & Heikkinen, 1980; Lindgren & Mclsaac, 2002). Compiler ants build mounds of straw that serve to increase the availability of nutrients in the soil and contribute to plant aggregation (Petal, 1992; Dean et al., 1997; Lobry de Bruyn, 1999). However, many ants and their services seem to be clearly vulnerable to environmental

changes generated by human disturbance, both spatially and temporally, which could alter the resilience of the ecosystem (Ruiz Heras et al., 2011). Many species of ant have scarce tolerance and respond quickly to environmental changes, so that they are used as bioindicator taxa to evaluate the impact of these changes in biodiversity (Hölldobler & Wilson, 1990; Folgarait, 1998; Agosti et al., 2000; Passera & Aron, 2005; Clarke et al., 2008; Sakchoowing et al., 2008; Sauford et al., 2008).

The ant population present in different habitats that represent a city is not distributed in a homogeneous way. The species diversity changes depending of the distance of the park or garden studied from the city centre. The impact on the myrmecological community is remarkable due to the great differences into its composition. Green spaces located in central parts of the city are subject to a higher level of disturbance and to colonisation by species from surrounding rural areas, where the ecological features are similar to the native features. This colonisation is made difficult by a large amount of obstacles that prevent their arrival. Furthermore, the edge effects are highlighted since it is the most urbanised part of the city. The population of native species ends up being reduced, whilst the population of alien species introduced by humans accidentally increases. The closer urban green spaces are located to the edge of the city, where the levels of pollution urbanisation and land disturbance are lower, this more this island effect also decreases and the higher the number of native species and the lower the number of alien species that can be found, through a strong exchange of species between urban green spaces and their surrounding areas thanks to biological corridors. The differences in ant populations between the inner and outer parts of the city decrease in line with the number of corridors between these locations, and the conservation of native species of plants in urban parks improves, providing of an ecotone far more similar to the primitive one, displaying, at the same time, a lower number of differences with the outer parts.

The study carried out by Ruiz Heras et al. (2011) on three large parks in Madrid (Spain) located at different distances from the city centre confirms the above facts. A higher abundance of Mediterranean species and a species endemic to the Iberian Peninsula can be found in the most central park (El Retiro), whereas this myrmecological composition changed the farther the parks were located from the city centre (Campo del Moro and Casa de Campo). These results from the Campo del Moro showed an increase in the number of the Palearctic species, with their numbers approaching those of Mediterranean species, and 5 species not found in the other parks were also recorded. Finally, in the Casa de Campo Park there was an increase in species, with 18 species not found in other parks and a basically Mediterranean composition, accompanied by 5 African species, 3 endemic species and one invasive species. If we compile all these results with those obtained in another study carried out in the Iberian Peninsula by Dominguez Melgar et al. (2009), both studios confirm that most modern parks have a higher number of alien species and higher fluctuations in species richness, whereas older parks present non-anthropophilic species and the species richness is more stable over time.

One of the problems of finding non-native species in parks is that they are usually highly adaptable species and the introduction of species with successful adaptation tends to cause a homogenisation of the communities (Holway & Suarez, 2006). The presence of non-native invasive ant species decreases the probability of native species

remaining in many communities and ecosystems (Sakai et al., 2001), so that breaks up the ant communities and their interspecific relationships in colonised areas (Holway et al., 2002; O'Dowd et al., 2003). Parks and gardens with microclimates characterised by a regular input of water and abundant vegetation, often of exotic origin, are suitable places for these kinds of imported species, especially in the southernmost coastal towns of Spain (Reyes & Espadaler, 2005), due to the fact that the biogeographical distribution of these species is associated with environmental covariates, including canopy cover, the weather, the weather and the human activity (Thomas & Holway 2005; Kestrup & Ricciardi, 2009), establishing them in humanised habitat, from which they can spread to continuous natural and semi-natural habitats (Iwata et al., 2005). So, ants, like other arthropods, respond strongly to the temperature, being affected by the island heat effect (Kim, 1992), with the temperature being one of the determining factors for the distribution of ant species across the continents. On the other hand, land management for commercial purposes can facilitate colonisation by invasive species from previously invisible areas (Menke & Holway, 2006; Pauchard et al., 2009), or create conditions that allow the invasive species to enter and exclude native species (Mac Dougall & Turkington, 2005; Menke et al., 2007; King & Tschinkel, 2008).

With regard to alien species, one of the species found in some parks in the Iberian Peninsula and whose range is constantly expanding across the globe, is the Argentine ant (*Linepithema humile*), whose presence is remarkable in Spanish parks with a more Mediterranean influence, occurring in 4 of the 14 urban parks studied in Andalusia (Reyes & Carpintero, 2006; Reyes & Carpintero, 2014; Carpintero & Reyes, 2014), constituting a high threat to the native ant population. Its distribution range is limited to areas with warm, Mediterranean weather and high humidity. Arid zones and cold weather limit the growth of the colony and its reproduction (Holway et al., 2002; Carpintero et al., 2007, Rowles & O'Dowd, 2007; Abril, 2008).

Returning to the features of ants remaining in urban habitats, it could be said that they usually display generalist and/or opportunist feeding and nesting habits, which allow them to be linked to humans. This agile behaviour also allows the colonies to respond to physical or chemical disturbance, utilising suitable places and becoming competitively dominant (Silverman, 2005; Uno et al., 2010). However, ecosystem services (water purification, climate regulation, etc.) can be transformed by human activities that alter the diversity of species that play a particular ecological role in animal communities (Elmqvist et al., 2003; Hooper et al., 2005; Dobson et al., 2006).

So, one studio carried out with four different types of ant (aerators, decomposers, compilers and generalists) reveals the different trends facing habitat anthropisation, observing how aerators and decomposers decrease with in line with human development (Monte et al., 2008). These trends show clearly the effect of urbanisation on different populations with diverse specialisations, since in cases of above 30-40% disturbance, diversity and species richness start to decrease, showing the vulnerability of ants and their services to the ecosystem.

At the same time, these species will use the different resources that the environment offers as nesting places, revealing different preferences for small, long or spherical nests, in both natural and urban locations, highlighting the importance of the nesting resources to ant communities in urban green spaces (Russell Friedrich & Stacy M.

Philpott, 2009), since in both natural and disturbed environments, as well as farmland and secondary forests, the viability, size and diversity of nesting places are limited for the ant community (Herbas, 1986; Kaspari, 1996; Foitzik & Heinze, 1998; Fonseca, 1999; Armbrecht et al., 2004; Philpott & Foster, 2005), because of the remarkable preference for the small holes as opposed to the long or deep holes (Russell Friedrich & Stacy M. Philpott, 2009). The less altered urban green spaces usually reveal a higher abundance, confirming the significant differences of ants in the viability of nesting in different habitats and their specialisation in the requirements of resources for their presence in a given ecotope.

One example of the importance of the resources offered by an environment is reflected in the study of abundance and species richness carried out in New York City (Pećarević et al., 2010), where the area and composition of the urban green spaces are more important than the age of the location, showing higher diversity and species richness in ants in large parks, where the variability of the habitat was higher allowing for a higher number of species, because ants found in this study tended to be distributed along zones with the same or similar features to those studied in their biology. However, if ants are able to forage in both green areas and intermediate areas, the species richness should be independent of their attributes, so this habitat selection could be due to the nesting resources. On the other hand, the island function of some places in the city can be recognised through the fact that the majority of the species found in the city centre were non-native, with a higher abundance of *Tapinoma sessile*. This fragmentation of the ecosystem present in urban landscapes has been studied, mainly focusing on the biogeographical consequences of the creation of fragments of different size, age and degree of isolation. This has also shown that species richness is correlated with the age and the area of the fragment, but not always with the degree of isolation (Davis & Glick, 1978; Faeth & Kane, 1978; Crowe, 1979; Hobbs, 1988; Soulé et al., 1988; Niemelä, 1999; Fernandez-Juricic, 2000), concluding that the degree of isolation depends on the distance between the fragments, the nature of intervention of the environment and the properties of the species present (Beeby, 1993; Wiens, 1997).

Once again, in the study carried out in several parks of the city of Tokyo (Yamaguchi, 2005) the influence of the size of the area over the ant population is highlighted, showing a positive correlation between the two factors mediated by a larger availability of resources such as a larger number of suitable places for nesting. So, the decrease in or fragmentation of the habitat forces the population to form metapopulations (Yamaguchi, 2005), which correspond to spatially structured populations consisting of different units separated by barriers or spaces and connected by dispersive movements. At the same time, a positive relationship between the probability of the species occupying patches and its size is expected for some metapopulations (Hanski & Gilpin, 1991; Hanski, 1994). In contrast to these ideas, some studies show how the creation of urban gardens constitutes a way to conserving native species in those urban environments where natural habitat loss leads to the loss or extinction of this myrmecofauna, which would find refuge in those urban green spaces (Ruiz Heras et al., 2011).

Ultimately, one could say that all the factors present in an urban green space are important for the determination of the Formicidae community found in a given location,

which, due to the role they play as bioindicators, will facilitate information about the level of conservation-disturbance.

Finally, taking into account all the factors that affect to the myrmecofauna occurring in an urban garden, and the importance of the creation of the urban green spaces for the conservation of native fauna, we wanted to carry out the present detailed study of the influence that the different structural and environmental variables of 9 urban gardens in the city of Córdoba (Andalusia, Spain) exert over their myrmecofauna. Our aim was to highlight the importance of the role that each variable plays in the conservation of native species for planning the creation of new gardens or the modification of those already existing with a view to promoting respect for the environment and contributing to the development of the citizen environmental awareness.

Resumen / Abstract

Taken into account the role ants can play as bioindicators, we carried out a 10-year study in 9 different urban parks in Córdoba (Andalusia, Spain), in order to find out how habitat features affect the abundance and species richness of ants on small and large scales.

Starting with a faunal study of the myrmecofauna present in each of the parks used in the study (using pitfall traps, as main method, as well as Berlese and direct search), an analysis was carried out to know the influence of the age and the distance from natural and seminatural areas on the biodiversity in urban gardens. Also, 16 different features present in the surrounding microhabitat of the pitfall traps (such as presence of tree or shrubs, stones and leaf litter...) were analysed in order to establish a relationship between these variables and the species of ants found in each pitfall trap taking into account the effect of the invasive ant *Linepithema humile* on the other species. Once the relationship with the microhabitat was known, the effect of the climate features as determining factors of the myrmecofauna occurring in urban parks was also studied, taking chance to use the weather station installed on the Campus of Rabanales. Finally, the effect of the features of macrohabitat, such as canopy cover and humidity, on the ant community were assessed.

As expected, due to the specificity of this bioindicator group, the biodiversity of ants present in urban gardens is totally dependent on microhabitat and climate features, as well as is dependent on the age and location of the park, even in damped ecosystems such as urban parks, whereas the effect of the macrohabitat is almost imperceptible.

Material y Métodos general / Material and Methods

Zona de estudio

La ciudad de Córdoba se encuentra situada al sur de la península ibérica, en una depresión a orillas del río Guadalquivir y al pie de Sierra Morena (UTM: 37°53'14,43"N; 4°46'45.78"W). Debido a su posición, presenta un clima mediterráneo continentalizado con influencias atlánticas, siendo los inviernos suaves, aunque con algunas heladas, y los veranos muy calurosos con importantes oscilaciones térmicas diarias y temperaturas máximas que superan los 40°. Las precipitaciones se concentran en los meses más fríos y presenta una fuerte sequía estival.

La toma de datos se ha realizado en nueve parques y jardines de la ciudad de Córdoba: Parque de la Asomadilla, Parque Cruz Conde, Jardín Botánico, Jardines del Plan Renfe, Jardines de Elena Fortún, Jardines del Colegio Mayor Ntra. Sra. De la Asunción, Jardines del Campus Universitario de Rabanales, Jardines de Doctor Alfonso Carpintero y Jardines de Vallellano.

El Jardín Botánico de Córdoba se encuentra situado al borde del río Guadalquivir y consta de una extensión de 5,5 ha. Es miembro de la Asociación Ibero-Macaronésica de Jardines Botánicos, y del BGCI, presentando trabajos para la Agenda Internacional para la Conservación en los Jardines Botánicos. Fue fundado en julio de 1980, a iniciativa de un grupo de profesores de la Universidad de Córdoba. Cuenta con diversas zonas entre las que se encuentran una colección sistemática, una escuela agrícola, el jardín tacto-olfativo, el arboretum (donde se pueden encontrar árboles y arbustos simulando un bosque natural), la rosaeda (compuesta por distintas especies del género rosa), los invernaderos de la plaza central (donde se exhibe la colección de endemismos canarios más completa fuera del archipiélago canario), los invernaderos de Flora Americana y el conservatorio (zona de 7.000 m dedicada exclusivamente a la conservación de poblaciones de especies silvestres andaluzas en peligro de extinción, con vistas a reintroducciones al medio natural, entre los que figuran *Betula pendula* y *Taxus baccata*).

El Parque de la Asomadilla es un parque urbano de 27 hectáreas, que se encuentra en la zona norte de la ciudad de Córdoba. Es el segundo parque más amplio de Andalucía tras el Parque del Alamillo en Sevilla. La primera propuesta de construcción del parque se remonta al año 1983, comenzando las obras a finales del año 2004 y culminando éstas en marzo del 2007. Presenta una topografía ligeramente irregular, con una suave pendiente longitudinal noroeste-sureste. Fue diseñado para simular un bosque mediterráneo con 18 especies autóctonas de la flora mediterránea, con espinos, granados, encinas, alcornoques o quejigos procedentes de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

El Parque Cruz Conde se construyó durante los años 1950 por iniciativa del alcalde Antonio Cruz Conde. En 2010 se llevaron a cabo obras de mejora y acondicionamiento del espacio, abriéndose nuevamente en mayo del 2011. Algunas de las reformas han consistido en cubrir la zona central y los caminos con un material de terrizo natural, siendo así la zona central en la más afectada por la remodelación quedando

convertida ahora en una zona de paseo debido a la eliminación de los estanques, la instalación de bancos y el plantado de rosales y magnolios. Las distintas especies vegetales que podemos encontrar en él son: retamas, pitósporos, fotinias, hibiscos, adelfas, lilos, durillos, fitolacas, senecios, parkinsonias, cipreses mediterráneos, espireas, brachichiton, guayaba del Brasil (*Feijoa sellowiana*), aligustres, álamos, sauzgatillos, cedros, árboles del paraíso (*Eleagnus angustifolia*), madroños, melias, granados, transparentes, magnolios, senecios, almendros, eucaliptos, moreras, mirtos, cotoneaster, acacias, acacias rosas, acacia de tres espinas, jazmines amarillos y viburnos.

El Campus universitario de Rabanales fue fundado en 1999. Se encuentra situado en el sur de la Península ibérica, en la provincia de Córdoba, a 3 km al este de la ciudad de Córdoba y ocupa una extensión de más de 20 ha. Se sitúa en la antigua Universidad Laboral de Córdoba, la cual fue fundada en 1956 y posteriormente reformada dando lugar al actual campus universitario, fecha en la que entraron en funcionamiento los cuatro jardines presentes en la misma: el jardín del aulario (con varias reformas, la última en 2010), el jardín del estanque (el cual sufre importantes sequías en los meses cálidos), el jardín del paraninfo (sujeto a un buen mantenimiento) y el jardín del salón de actos (es el más antiguo y se trata de un jardín formado por una zona de césped y una gran cantidad de árboles entre los que predomina *Pinus halepensis*. En el centro, se halla situado el salón de actos, cuya escalera principal está orientada hacia el paraninfo.

Los Jardines de Vallellano fueron inaugurados en julio de 1955. Recientemente, la zona ajardinada ha sufrido una amplia remodelación, eliminándose algunos árboles y construyéndose amplios paseos enlosados que han sustituido a los terrizos. En estos jardines se encuentra una gran cantidad de especies arbustivas y arbóreas, algunas de gran porte debido a su edad, entre las que se encuentran la adelfa, el árbol de Júpiter, la casuarina, el cedro, el ciruelo de Japón, la espina de Jerusalén, el eucalipto, el fresno, el magnolio, la mimosa, la palma excelsa, el árbol del paraíso, el sicomoro, la washingtonia y la yuca.

Los Jardines de Doctor Alfonso Carpintero se encuentran situados en la parte nororiental de la ciudad. Su construcción comenzó en el año 2005. Forman una pantalla de jardines que separa los edificios de viviendas de la zona. Se trata de una zona de uso industrial.

El Parque Elena Fortún es conocido popularmente como Los Lagos o Parque de Poniente. Se sitúa en el extremo occidental de la ciudad, en el distrito del barrio de Poniente. Data de la década de 1990, cuando se configuró el nuevo barrio.

Los Jardines del Plan RENFE surgieron tras la liberación de los terrenos que RENFE mantenía en la ciudad. Se encuentran situados en pleno centro de la ciudad y fueron construidos sobre el año 2002. Están formados por zonas ajardinadas donde podemos encontrar distintos tipos de árboles y arbustos, acotadas por amplias zonas enlosadas con grandes fuentes que se encuentran en funcionamiento durante los meses más cálidos del año.

Los Jardines del Colegio Mayor Ntra. Sra. De la Asunción. El colegio mayor fue erigido en 1577, aunque ya funcionaba desde 1569, siendo declarado "seminario" en

1588. fueron construidos en el año 1976. Poco después pasó a manos de los jesuitas y en 1767 pasó a depender del Patronato Real. En 1847 llegó a ser Instituto Provincial de Enseñanza. En 1887 el Instituto deja de ser Instituto Provincial y pasa a ser Nacional con las dotaciones y retribuciones con cargo a los presupuestos del Estado. En 1905 pasó a denominarse General y Técnico. Así, en 1976, después de algo más de 400 años de historia, sus locales son transferidos a la nueva Universidad de Córdoba, actualmente Rectorado de la misma.

Métodos

El principal sistema de muestreo que se ha utilizado han sido las trampas de caída ("pitfall traps") colocadas a ras de suelo. Las trampas de caída constituyen un método muy extendido en los estudios faunísticos y ecológicos sobre invertebrados epigeos, porque permiten dar una buena indicación de la importancia de las diferentes especies en el suelo, además de evitar problemas relacionados con los ritmos diarios de actividad (Greenslade & Greenslade, 1984). El recipiente utilizado como trampa, fue un vaso de plástico traslúcido de 5,7cm de diámetro en la apertura superior, 5cm en la base, una profundidad de 7,3cm y con una capacidad de 150cc (REF. 409702, DELTALAB SL.). En su interior se colocaban unos 50cc de agua con unas gotas de detergente para reducir la tensión superficial, sin añadir ningún tipo de atrayente ni de sustancia conservante.

Con el fin de obtener la mayor información posible de la población de formícidos existente en los jardines de estudio, se utilizaron como métodos complementarios la búsqueda directa y el embudo Berlese. El uso del Berlese es una técnica usual que permite capturar las especies de hormigas que se mueven entre la hojarasca y el suelo.

Para el desarrollo del estudio se han tenido en cuenta distintos parámetros que pueden afectar al microhábitat de las zonas verdes urbanas, teniendo en cuenta tanto la localización de la trampa de caída respecto a la vegetación, como diversas características del medio (presencia de hojas, presencia de rocas...). En la Tabla 1 figuran los parámetros tenidos en cuenta para el estudio.

Tratamiento estadístico

Para determinar la posible relación entre los distintos parámetros que caracterizan el microhábitat de una zona y las especies presentes en ella, se ha realizado un tratamiento estadístico utilizando como herramientas los paquetes Statistica (StatSoft, Inc. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com) y Past (versión 3.1, Øyvind Hammer, Natural History Museum, University of Oslo [ohammer(at)nhm.uio.no]). Estos cálculos se han realizado tanto con el número total de obreras capturadas de cada especie, así como utilizando un sistema binario en el que solo se indica la presencia o ausencia de cada especie independientemente del número de individuos capturados de cada una de ellas. Durante dicho tratamiento se ha llevado a cabo el cálculo de distintas estadísticas no

paramétricas, entre las que se encuentra el coeficiente de correlación de Spearman, cuyos resultados miden la asociación o correlación existente entre las variables tenidas en cuenta para el estudio a nivel de microhábitat y las distintas especies presentes en los parques, tratándose de un estudio muy sensible a cualquier tipo de relación.

Una vez determinada que la presencia de cada una de las especies está ligada a la presencia de los parámetros del microhábitat, se realizó un análisis lineal del discriminante con cada uno de los parámetros por separado y las distintas especies encontradas. Los resultados mostrarán las relaciones lineales existentes entre las especies y las variables de microhábitat utilizadas, pudiéndose determinar las especies realmente importantes en el modelo. En este estudio, las especies actúan en bloque, por lo que es menos sensible a las relaciones.

La presencia o no de una especie en una determinada zona puede verse afectada, además de por los distintos parámetros que determinan el microhábitat, por las relaciones interespecíficas desencadenadas por la presencia de otras especies en la misma localización. De este modo, estas interacciones pueden dar lugar a un aumento en la presencia de otra especie o bien un desplazamiento de la misma. Para determinar dichas relaciones interespecíficas se llevó a cabo un nuevo cálculo del análisis lineal del discriminante utilizando en este caso como variables únicamente las especies, con el fin de determinar si la presencia de algunas especies es influyente sobre la presencia del resto de las especies del jardín. Posteriormente, debido a que se ha comprobado la presencia de *Linepithema humile* en varios de los jardines urbanos usados en el presente trabajo, se ha realizado un nuevo cálculo del análisis lineal del discriminante con el objeto de determinar el efecto de su presencia sobre el resto de la biodiversidad de formícidos.

El cálculo del análisis de la varianza (ANOVA) fue llevado a cabo con el fin de analizar las diferencias entre las medias de los distintos grupos; seguido del cálculo de los descriptivos, con el fin de acotar aún más la influencia de la presencia de los distintos parámetros del microhábitat, así como la presencia de *Linepithema humile*, en la presencia o no del resto de las especies en un lugar determinado.

Finalmente, para determinar las posibles diferencias en composición faunística debido a diferencias en la antigüedad, así como en las distancias de los jardines a las zonas naturales, el efecto de las variables climáticas y el efecto de las variables del microhábitat, se llevaron a cabo dos tipos de análisis multivariantes, el análisis lineal del discriminante y el análisis de correspondencia, cuyos resultados fueron corroborados con los resultados obtenidos mediante el análisis de correlación de Spearman y un análisis de regresión múltiple.

TABLA 1. Parámetros utilizados en el estudio de microhábitat.

Parámetros	Descripción
PAR	Pie de árbol
BAR	Bajo árbol
PARB	Pie de arbusto
BARB	Bajo arbusto
CTOC	Cerca tocón
CSET	Cerca seto
CBOR	Cerca borde
CES	Césped
CESS	Césped espeso
DES	Descubierto
HERB	Presencia de herbáceas
HERBD	Presencia densa de herbáceas
ROCA	Presencia de rocas
HOJAS	Presencia de hojas cubriendo el suelo
TPER	Terreno perturbado por acción humana
BORDE	Cerca del borde

Location of Córdoba gardens: 1. Cruz Conde, 2. Escritora Elena Fortún (Zoco), 3. Paseo de la Ribera, 4 Balcón del Guadalquivir, 5.Vallellano, 6. Mercacórdoba, 7. Plan Renfe, 8. Jardín de la Agricultura, 9. Antigua Veterinaria, 10. Ntra. Sra. De la Asunción, 11. El Sordillo, 12. Dr. Alfonso Carpintero, 13. El Carmen, 14. Carlos III, 15. El Naranjo, 16. La Asomadilla, 17. Campus Universitario de Rabanales, 18. Las Quemadas.



Capítulo 1. Estudio Faunístico / Faunistic Studio

Myrmecofauna de los jardines de Córdoba: 12 años de muestreo

Introducción

Uno de los mayores problemas en las últimas décadas es la creciente urbanización, llegando a ocupar, e incluso a inhabilitar, en algunas ocasiones, suelo fértil y áreas próximas a ecosistemas altamente vulnerables (Acosta et al., 2012), lo cual se ve reflejado de forma negativa sobre la riqueza y biodiversidad existente. Es en este contexto, donde las zonas verdes urbanas juegan un papel crucial en el mantenimiento de la biodiversidad de la artropofauna de los medios urbanos mediante la facilitación de áreas verdes, como posibles nichos ecológicos para distintas especies. Sin embargo, la influencia que estas zonas verdes urbanas ejercen sobre la biodiversidad es un tema de gran controversia, ya que las labores de mantenimientos a las que están sujetas, como el continuo regadío y poda, pueden suponer un factor esencial para la colonización de la zona por especies exóticas (Reyes López & Carpintero, 2014).

Bajo este contexto, la fauna constituye un aspecto importante en los estudios de biodiversidad, siendo los invertebrados los animales más exitosos y prolíficos del planeta, y entre éstos, los insectos son los más numerosos y diversos organismos de la Tierra (Khot et al., 2013). De este modo, los estudios taxonómicos de la fauna regional y estatal han adquirido un papel relevante, no solo para propósitos zoogeográficos, sino también para la definición de estrategias de conservación y soporte para generar listas rojas de especies (Magalhães de Souza et al., 2013). A su vez, el hecho de que las especies posean características biológicas únicas con respecto a la distribución, ecología y comportamiento (Vergara-Navarro & Serna, 2013), da lugar a conclusiones ecológicas parciales o distorsionadas, si la información taxonómica está incompleta (Prance, 1986; Vélez, 1990). Todo esto, junto a la pérdida de biodiversidad provocada por el aumento de la urbanización, ha concluido en una mayor valoración de los estudios de biodiversidad, con el desesperado intento de los ecologistas de documentar la biodiversidad mundial frente a las perturbaciones sin precedentes, la pérdida de hábitat y las tasas de extinción (Quadros et al., 2009). Además, el estudio de la biodiversidad tiene un valor intrínseco como medio para mejorar nuestra comprensión sobre la estructura y funcionamiento de las comunidades ecológicas (Mc Arthur et al., 2000).

Uno de los grupos faunísticos cada vez más usado en los estudios de biodiversidad son las hormigas, consideradas uno de los grupos de artrópodos mayormente distribuido a nivel mundial y colonizadoras de una gran variedad y cantidad de ecosistemas (Lenda et al., 2014), por lo que interactúan con una gran variedad de organismos de todos los niveles tróficos (Fittkau & Klinge, 1973; Agosti et al., 2000). Debido a características como su sensibilidad ante los cambios medioambientales (Agosti et al. 2000; Andersen et al. 2002; Andersen & Majer 2004), la diversidad de roles ecológicos que juega y, como se ha indicado anteriormente, su amplia distribución, las hormigas han sido consideradas grupo bioindicador (Hölldobler & Wilson 1990; Andersen, 1993, 1997a; Andersen & Yen, 1992; Peck et al., 1998; New, 2000; Ottonetti et al., 2006; Araújo et al., 2004, Badji et al., 2004, Bickel & Watanasit,

2005, Ribas et al., 2007). Por ello, han sido herramienta de estudio de la biodiversidad tanto de medios naturales como urbanos en diversas comunidades españolas. Fruto de ello, son los trabajos publicados en los últimos años sobre la mirmecofauna de zonas urbanas en Madrid (Ruiz Heras et al., 2011) y Andalucía (Carpintero Ortega & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero Ortega, 2014), entre otros.

Los datos aportados por el estudio faunístico de una zona constituyen, a su vez, un método rápido y directo de evaluación de las características medioambientales de una zona, ya que las distintas proporciones de especies generalistas/oportunistas, especialistas e exóticas/invasoras, nos facilitan una medida de la perturbación de la zona. Así, la inventariación de la mirmecofauna de las zonas verdes urbanas puede proporcionar no solo los datos necesarios para determinar el estado de conservación de la fauna nativa, sino también conocer la posible llegada de especies exóticas y/o invasoras como supuesta amenaza de la fauna nativa, así como los datos necesarios para la determinación de ciertas medidas correctoras para el mantenimiento del ecosistema nativo.

Teniendo en cuenta la información que un estudio faunístico proporciona, y la relevancia de sus datos desde el punto de vista ecológico, hemos llevado a cabo este estudio de biodiversidad en nueve jardines con distintas localizaciones en la ciudad de Córdoba (Andalucía), con el fin de crear un primer inventario de las especies presentes en ellos que sirva como base para el desarrollo de un estudio ecológico de mayor embergadura.

Material y Métodos

El presente trabajo se ha desarrollado en distintos jardines urbanos de la ciudad de Córdoba. Córdoba se encuentra situada entre orillas del río Guadalquivir y los pies de Sierra Morena, al sur de la península ibérica. Los jardines utilizados para ello se encuentran situados en distintos puntos de la ciudad, e incluso, en sus alrededores, como es el caso de los jardines del Campus Universitario de Rabanales.

Como método de muestreo principal se utilizó la colocación de trampas de caída ("pitfall traps"), siendo el uso de embudo Berlese y la captura directa los métodos complementarios a este.

Las trampas de caída ("pitfall traps") constituyen un método ampliamente empleado en los estudios de biodiversidad de invertebrados epigeos debido a su facilidad de manipulación y colocación, su bajo coste económico y la eliminación de los problemas relacionados con los ritmos circadianos de actividad (Greenslade & Greenslade, 1971; Cerdá & Retana, 1988, Carpintero et al., 2007), siendo recomendadas como parte del protocolo estándar de medida de biodiversidad (Agosti et al., 2000).

Cada trampa estaba formada por un recipiente de plástico traslúcido de 5,7 cm de diámetro de apertura superior, 5 cm en la base y una profundidad de 7,3 cm, con una capacidad total de 150 cc (REF. 409702, DELTALAB S.L.). Estos recipientes fueron colocados a ras del suelo, introduciendo en su interior 50 cc de agua con unas gotas de detergente para reducir la tensión superficial, pero sin ningún otro tipo de sustancia.

Estas trampas fueron colocadas en un número múltiplo de 10 trampas dispersas por la mayor cantidad de hábitats diferentes de cada una de las zonas de los parques estudiados. Tras un periodo de 48 horas, fueron retiradas del suelo.

Para la captura de aquellas especies que se mueven por la hojarasca y la capa superficial del suelo se utilizó el método Berlese. Este método consiste en tomar muestras de suelo y hojarasca y de positarlas en un tamiz iluminado por un foco y colocado encima de un embudo que desemboca en el interior de un recipiente con alcohol. Debido al carácter fotofóbico de algunas de estas especies edáficas y al gradiente de temperatura y humedad creado por el foco de luz, dichas especies migran hacia la parte inferior, cayendo finalmente en el recipiente con alcohol.

En este trabajo se ha llevado a cabo un estudio de la mirmecofauna de nueve parques situados en la ciudad y alrededores de la ciudad de Córdoba. Los parques utilizados en el presente estudio de biodiversidad son: Parque de la Asomadilla, Parque Cruz Conde, Jardín Botánico, Jardines del Plan Renfe, Jardines de Elena Fortún, Jardines del Colegio Mayor Ntra. Sra. De la Asunción, Jardines del Campus Universitario de Rabanales, Parque Doctor Alfonso Carpintero y Jardines de Vallellano (ver apartado 2. Material y Métodos general - Zonas de Estudio para más detalles).

Resultados

Un total de 48 especies, compuesto por representantes de 5 subfamilias y 22 géneros distintos, fueron capturadas en el estudio llevado a cabo en un total de nueve jardines situados en distintas localizaciones de la ciudad de Córdoba.

Subfamilia Dolichoderinae

Linepithema humile (Mayr, 1868)

Se trata de una especie invasora, principal componente del cambio global, causando fuertes pérdidas de biodiversidad (Arim et al., 2006). Es una hormiga de origen sudamericano, probablemente de Brasil, que en la actualidad es cosmopolita (Suai-Cano et al., 2002). Su modelo de colonia es poligónica y unicolonial. Es conocida como hormiga argentina y su presencia en la región mediterránea está muy ligada a la presencia humana. De alimentación típicamente omnívora, aprovecha la melaza producida por algunos insectos, así como otras sustancias azucaradas. Se trata de una especie muy eficaz en el cuidado y protección de pulgones, pues ataca y desplaza a las larvas de neurópteros y de sírfidos (Diptera), si bien raramente molesta a los coccinélidos (Bristow, 1991b).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011), Islas Baleares (Gómez & Espadaler, 2006), Azores (Wetterer et al., 2004), Santa Helena (Territorio británico de ultramar, Reino Unido) (Wetterer et al., 2003) y Uberlandia (Brasil) (Pachecho Y Vasconcelos, 2007).

Incluida en el grupo funcional de especies Invasoras y/o Exóticas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Tapinoma madeirense (Emery, 1925)

Especie euromacarronésica, no muy abundante pero distribuida por toda la Península Iberica (Del Campo Gracia *et al.*, 2014), procedente de Madeira y sur de Francia (Seifert, 2012). Conocida como *Tapinoma erraticum* var. *madeirense* (Forel, 1895) fue elevada a especie por Espadaler (Ruiz Heras *et al.*, 2011).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Zach Lieberman. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Tapinoma erraticum (Latreille, 1798)

Se trata de una especie muy combativa que vive preferentemente sobre terrenos rocosos soleados o sobre arenas muy permeables. Se distribuye por toda Europa y por Asia occidental y central (Suay-Cano et al., 2002). Es una especie termófila que también puede encontrarse presente en áreas costeras. A pesar de ello, anidan en gran variedad de sitios, en las aceras de las ciudades, en el suelo, bajo rocas, en árboles... Sus obreras son muy ágiles y suelen verse con facilidad en horas de alta exposición al sol. Es una especie sobre todo afidícola (Bernard, 1968), perteneciente al grupo de elementos mediterráneos, que se encuentran fácilmente forrajeando a cualquier hora del día. Puede actuar también como carroñera. Suelen desarrollar una fundación de colonias poliginica.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: April Nobile. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Tapinoma nigerrimum (Nylander, 1856)

Elemento paleártico (Tinaut, 1981), muy común en toda la región mediterránea (Bernard, 1968). Pionera en muchos ecosistemas (Acosta et al. 1983c, Tinaut et al., 1994) y típica de zonas alteradas (Restrepo et al., 1985) por lo que aunque se halla más ligada a suelos xerófitos y tiene un carácter termófilo, no es extraño encontrarla en zonas inundables. A pesar de ello, no está considerada como una especie invasora, pero sí como especie colonizadora y oportunista (Cerdá & Retana, 1988) y a veces llega a formar plagas. Su actividad es diurna en los meses de menor temperatura y nocturna en verano. Su alimentación es omnívora, fundamentalmente de melazas de áfidos y animales. Forma nidos amplios, poblados, que llegan a tener hasta 1m de profundidad, con entrada visible con domos de tierra removida. Necesitan que los hormigueros se calienten mucho.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (RUIZ HERAS et al., 2011) y Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Estella Ortega. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Subfamilia Formicinae

Camponotus barbaricus (Emery, 1905)

Bernard (1945) le atribuye una distribución generalizada en el norte africano. Es una especie preferentemente arbórea, cuya alimentación se basa en secreciones azucaradas producidas por los áfidos, aunque también se alimentan de otros artrópodos. Es termófila, de modo que limita su distribución a la mitad sur de la Península y a la zona mediterránea, existiendo citas en Tarifa (De Haro & Collingwood, 1977), entre otras. Presenta un fuerte dimorfismo morfológico en las obreras, de modo que se puede diferenciar entre las minor, obreras, y las mayor, o soldados. Estas últimas son fácilmente diferenciables debido a su gran tamaño.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y parque de la Ciutadella (Barcelona) (Roig & Espadaler, 2010).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Camponotus fallax (Nylander, 1856)

Especie conocida de Europa central y meridional. Frecuente en Francia e Italia mediterránea (Bernard, 1968).

Se trata de una especie típicamente forestal, arborícola (Espadaler & Nieves, 1983), cuyos nidos suelen fundarse en el interior de grandes ramas de árboles o agallas (Ortiz & Tinaut, 1987). Su alimentación es tanto afidícola como carnívora, siendo cazadora de pequeños artrópodos. Es una especie oportunista no agresiva, sumisa ante otras especies (Czechowski et al., 2012).

Citada anteriormente en zonas verdes urbanas de Madrid (RUIZ HERAS et al., 2011), así como de Córdoba y Sevilla (Reyes López & Carpintero, 2014; Carpintero & Reyes López, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies especialistas de frío y/o sombra, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Camponotus figaro (Collingwood & Yarrow, 1969)

Especie ibérica, cuya distribución corresponde principalmente a España y Portugal (Borowiec, 2014). Radchenko (1997), considera esta especie una especie derivada de *C. piceus*. Al igual que el resto de las especies del mismo género, su alimentación se basa en secreciones azucaradas de áfidos y pequeños artrópodos. Pueden utilizar piedras como lugar de nidificación (Ruiz *et al.*, 1999).

No ha sido citada anteriormente en zonas verdes urbanas.

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Ryan Perry. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Camponotus foreli Emery, 1881

Esta especie se distribuye por el oeste mediterráneo y se ha encontrado en vertidos de residuos, espacios secos abiertos y estepas (Suñer, 1982). Se trata de una especie termófila con un patrón de actividad diurno correlacionado con la producción de néctar

(Retana et al., 1987). Su alimentación se basa en secreciones azucaradas, aunque también se alimenta de pequeños artrópodos.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).

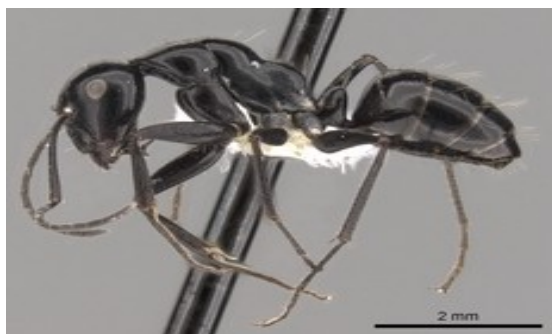


Foto: Ryan Perry. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Camponotus lateralis (Olivier, 1792)

Se distribuye principalmente en el sur y centro de Europa y en la parte meridional de Europa del este (Seifert 2007) y Turquía. Especie arborícola con amplia distribución en el mediterráneo (Tinaut et al., 1994), que nidifica en los troncos o en su base y se alimenta de la melaza de los áfidos (BERNARD, 1968).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies especialistas de frío y/o sombra, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Camponotus micans (Nylander, 1856)

Es una especie ibero-norteafricana, con amplia distribución mediterránea (Tinaut, 1981), aunque algo irregular, siendo muy frecuente en Andalucía, sobre todo en zonas áridas (Tinaut, 1989). Tiene cierta tendencia por los bosques aclarados de encinas, aunque también se pueden encontrar en ambientes despejados y con elevada insolación, como los tomillares. Esta especie es de alimentación omnívora basada en secreciones azucaradas de áfidos, aunque también puede alimentarse de pequeños artrópodos. Así, las asociaciones con áfidos son muy frecuentes. Sus colonias suelen ser numerosas y suelen habitar en climas cálidos y secos, donde el verano es más acusado que el invierno.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Camponotus pilicornis (Roger, 1859)

Endemismo ibérico (Tinaut 1981; De Haro & Collingwood, 1988). Especie boscófila (Tinaut, 1981), que aunque nidifica en el suelo, cerca del pie de tronco, sube a éstos para alimentarse de la melaza de los áfidos, por lo que es fácil encontrarla buscando alimento en árboles o grandes arbustos.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011) y Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Cataglyphis hispanicus (Emery, 1906)

Se conoce de la Península Ibérica (Tinaut, 1989a) y de Marruecos (De Haro & Collingwood, 1997). Considerada endemismo ibérico (Tinaut, 1990), se trata de una especie insectívora muy abundante en la cuenca del río Guadiamar (Luque *et al.*, 2002). Se trata de una especie que aparece en áreas abiertas entre los árboles (Redolfi *et al.*, 1999).

No ha sido citada anteriormente en zonas verdes urbanas.

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: www.antstore.net

Cataglyphis rosenhaueri (Santschi, 1925)

Endemismo ibérico (Tinaut & Plaza, 1989). Especie termófila que prefiere hábitats de escasa cobertura y establece sus nidos en zonas despejadas (Tinaut & Plaza, 1989). Pertenece al grupo de insectos de alimentación carroñera, básicamente insectívora, aunque también incluyen sustancias dulces en su dieta. Llevan a cabo un forrajeo durante todo el día, aunque concentran su actividad en dos o tres horas, y cierran el

nido durante la noche. Se trata de una especie xerófila, habitual en ambientes áridos o semiáridos.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: alguazul. www.lamarabunta.org

Cataglyphis velox Santschi, 1929

Endemismo ibérico (Tinaut, 1990). Su distribución conocida está limitada a La Mancha y la depresión del Guadalquivir, los Sistemas Béticos pero no en Sierra Morena (Tinaut, 1990). Es una especie termófila y xerófila, que sitúa sus nidos en zonas áridas con altas temperaturas. Usan la estructura alargada de su cuerpo para forrajear a altas temperaturas (Cerde & Retana, 1997, 2000), pudiendo soportar las obreras más grandes temperaturas entre 6 y 8 °C más altas que las pequeñas obreras (Cerde & Retana, 1997). Tiene una alimentación carroñera, básicamente insectívora, aunque también incluye en su dieta sustancias dulces. Debido al origen sahariano del género, requiere zonas con altas temperaturas durante el día.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: ^ozo^. www.lamarabunta.org

Formica cunicularia Latreille, 1798

Es una especie que está distribuida por Europa y Asia, siendo común en el occidente europeo (Suai-Cano et al., 2002). Anida bajo las piedras, en terraplenes de tierra, formando montículos en los bordes de los caminos, etc., pero siendo siempre lugares donde les llegue la luz del sol. Es monogínica y sus nidos suelen ser simples, formando sociedades poco numerosas. Su alimentación es principalmente carroñera o predadora de pequeños artrópodos, utilizando también las secreciones azucaradas de los áfidos (Suai-Cano et al., 2002). Al igual que las especies de su género, son muy agresivas, por lo que llevan a cabo una fuerte defensa de sus nidos.

Común en jardines, citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: April Nobile. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Formica gerardi (Bondroit 1917)

Especie endémica bastante distribuida en la Península Ibérica (Del Campo Gracia et al., 2014). Al igual que el resto de las especies de este género, presenta una

alimentación omnívora, combinando, en diferentes proporciones, las presas sólidas y el alimento líquido obtenido de los pulgones y de las plantas (Cherix, 1981).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Pertenece al grupo de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Lasius grandis (Forel, 1909)

Elemento paleártico (Tinaut, 1981). Necesita un cierto grado de humedad en el suelo para establecerse (Comin Del Rio & De Haro, 1980; Rodríguez, 1982). Martínez (1987) la define como montana (1.200 a 1.700 m de altitud). Existe en diversos biotopos con preferencia por ríos y arroyos debido a la necesidad de humedad en el ambiente. Se alimentan de melazas de áfidos, insectos y arañas. Existe en jardines preferiblemente. Suelen formar hormigueros subterráneos o en grietas. Su actividad transcurre principalmente en ramas de árboles o arbustos.

Es el prototipo de hormiga de los jardines, citada zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011), Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-SORIA, 1991) y Azores (Wetterer et al., 2004).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Frio y/o Sombra, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Plagiolepis pygmaea (Latreille, 1798)

Su distribución es mediterránea, en sentido amplio (Bernard, 1968), con un marcado carácter boscófilo (HAEGER & RODRÍGUEZ, 1982; TINAUT, 1982; Acosta et al., 1982; Tinaut et al., 1994). Se trata de una especie generalista y de alimentación omnívora, aunque con preferencia por los líquidos azucarados que segregan los áfidos. Necesita un mínimo de humedad para sobrevivir e instalan sus nidos bajo piedras. Son muy abundantes en encinares y pinares, tanto con estrato arbóreo como en zonas descubiertas (RUIZ et al., 1999). Su distribución en pastizales se ve influenciada por la presencia de encinas.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011) y Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación, (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Plagiolepis schmitzii (Forel, 1895)

Especie distribuida por toda el área mediterránea, es más termófila y menos boscófila que su congénere *P. pygmaea*, siendo rara en los bosques de Queráis (Tinaut et al. 1994) y más frecuente en zonas despejadas o de menor altitud (Ruano et al. 1995).

Acosta et al. (1983b) la considera como no boscófila e indiferente a la actividad antrópica. Vive bajo las piedras, sobre todo en lugares húmedos, muy a menudo cerca de cursos de agua (Suay-Cano et al., 2002)

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y las Azores (Wetterer et al., 2004).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Estella Ortega. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Proformica ferreri (Bondroit, 1918)

Se trata de una especie endémica de la Península Ibérica (Reyes López & Carpintero, 2014), cuyos nidos presentan cráter poco desarrollado o se encuentran situados bajo piedras (Espadaler, 1986). Se trata de una especie de alimentación omnívora, cuya dieta se compone de líquidos azucarados y pequeños artrópodos (RETANA et al., 1989). Es considerada como una especie rara (Reyes López & Carpintero, 2014) debido a su escaso número de citas, así como a su carácter endémico y comportamiento peculiar, siendo un punto importante de conservación. Se considera una especie con preferencias por pastizales pero siempre a altitudes inferiores a los 1000m (Tinaut, 1981; Cros, 1986).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Subfamilia Myrmicinae

Aphaenogaster dulcineae (Emery, 1924)

Endemismo ibérico (Jiménez & Tinaut, 1992). Se trata de una especie raramente encontrada debido a sus hábitos subterráneos. Suele encontrarse en dehesas de encinas y pinar, siempre cerca de troncos (Luque García et al., 2002). Considerada por Reyes López & Carpintero (2014) como una especie rara debido al bajo número de hallazgos en España, así como a su carácter endémico y peculiar comportamiento.

Citada anteriormente en zonas verdes urbanas de Madrid (Ruiz Heras et al., 2011), así como de Córdoba y Sevilla (Reyes López & Carpintero, 2014; Carpintero & Reyes López, 2014).

Incluida en el grupo funcional de Especies Crípticas, grupo críptico (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Aphaenogaster gibbosa (Latreille, 1798)

Especie boscófila con preferencia por zonas de vegetación abundante (Tinaut, 1981; Acosta et al., 1982; Restrepo et al., 1985). Su distribución es ampliamente mediterránea (De Haro & Collingwood, 1991) y su presencia es muy común en la península ibérica (Tinaut, 1981). Generalmente aparece como especie típica del encinar peninsular (Acosta et al., 1983a, Restrepo et al., 1985). Forma nidos en el suelo con numerosas entradas, cubiertas o no. No suelen ser nidos permanentes y los trasladan según la época del año (Albors Pérez et al., 2008). Tienen una alimentación omnívora compuesta por líquidos azucarados y artrópodos.

Citada anteriormente en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de Especies Crípticas, grupo críptico (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Aphaenogaster ibérica (Emery, 1908)

Está distribuida por toda la Península Ibérica (Ruiz Heras et al., 2011). Se trata de una especie generalista (Ortiz & Tinaut, 1988). Su alimentación es omnívora, a base de líquidos azucarados y pequeños artrópodos.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011) e Islas Baleares (Gómez & Espadaler, 2006).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Aphaenogaster senilis (Mayr, 1853)

Se trata de una especie endémica de la Península Ibérica (Collingwood & Yarrow, 1969), sur de Francia (Bernard, 1968), Marruecos (Santschi, 1933) y algunas islas mediterráneas y atlánticas (Cerdá et al., 1988). Presenta obreras monomórficas de preferencias termoxerófilas (Álvarez et al., 2006). Es muy tolerante a la densidad de la vegetación y presenta además un amplio espectro de uso de recursos tanto alimenticios como de tipos de hábitat que puede ocupar (Bernard, 1983; Rodríguez,

1982). Migran frecuentemente trasladando sus nidos a zonas insoladas en invierno, y a zonas resguardadas a la sombra en verano. Se trata de una especie omnívora. Es diurna, aunque depende de la época del año (Cerdá et al., 1988) y posee una peculiar estrategia de recolección reclutando un gran número de individuos hacia la miel y usando un método muy característico para su transporte, formar bolas entre las mandíbulas.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011), paseo marítimo de Conil de la Frontera (Cádiz) (Reyes-López & Espadaler, 2005), Azores (Wetterer et al., 2004) y Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Cardiocondyla batesii (Forel, 1905)

Se distribuye por el mediterráneo occidental (Ortíz & Tinaut, 1988). Especie con obreras de pequeña talla y propia de ambientes de substratos arenosos o inestables (Acosta *et al.*, 1983b), que se encuentra generalmente en zonas muy pobres en vegetación y con el suelo casi desnudo (TINAUT, 1981).

Citada zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011) y puerto de Andraitx (Islas Baleares) (Gómez & Espadaler, 2006).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (ROIG & ESPADALER, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Cardiocondyla mauritanica Forel, 1890

Especie muy abundante en el norte de África (Luque Garcia, Reyes-López & Heager, 2002). En la península se ha citado en Granada (Ortiz & Tinaut, 1987, 1988) y en Alicante (Reyes López & Luque Garcia, 2001b). En la península ibérica se la considera una especie alóctona. Coloniza preferentemente zonas muy alteradas y humanizadas. Puede encontrarse en enclaves descubiertos, con mucha humedad y, preferentemente, arenosos; habiéndose hallado también en zonas de ribera del río Guadiamar afectadas por vertidos de lodos pírnicos y aguas ácidas (Luque Garcia, Reyes López & Haeger, 2002). Forma nidos en el suelo con entradas minúsculas.

Amplia presencia en zonas verdes urbanas. Citada zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), el paseo marítimo de Conil de la Frontera (Cádiz) (Reyes López & Espadaler, 2005), los jardines de Picasso (Málaga) (Reyes López & Espadaler, 2005) e Islas Baleares (Gómez & Espadaler, 2006).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Crematogaster auberti (Emery, 1869)

Presente sólo en la región mediterránea occidental (Bernard, 1968). Aparece tanto en umbrías de matorral con alta cobertura (Haeger & Rodríguez, 1982) como en matorral bajo, claro y bien soleado (Comín Del Río & De Haro, 1980), considerada por Bernard (1968) como netamente hidrófila. Suele anidar en el suelo, y a veces en la base de algún árbol. Se alimenta de la melaza que segregan los áfidos, y suelen encontrarse subiendo por los troncos de los árboles para recolectar el líquido azucarado exudado por éstos.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Crematogaster scutellaris (Olivier, 1792)

Elemento muy común en toda la cuenca mediterránea (Bernard, 1968). Especie típica arborícola (Carpintero et al., 2000). Es conocida en Andalucía Occidental como “morito o fraile”. Se trata de una especie muy abundante en los alcornocales, llegando a formar plagas que provocan graves daños en el corcho (SORIA et al., 1994). Tiene una gran variabilidad nidificadora, pudiendo formar sus nidos en diferentes tipos de cavidades y estructuras, e incluso en muros de piedra, los cuales son elaborados por un compuesto de madera masticada y tierra. Forman colonias de tipo independiente y su alimentación se basa en la melaza de los áfidos y cóccidos, aunque también incluye artrópodos.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011) y Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Crematogaster sordidula (Nylander, 1849)

Especie descrita como elemento mediterráneo (Tinaut, 1981) y como especie paleártica (De Haro & Collingwood, 1988), por lo que no se tiene claro su origen. Vive en lugares pedregosos y soleados. Suelen ser sitios de clima mediterráneo con altas temperaturas y cierto grado de humedad. Tiene una alimentación omnívora, pero la mayor parte de su alimentación se basa en líquidos azucarados exudados por áfidos. Sus nidos pueden formarse en troncos de árboles caídos, ramas secas, bajo la corteza de los árboles...

Citada anteriormente en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Goniomma hispanicum (André, 1883)

Es una hormiga granívora de pequeño tamaño, endémica de la península ibérica y el norte de África (Jiménez Y Tinaut, 1992; Tinaut, 1981) y característica de pastizales abiertos. La fundación del hormiguero encaja en la definición de haplometrosis (una

reina fundatrix aislada, sin obreras ni otras reinas acompañantes) (Holldobler & Wilson, 1990) y que posteriormente desarrollará una sociedad monoginica.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Messor barbarus (Linnaeus, 1767)

Elemento mediterráneo (Bernard, 1968). Tiene preferencia por pastizales herbáceos y cultivos (Rodríguez, 1982; Rodríguez & Haeger, 1983). Esta especie excava grandes hormigueros, cuya entrada puede estar rodeada de restos de vegetación, etc. Son abundantes en medios abiertos, con fuerte insolación, y predomina en los pastizales y dehesas del interior. Suele ser una especie dominante, ya que posee una estrategia de aprovisionamiento muy efectiva. Su actividad recolectora presenta un régimen bimodal, con salidas al amanecer y al anochecer. De este modo, en las horas de máxima insolación, los nidos cesan su actividad exterior. Una particularidad de esta especie es la exhaustiva selección de las semillas.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011) y Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Messor celiae (Reyes, 1985)

Especie endémica de la Península Ibérica (Reyes López & Carpintero, 2014) con escasas citas hasta el momento (Reyes López, 1984; Tinaut, 1988; Luque *et al.*, 2002; Reyes López & Carpintero, 2014). Es considerada como la especie más primitiva del género *Messor* en la Península Ibérica por Reyes López (1985), presentando grandes similitudes taxonómicas y ecológicas con *M. hispanicus*. Sus nidos son difusos y de túneles estrechos, sin presencia de pistas tróficas.

Citada anteriormente en zonas verdes urbanas de Córdoba (Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas de Calor y/o Abierto, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Monomorium monomorium (Bolton, 1987)

Se trata de una especie considerada común en el Mediterráneo (Wetterer & Wetterer, 2004). Aunque los datos sobre su biología son escasos, se considera que puede pasar fácilmente de una isla a otra en la tierra de las plantas (Lester & Tavite, 2004). Las citas de esta especie, a excepción de Reyes López *et al.* (2008), la sitúan en enclaves costeros (Saunders, 1888; Collingwood, 1978), por lo que algunos autores consideran

que en el interior de la Península Ibérica se comporta como especie alóctona (Reyes López et al., 2008).

Citada anteriormente en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014, Reyes López et al., 2008).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Andrea Walker. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Myrmica aloba (Forel, 1909)

Especie descrita por Forel (1909) a partir de obreras procedentes de Andalucía y Sierra de Guadarrama (Madrid). Esta especie de distribución ibero-magrebí, es una de las más termófilas del género *Myrmica*, siendo relacionada por Carpintero *et al.*, 2003, hábitats relativamente húmedos del sur de España. Está presente mayoritariamente en localidades del litoral Mediterráneo y Atlántico sur, siendo en muchas ocasiones la única especie de *Myrmica* existente en las montañas del entorno mediterráneo (Del Campo Gracia *et al.*, 2014).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Shannon Hartman. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Pheidole pallidula (Nylander, 1849)

Muy común en toda la cuenca mediterránea (Bernard, 1968). Especie climática del encinar peninsular (Acosta et al., 1983b), aunque tiene gran plasticidad ecológica y suele estar ampliamente distribuida en la península ibérica (Cerdeña & Retana, 1988). Es una especie generalista, adaptable y tolera la intervención humana. Es muy abundante en zonas de cultivos herbáceos. Necesita cierto grado de humedad y temperatura para su desarrollo. Presenta una alimentación omnívora con reclutamiento en masa. Está bien adaptada a temperaturas altas.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011), paseo marítimo de Conil de la Frontera (Cádiz) (Reyes-López & Espadaler, 2005), jardines de Picasso (Málaga) (Reyes-López & Espadaler, 2005) y Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Solenopsis sp_cfr

El género *Solenopsis* (Wetswood, 1840), está ampliamente distribuido por todo el mundo (Bolton, 1987). Está constituido por especies de pequeña talla y hábitos hipogeos. Suelen anidar en el suelo, en zonas húmedas, bordes de césped, carreteras y estanques. Sus nidos suelen situarse por debajo de madera, ramas, rocas... pero siempre cubiertos.

Grupo ampliamente citado en zonas verdes urbanas. En parques y jardines suelen encontrarse bajo arboles con mucha hojarasca, citada en zonas urbanas de Madrid (Ruiz Heras et al., 2011), Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991), Azores (Wetterer et al., 2004) y Uberlandia (Brazil) (Pachecho Y Vasconcelos, 2007).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Crípticas, grupo críptico (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: <http://www.antist2007.com/>

Strumigenys membranifera (Emery, 1869)

Especie de distribución mundial (BOLTON, 2000), que ha incrementado sus citas en todo el sur y oeste de la península ibérica: Barcelona (Espadaler, 1979; Espadaler & López, 1991); Córdoba (Reyes-López & Luque Garcia, 2001); Huelva (Reyes-López & Luque Garcia, 2001) y Murcia (Martínez *et al.*, 2002). Se trata de una especie alóctona en la región mediterránea (Ordoñez-Urbano *et al.*, 2008). *S. membranifera* es una especie ampliamente distribuida en los trópicos y las zonas templadas, con citas en lugares tan distantes como las islas Hawai (Huddleston & Fluker, 1968), Tahití (Perrault, 1988), el Sinaí (Kugler, 1988) o los Balcanes (Agosti & Collingwood, 1987). Está asociada a lugares alterados, como los puertos, los campos de cultivo y en general, los medios urbanos o periurbanos. Los nidos se encuentran bajo madera muerta y en el suelo. Predadora.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014; Reyes López *et al.*, 2008), Chiva (Japón) (Yamaguchi, 2010) y parques urbanos de distintas ciudades de Japón (ITO *et al.*, 2010) y Knoxville (Tennessee, EEUU) (Toennisson *et al.*, 2011), un jardín del complejo Costa Ballena entre Rota y Chipiona (Ordoñez-Urbano *et al.*, 2008) e Islas Baleares (Gómez & Espadaler, 2006).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas Predadoras, grupo indicador de madurez, (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: April Nobile. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Strumigenys argiola (Emery, 1869)

Especie con distribución por toda la cuenca mediterránea (Bernard, 1968), lo que implica que se trate de una especie termofílica (Guillen *et al.*, 2009). De costumbres hipogeas, ha sido encontrada en medios ajardinados con elevada humedad (Reyes López *et al.*, 2008). Viven de manera críptica en la hojarasca, madera o tierra vegetal putrefacta (Fellner, 2009). Clasificada como especie depredadora, este comportamiento queda reflejado en la estructura especializada de sus mandíbulas (Bolton, 1999).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba, Campus de Rabanales y Parque Cruz Conde (Reyes López *et al.*, 2008).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas Predadoras, grupo indicador de madurez, (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Estella Ortega. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Temnothorax sp (*alfacarensis*, Tinaut, “*in littere*”)

Se trata de una especie descrita en la tesis doctoral de la Dra. Pascual en 1986, por lo que aún espera descripción válida, siendo escasa la información disponible sobre esta especie.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Crípticas, grupo críptico (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Temnotorax pardo (Tinaut, 1987)

Especie endémica de la península ibérica (Tinaut, 1987). Es una especie con amplia distribución, que ha sido recogida o citada en varias localidades de la península como Manillo y Peñaparda (Salamanca) (Espadaler, 1983), Madrid (Dra. Martínez leg.) y Sierra Nevada (Tinaut, 1987). Muestra preferencia por los bosques de *Quercus pirenaica* y *Q. faginea*, encontrándose mayormente entre el musgo o la corteza y más escasamente bajo piedras (Tinaut, 1987).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Crípticas, grupo críptico (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: J. Reyes-López

Temnothorax racovitzai (Bondroit, 1918)

Se trata de una especie del Mediterráneo occidental (Tinaut, 1981; Ortiz & Tinaut, 1988) y del sur de la Península Ibérica, aunque su distribución no está realmente clara. Se considera una especie climática del encinar peninsular (Acosta et al, 1983^a). Pertenece al grupo de “*Temnothorax* amarillas”, especies típicas de pinar secundario (Lombarte et al., 1989) y, con preferencia por zonas descubiertas, soleadas y cálidas; aunque también está descrita como una especie umbrófila (Acosta et al., 1982; Tinaut, 1982). En base a esto, se puede decir que es una especie con gran plasticidad ecológica, de modo que puede adaptarse a una multitud de ambientes.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de especies Crípticas, grupo críptico (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: <http://www.acideformik.com>

Temnothorax recedens (Nylander, 1856)

Elemento mediterráneo, boscófila (Tinaut, 1981). Sus sociedades son poco populosas (Bernard, 1968) por lo que su aparición es ocasional en trampas de caída. Es considerada como una especie arborícola del mediterráneo occidental (Ortiz & Tinaut, 1988), con preferencia por bosques abiertos (Tinaut, 1981; Lombarte *et al.*, 1989).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014) y Madrid (Ruiz Heras et al., 2011).

Incluida en el grupo funcional de Especies Crípticas, grupo críptico (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: <http://www.acideformik.com>

Temnothorax tyndalei (Forel, 1909)

Especie Ibero-magrebí, rara en la península ibérica (ausente en Portugal), con escasas citas restringidas a Ciudad Real (Santschi, 1919; Menozzi, 1922), Madrid (Collingwood & Yarrow, 1969; Martínez, 1987), Pontevedra, (Collingwood & Yarrow, 1969), Huelva (De Haro & Collingwood, 1977), Almería (De Haro & Collingwood, 1977; De Haro, 1981; Reyes López et al., 2010), Córdoba (Ordoñez et al., 2007), Cádiz (Sánchez & Espadaler, 2006), y en el Parque Nacional de Doñana (Tinaut, 1991; Carpintero et al., 2001) y Vistabella (Castellón) (Del Campo Gracia et al., 2014).

Fue citada por primera vez en la península por Tinaut (1991) en Doñana, constituyendo esta primera cita una ampliación notable para la ecología de la especie (Carpintero et al., 2001). Se trata de una especie habitual de zonas paleárticas, montañas o bosque umbrófilos (Carpintero et al., 2007), relacionada con hábitats relativamente húmedos (Carpintero et al., 2003).

No ha sido citada anteriormente en zonas verdes urbanas.

Incluida en el grupo funcional de Especies Crípticas, grupo críptico (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Will Ericson. AntWeb. Disponible desde <http://www.antweb.org>. Consultado el 18 de febrero 2015

Tetramorium caespitum cfr (Linnaeus, 1758)

Elemento paleártico (Tinaut, 1981). Con preferencias no termófilas, es abundante en toda eurasia y más común en los países fríos o en montaña (BARONI URBANI, 1969; Tinaut, 1979; Bernard, 1983; Martínez, 1987). Se trata de una especie muy similar a *Tetramorium semilaeve* (André, 1881). De actividad sobre todo nocturna, es una especie agresiva y con hormigueros muy poblados. Común como plaga de las casas, recoge semillas de los semilleros (Suay-Cano et al., 2002). Atiende también insectos que producen melaza (Krombein et al., 1979). Típicamente oportunista, utiliza al hombre en sus desplazamientos y arraigo iniciales (Comín Del Río & De Haro, 1980; De Haro & Espadaler, 1984; Schembri & Collingwood, 1981). Especie considerada nativa de Europa (Wetterer, Espadaler, Wetterer A. & Cabral, 2004) e introducida en otros lugares como el este de Norteamérica (Fisher & Cover, 2007).

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011), Azores (Wetterer et al., 2004), Knoxville (Tennessee) (Toennisson et al., 2011), Detroit (Michigan) (Uno et al., 2010) y Toledo (Ohio) (Uno et al., 2010).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: http://es.wikipedia.org/wiki/Tetramorium_caespitum

Tetramorium forte (Forel, 1904)

Fue descrita por Forel (1904) como una variedad de *T. caespitum*, y considerada con posterioridad como especie independiente (Vollinheoof, 1978; Restrepo et al., 1985; Güsten et al., 2006). Se trata de una especie con distribución por el este mediterráneo (Güsten et al., 2006). Tiene una alimentación omnívora (carroñera-insectívora-granívora), lo cual le permite colonizar una gran cantidad de ambientes. Es una especie muy ligada a ambiente higrófilos, termófila, con una obvia preferencia por áreas de fuerte influencia de clima mediterráneo.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: http://www.antwiki.org/wiki/Tetramorium_forte

Tetramorium semilaeve (André, 1883)

Elemento mediterráneo asiático (Ortiz & Tinaut, 1988). Se localiza sobre todo en prados, aunque no le afecta la presencia de estrato arbóreo (Comín Del Río & De Haro, 1980; Comín Del Río & Espadaler, 1984; Tinaut, 1982), apareciendo como especie típica del encinar peninsular (Acosta *et al*, 1983b; Cerda & Retana, 1988). Se trata de una especie termófila. Muestra preferencia por los biotopos cálidos, soleados y con matorral abundante (Tinaut, 1981), aunque no le afecta la presencia de estrato arbóreo (Comín Del Río & De Haro, 1980; Tinaut, 1982). Se alimenta de pequeños artrópodos, aunque también usa secreciones azucaradas en su alimentación.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras *et al.*, 2011) y Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991).

Incluida en el grupo funcional de especies Generalistas y/o Oportunistas, grupo indicador de perturbación (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: http://www.antwiki.org/wiki/Tetramorium_forte

Subfamilia Ponerinae

Hypoponera eduardi (Forel, 1894)

Se trata de una especie de distribución mediterránea (Ortíz & Tinaut, 1988). Presenta costumbres subterráneas (hipogeas), lo que dificulta mucho su captura y estudio, y suele aparecer en muy bajo número en los trabajos en los que se cita. Su alimentación es insectívora, utilizándose insectos tanto vivos como muertos, así como desperdicios orgánicos. Sus nidos no suelen ser fijos y los traslados se realizan según el modelo de tándem. Las obreras son de pequeño tamaño, no superando los 3 mm de longitud, y presentan machos alados y ergatoides en la colonia.

Citada en zonas verdes urbanas de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Madrid (Ruiz Heras et al., 2011), Sant Cugat del Valles (Espadaler & López-Soria, 1991) y Azores (Wetterer et al., 2004).

Incluida en el grupo funcional de especies Especialistas Depredadoras, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: K. Gómez. www.hormigas.org

Subfamilia Leptanillinae

Leptanilla sp. (Emery, 1870)

El género *leptanilla* se compone de hormigas de muy pequeño tamaño y comportamiento hipogeo. La información sobre este género es insuficiente debido a la escasez de ejemplares encontrados a lo largo de la historia (Barandica *et al.*, 1994), aunque existen estudios que proporcionan datos sobre el comportamiento, la biología y la ecología de algunas de las especies de este género (Baroni Urbani, 1977; Masuko, 1990). Existen 43 especies hasta el momento (bolton, 2010). Se trata de un género de distribución mundial, conociéndose 5 especies en la península ibérica: *I. charonea* (Martínez & Barandica, 1994), *I. plutonia* (Martínez & Barandica, 1994), *I. zaballosi* (Martínez & Barandica, 1994), *I. revelieri* (Emery, 1870; López *et al.*, 1994) y *I. theryi* (Catarineu Guillen & Tinaut, 2012).

No ha sido citada anteriormente en zonas verdes urbanas.

Incluida en el grupo funcional de especies especialistas predadoras, grupo indicador de madurez (Roig & Espadaler, 2010).



Foto: Gary Alpert. www.discoverlife.org

Discusión

Son muchos los estudios faunísticos llevados a cabo en la Península Ibérica, sin embargo, la mayoría de ellos han sido realizados en medios naturales o seminaturales, siendo escasos aquellos referentes a zonas verdes urbanas (Espadaler & López Soria, 1991; Ruiz Heras et al., 2011; Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014).

En este estudio llevado a cabo en nueve jardines de la ciudad de Córdoba, se han hallado un total de 48 especies, pudiéndose considerar una cifra importante, teniendo en cuenta las aproximadamente 80 especies (datos no publicados) encontradas en la sierra de Córdoba. Sin embargo, en este estudio no figuran especies alóctonas de gran importancia con una distribución correspondiente a Egipto y Norte de África, como es el caso de como *Nylanderia jaegerskioeldi* (Emery, 1910), cuya localidad tipo es El Cairo (Bolton *et al.*, 2006), y que ha sido encontrada en los jardines de Córdoba (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014). Aun así, el hallazgo en este estudio de especies como como *Leptanilla* sp., *Temnothorax tyndalei* y *Strumigenys argiola*, especies ausentes en estudios anteriores llevados a cabo en la ciudad de Córdoba le otorga cierta importancia a estos datos, debido al carácter exótico de estas especies y a las posibles consecuencias sobre la biodiversidad de la zona.

La mayoría de las especies presentes en este estudio son del tipo generalistas/oportunistas o bien especies especialistas tanto de climas fríos y/o hábitats de sombra como de climas cálidos y/o hábitats abiertos (Roig & Espadaler, 2010) y algunas especies crípticas, perteneciendo todas ellas al grupo de especies nativas (Carpintero & Reyes López, 2014). Posiblemente, la disminución de las altas temperaturas alcanzadas en la ciudad de Córdoba mediante el regadío constante de las zonas ajardinadas, junto a la gran diversidad en la vegetación, confirieran un entorno óptimo para la colonización de un gran número de especies, con distintos requerimientos ecológicos. Sin embargo es importante destacar la presencia de especies alóctonas como *Linepithema humile*, *Cardiocondyla mauritanica* y *Strumigenys membranifera* cuya presencia también puede verse beneficiada por este ecotopo.

Estas especies alóctonas constituyen un serio problema para la biodiversidad de los parques estudiados, ya que las especies exóticas tienden a desplazar a las especies autóctonas, disminuyendo y homogeneizando la biodiversidad. En el caso de *Linepithema humile*, su presencia perjudica gravemente tanto los medios naturales como aquellos creados por el hombre. Así, Carpintero (2001), describe graves problemas provocado por esta especie en la mimecocenosis de diferentes lugares (Chopard 1921, De Kock et al. 1992, Erickson 1971, Fluker & Beardsley 1970, Holway 1995, Holway 1998b, Human & Gordon 1997, Human & Gordon 1999, Lieberburg et al. 1975, Majer 1994, Newell 1908, Sanders et al. 2001, Suarez et al. 1998, Tremper 1976, Ward 1987), en otras comunidades de invertebrados y, como efecto indirecto de ello, sobre la comunidad de animales que se alimentan de ellos (Cole et al. 1992, Porter & Savignano 1990, Suarez et al. 2000), e incluso la existencia de ataques

directos a vertebrados, especialmente a animales de movilidad limitada (Delibes 2001, Tremper 1976).

A su vez, la presencia de especies endémicas de la Península Ibérica en varios de los jardines estudiados así como la presencia de varias especies con escasas citas en la misma, confieren a estos jardines cierto grado de importancia desde el punto de vista de conservación.

Teniendo en cuenta el alto número de especies encontradas en los distintos jardines de la ciudad de Córdoba, podríamos considerar que se trata de una zona rica en biodiversidad. Sin embargo, la presencia de las especies invasoras detalladas anteriormente, pone en peligro el estado de conservación de la mirmecofauna de la zona. Por lo que esperamos que los datos obtenidos, y la importancia de estas especies, sean tenidos en cuenta por la Delegación pertinente, para así tomar las medidas necesarias para la conservación de la biodiversidad presente.

Capítulo 2. Antigüedad del jardín y similitudes en mirmecofauna con zonas naturales. Campus de Rabanales / Age and similarities of myrmecofauna with natural areas. Campus of Rabanales.

Primera relación de los formícidos del campus de Rabanales de la Universidad de Córdoba (Andalucía, España)

Resumen

La tendencia actual de llevar a cabo estudios sobre la biodiversidad de los campus universitarios, con diferentes formaciones vegetales naturales, seminaturales y zonas ajardinadas, ha dado especial valor a aquellos programas centrados en el estudio de diferentes grupos taxonómicos bioindicadores, como los formícidos. Con este objetivo se ha estudiado el campus de Rabanales de la UCO, situado a 3 km de la capital. Como resultado se han obtenido altos valores de biodiversidad de formícidos, identificándose 43 especies, entre las cuales se encuentran dos especies alóctonas, *Cardiocondyla mauritanica* y *Strumigenys membranifera*.

Introducción

En los últimos años se ha podido observar una tendencia generalizada al estudio de la biodiversidad en los campus universitarios de todo el mundo, provocada por una mayor preocupación y compromiso con el medio ambiente por parte de la sociedad. Esta tendencia surge como consecuencia de un aumento en la responsabilidad de las mismas por conservar y mejorar el medio ambiente, tras el reconocimiento global de la importancia de la biodiversidad en 1992 con la firma de la conservación de la biodiversidad en las Cumbres de la Tierra en Río de Janeiro (Dixon *et al.*, 2011).

Una gran cantidad de campus universitarios han tomado esta iniciativa, trazando planes de actuación, entre los que podemos encontrar el Campus de Stirling (Escocia), cuyo campus es reconocido como hábitat prioritario, tanto gestionado como natural; la cual declaró su compromiso para minimizar el impacto medioambiental en su política sostenible y su compromiso de mantener, proteger y mejorar la biodiversidad (E & CS, 2008). Entre otros campus universitarios que se suman a esta tendencia podemos encontrar el Campus de Warkick (Coventry, Reino Unido), la cual considera que la biodiversidad del campus representa una distinción de calidad medioambiental del mismo (Hillard, N., 2012); la Universidad de Leeds (Yorkshire) (Dixon, *et al.*, 2011), la cual se centra en la afirmación por parte de Natural England y DEFRA (“Las universidades son propensas a tener una obligación con la biodiversidad y deben

asegurarse de que en el ejercicio de sus funciones, tengan en cuenta la conservación de la biodiversidad”); el Campus de Newark (New Jersey); la Universidad de Exeter (Devon, UK), cuya localización estratégica, con un importante espacio verde y nexos de unión entre la ciudad y las afueras, es a menudo reconocido por su importancia internacional para la conservación (Niamh, 2013; Burgess, 2011); el Campus de Pollock Halls (Edinburgh, UK) (Harvie, 2010); el Campus del Cauca (Colombia), el cual incluye 4 facultades del Cauca (Ramírez-Chaves *et al.*, 2010); el estudio de aves en el nuevo campus de la Universidad de Punjab (Sidra *et al.*, 2013), donde figura la relación entre los efectos de la urbanización y las basuras y el número y tipo de especies de aves encontradas en las diferentes zonas del campus; el Campus de Bombay (India), el cual se basa en la importancia del estudio de la biodiversidad para valorar las perturbaciones, pérdida de hábitat y tasas de extinción (Quadros *et al.*, 2009); y el Campus Bintulu Sarawak de la Universidad Putra Malaysia (Norfahiah *et al.*, 2012), el cual ha llevado a cabo un estudio de la biodiversidad de pequeños mamíferos no voladores con el fin de tomar las medidas necesarias para el mantenimiento de dicha biodiversidad, ya que entre las especies encontradas figuran algunas especies protegidas en la Ordenanza de Protección de fauna de Sarawak de 1998. Algunos de estos estudios han permitido a su vez ampliar los conocimientos acerca de algunas especies como ocurre con el estudio de diversidad de líquenes realizado por la Universidad Técnica de Estambul en el campus de Maslak (Çobanoglu, 2007), proporcionando una nueva cita en la flora de líquenes de Turquía y 5 nuevas citas para la provincia de Estambul; o han desvelado conflictos existentes entre algunas especies y los humanos, permitiendo así iniciar la búsqueda de soluciones como ocurre en el estudio realizado en la universidad de Si Racha en el campus Kasetsart (Provincia de Chon Buri, Thailandia), el cual ha dejado ver el conflicto existente con el macaco cangrejero (*Macaca fascicularis*) debido a la urbanización e industrialización (Duengkae, 2011).

Estos distintos estudios de la biodiversidad nos permiten evaluar y conocer el estado de los ecosistemas estudiados, caracterizando la flora y fauna residentes, así como los cambios ambientales que pueden afectar a su condición futura, llegando a convertirse en elementos necesarios e imprescindibles tanto para el desarrollo de mecanismos efectivos para la conservación y rehabilitación del hábitat, como para el establecimiento de programas de monitorización para la planificación urbana (Ramírez-Chaves *et al.*, 2010).

En la selección de los grupos taxonómicos han cobrado especial importancia aquellos con reconocido carácter como grupos bioindicadores, como es el caso de los

formícidos (Hölldobler & Wilson, 1990; Andersen, 1993; Andersen & Yen, 1992; Peck *et al.*, 1998; New, 2000; Ottonetti *et al.*, 2006; Araújo *et al.*, 2004, Badji *et al.*, 2004, Bickel & Watanasit, 2005, Ribas *et al.*, 2007)

Teniendo en cuenta la importancia ecológica, así como los beneficios medioambientales, que proporcionan el estudio de la biodiversidad para el mantenimiento y conservación de los Campus universitarios, se ha planteado este trabajo. El principal objetivo será conocer el estado de conservación en el que se encuentra el Campus Universitario de Rabanales (Universidad de Córdoba, España), basándonos en un estudio de larga duración de formícidos como grupo taxonómico bioindicador.

Material y métodos

Zona de estudio

El Campus de Rabanales de la Universidad de Córdoba se encuentra situado a 3 km de la capital, con una extensión aproximada de 50 ha. Situado sobre la antigua Universidad Laboral de Córdoba (1956), fue inaugurado en 1999. Eso supuso grandes reformas en los edificios existentes y la creación de otros nuevos como el Aulario Averroes. Sin embargo, en cuanto a las zonas ajardinadas, unas se conservaron apenas sin sufrir cambios, otras desaparecieron y por supuesto, se crearon algunas nuevas.

En el campus pueden diferenciarse además zonas naturales y seminaturales, con vegetación típicamente mediterránea, formada por pastizales y diferentes formaciones arbóreas (principalmente olmos y eucaliptos). Para este estudio se seleccionaron cuatro puntos:

Eucaliptos: Arboleda reforestada situada próxima al aulario "Averroes". Zona con instalaciones deportivas y aparcamientos sin asfaltar con una superficie de unos 4.250 m². Árboles de gran porte. Esta zona solo se muestreó en el año 2005.

Olmos y Olmos2: Olmedas naturales situadas junto a la Colonia de San José, en el límite del campus y a lo largo del canal de riego del Guadalmellato, de unos 1.081 m² y 782 m² de extensión, respectivamente. Ambas zonas se muestrearon solo el año 2001.

San José: Pastizal secundario de 1.825 m² que se desarrolla sobre unas antiguas instalaciones deportivas abandonadas. Una zona (SJose-M) presenta diferentes especies de matorral noble mediterráneo, como romero (*Rosmarinus officinalis*), lentisco (*Pistacia lentiscus*) o coscoja (*Quercus coccifera*), plantadas en el año 2001 con fines de docencia y experimentales. La otra zona (SJose-C), pertenece al mismo pastizal, no presenta matorral y se usó como control (ver más detalles en Luque-García & Reyes López, 2007). Esta zona se muestreó anualmente.

Entre las zonas ajardinadas del campus se han seleccionado cuatro bien diferenciadas, que hemos denominado como: “Aulario”, “Estanque”, “Paraninfo” e “Iglesia”.

Aulario: Es un jardín pequeño, con una extensión de 4.325 m² de superficie y 366 m de perímetro. Se encuentra situado entre el apeadero del tren de cercanías y el edificio del aulario, por lo que se trata de una zona muy transitada. Está formado por tres zonas de césped separadas por acerados. Las especies arbóreas presentes son la palmera de abanico (*Livistona chinensis*), el ombú (*Phytolacca dioica*) y la palmera canaria (*Phoenix dactylifera*). De nueva construcción, inaugurado en el año 2005.

Estanque: Se encuentra rodeado por el edificio de la biblioteca y los distintos edificios pertenecientes a los departamentos. Ocupa una extensión de 17.094 m² de superficie y 599 m de perímetro, y en el centro se puede distinguir un estanque de grandes dimensiones. Se compone de una zona de césped y varias estructuras arbóreas situadas a lo largo del perímetro, entre las que se pueden distinguir el cedro de atlas (*Cedrus atlántica*), el azahar de china (*Pittosporum tobira*), la tuya oriental (*Thuja orientalis*), la adelfa (*Nerium oleander*), el aligustre (*Ligustrum vulgare*) y el algarrobo (*Ceratonia siliqua*). Procede de la antigua Universidad Laboral sin apenas cambios.

Paraninfo: Presenta unas dimensiones de 8346 m² de superficie y 366 m de perímetro, con un gran estanque en el centro y rodeado por carreteras y acerados que lo separa del resto de jardines. En composición arbórea hay ejemplares de palmera canaria (*Phoenix dactylifera*), aligustre (*Ligustrum vulgare*), mimosa (*Acacia dealbata*), arce (*Hacer negundo*), olmo (*Ulmus minor*), árbol de Júpiter (*Lagerstroemia indica*), fotinia (*Plotinia serrulata*), rosa de siria (*Hibiscus siriacus*), catalpa (*Catalpa bignoides*), árbol de amor (*Cercis siliquastrum*), magnolio (*Magnolia grandiflora*), cinamomo (*Cinnamomum verum*) (y plátano de sombra (*Platanus hispanica*). Procede de la antigua Universidad Laboral sin apenas cambios.

Iglesia: Presenta unas dimensiones de 11,063 m² de superficie y 419 m de perímetro. Se trata de un jardín de forma circular que rodea a la antigua iglesia del campus, que constituye actualmente al salón de actos Juan XXIII. Este jardín se compone de una zona de césped con una arboleda donde predominan los pinos carrascos (*Pinus halepensis*), de gran porte. Procede de la antigua Universidad Laboral sin apenas cambios.

La periodicidad de los muestreos de estas zonas ajardinadas fue anual, colocando 20 trampas por zonas y año.

Métodos de muestreo

Para llevar a cabo el estudio de la biodiversidad de formícidos del campus, se han realizado diversos muestreos mediante trampas de caída como método principal, y con captura directa y el método de Berlese como métodos complementarios.

El uso de trampas de caída (“pitfall trap”) es una metodología ampliamente empleada en los estudios faunísticos de invertebrados epigeos, entre los que figuran las hormigas. Su uso generalizado se debe a su facilidad de manipulación y colocación, así como su bajo coste económico (Greenslade & Greenslade, 1971); por lo que se ha convertido en una técnica común en los protocolos de medida de biodiversidad (Sykes & Lane, 1996). Además, este método nos permiten dar una buena indicación de la importancia de las diferentes especies en el suelo, además de evitar los problemas relacionados con los ritmos diarios de actividad (Cerdá & Retana, 1988), por lo que se utiliza como método estándar para la determinación de la composición faunística de formícidos.

Las trampas de caída utilizadas consistían en un recipiente correspondiente a un vaso de plástico traslúcido de 5,7 cm de diámetro en la apertura superior, 5 cm en la base y una profundidad de 7,3 cm, cuya capacidad total correspondía a 150 cc (REF. 409702, DELTALAB S.L.). En el interior se colocó 50 cc de agua con unas gotas de detergente, para reducir la tensión superficial. No se añadió ningún tipo de atrayente ni de sustancia conservante, con el fin de no interferir de ningún modo en los resultados. Las trampas fueron colocadas a ras del suelo en series de 10 trampas situadas en el mayor número de hábitats posibles. Una vez colocadas, permanecieron en el terreno durante 48 horas, tras las cuales fueron retiradas.

El método Berlese fue utilizado como método complementario junto a la recogida directa, con el fin de obtener la mayor información posible de la población de formícidos existente en las zonas de estudio. Esta técnica permite capturar las especies de hormigas que se mueven entre la hojarasca y la capa superficial del suelo. Para ello, se tomaron muestras de tierra y hojarasca de la parte superficial del suelo y se pusieron en un tamiz colocado encima de un embudo, cuyo extremo inferior desembocaba en el interior de un vaso de plástico traslúcido con alcohol. La parte superior de las muestras están iluminadas con objeto de crear un gradiente de temperatura y utilizar las características fotofóbicas de algunas especies edáficas, de modo que éstas migren hacia abajo y caigan en el recipiente con alcohol.

El periodo de estudio abarca desde el año 2001 hasta el año 2013, entre los meses de abril a julio, época de máxima actividad de los formícidos.

Tratamiento Estadístico

Para determinar los valores de diversidad ecológica de las diferentes zonas se realizó el cálculo del índice de Shannon, de amplia utilización en ecología (Melic, 1993; Greig-Smith, 1983). Para ello se utilizó el paquete estadístico PAST (versión 3.1, Øyvind Hammer, Natural History Museum, University of Oslo [ohammer(at)nhm.uio.no])

Para determinar la similitud entre las zonas se utilizó el análisis factorial de correspondencia (AFC) sobre la matriz de especies (filas) y zonas (columnas). Para cada especie se cuantificó el número de trampas en las que aparece y no el número de obreras capturadas, para evitar el efecto de las diferencias en el número de obreras entre las diferentes especies. El AFC permite la representación conjunta de las observaciones y las variables, lo que facilita su interpretación.

Para comparar las zonas ajardinadas se utilizó el análisis multivariante discriminante lineal (método de selección de variables por pasos "forward") y que permite calcular las distancias de Mahalanobis entre los grupos. Esto permite establecer una similitud o diferencia más precisa entre las diferentes zonas.

Los análisis anteriores se efectuaron mediante el paquete Statistica (StatSoft, Inc. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com).

Resultados

Se obtuvieron un total de 43 especies de formícidos (ver Tabla I), entre las cuales se encuentran dos especies alóctonas, *Cardiocondyla mauritanica* (Forel, 1890) y *Strumigenys membranifera* (Emery, 1869).

Las 5 especies más abundantes fueron: *Lasius grandis*, *Pheidolle pallidula*, *Messor barbarus*, *Aphaenogaster senilis* y *Plagiolepis pygmaea*. Se trata de especies generalistas que tienen en común el haber sido encontradas anteriormente en jardines, su tolerancia a las altas temperaturas y su plasticidad alimentaria.

Cardiocondyla mauritanica (Forel, 1890) es la especie alóctona más abundante encontrada en las trampas de caída, superando en un número de obreras a *Strumigenys membranifera* (Emery, 1869). Se trata de una especie citada por primera vez en Andalucía en el litoral granadino en 1987 (Ortiz & Tinaut, 1987). En Córdoba ha sido encontrada en jardines urbanos y en bosques de ribera, especialmente en aquellos situados en las proximidades de núcleos urbanos (LUQUE GARCÍA *Et Al.*, 2002; ORDOÑEZ-URBANO *et al.*, 2007; Reyes López *et al.*, 2008). Esta especie suele colonizar preferentemente zonas muy alteradas y humanizadas, en enclaves descubiertos y con mucha humedad, siendo encontrada con facilidad en jardines con césped (Reyes López & Espadaler, 2005; Gómez & Espadaler, 2006; Reyes López *et al.*, 2008; Wetterer, 2012).

S. membranifera (Emery, 1869) es otra de las especies alóctonas encontradas (Ordoñez-Urbano *et al.*, 2008). La captura de esta especie "rara" (Ordoñez-Urbano *et al.*, 2008) es difícil debido a su carácter críptico, sin embargo, ha sido encontrada en muchas zonas ajardinadas.

Además de estas especies alóctonas se puede destacar la captura de ejemplares del género *Leptanilla* (machos), así como *Temnothorax tyndalei* y *S. argiola*.

El género *Leptanilla* (Emery, 1870) se compone de hormigas de muy pequeño tamaño y comportamiento hipogeo. La información sobre este género es insuficiente debido a la escasez de ejemplares encontrados a lo largo de la historia (Barandica *et al.*, 1994), aunque existen estudios que proporcionan datos sobre el comportamiento, la biología y la ecología de algunas de las especies de este género (BARONI URBANI, 1977; MASUKO, 1990). Existen 43 especies hasta el momento (BOLTON, 2010). Se trata de un género de distribución mundial, conociéndose 5 especies en la península ibérica: *L. charonea* (Martínez & Barandica, 1994), *L. plutonia* (Martínez & Barandica, 1994), *L.*

zaballosi (Martínez & Barandica, 1994), *L. revelieri* (Emery, 1870; López *et al.*, 1994) y *L. theryi* (Catarineu Guillen & Tinaut, 2012).

Strumigenys argiola (Emery, 1869) se distribuye principalmente en los países mediterráneos (Borovski, 2009), aunque también han sido halladas en Suiza (Cutter, 1972; Borcard *et al.*, 1997), en Colonia (Behr *et al.*, 1996), Hungría (Bernard, 1868; Gallé *et al.*, 1998) y Alemania (Fellner *et al.*, 2009). Se trata de una especie críptica (Espadaler & López-Soria, 1991; Ordoñez-Urbano *et al.*, 2008) de muy pequeño tamaño que suele encontrarse en la hojarasca, madera o restos vegetales putrefactos (Fellner, 2009). Se trata de una especie depredadora, lo cual queda reflejado en la estructura de sus mandíbulas (Bolton, 1999, 2000), y presenta una característica pilosidad corporal. Esta especie está citada en Marruecos (Cagniant, 2006). (Consultar bibliografía en Guillem *et al.*, 2009; Borovsky, 2009)

Temnothorax tyndalei (Forel, 1909) se trata de una especie habitual de zonas paleárticas, montañas o bosques umbrófilos (Carpintero *et al.*, 2007). Es conocida en Argelia, habiéndose citado escasamente en la península ibérica (Tinaut, 1991; Carpintero *et al.*, 2001, 2007; Ordoñez *et al.*, 2007; Reyes López *et al.*, 2003). Suele anidar en el suelo bajo las raíces de los arbustos o en troncos secos. Se alimenta de pequeños artrópodos, aunque también ingieren líquidos azucarados.

La diversidad ecológica alcanzó valores más altos en las zonas correspondientes a las formaciones naturales y seminaturales del campus (Figura 2), mientras que los valores más bajos corresponden a algunas de las zonas ajardinadas. De este modo, se puede observar como "SJose-M" y "Olmos" muestran los valores más altos, mientras que los valores más bajos son asignados a "Aulario" y "Estanque", respectivamente.

El AFC aplicado sobre la matriz de especies por zonas permite determinar la similitud en composición faunística de las mismas (Figura 3). Sus resultados son significativos ($\chi^2=34582$ gl=320 $p<0.0001$; inercia absorbida por los dos primeros ejes=74.17%). Se puede observar una posición intermedia para las zonas de arboleda, situadas entre las zonas de pastos-matorral, correspondientes a "SJose-C" y "SJose-M" y las zonas verdes ajardinadas. Dichas zonas ajardinadas, fueron aquellas que mostraron menor similitud en especies de formícidos con las zonas naturales y seminaturales. De éstas, la "Iglesia" y el "Paraninfo" presentan una mayor similitud con las zonas de arboledas y las zonas de pastos-matorral, debido a que son las más arboladas y mejor conservadas de todos los jardines. El "Aulario" es la más distanciada, debido a una mayor presencia de especies alóctonas como *C. mauritanica* o *S. membranifera*.

Como procedimiento complementario al anterior, con objeto de determinar la similitud entre las distintas zonas ajardinadas, se utilizó un AD (ver Métodos). Los resultados son significativos (Lambda de Wilks=0,0085; aprox. $F(57 \text{ y } 132)=9,1370$; $p < 0,001$), con un porcentaje de clasificación correcto de 98,48%. Es decir, cada jardín presenta una fauna de hormigas característica y significativamente diferente de los otros. En la Figura 4 se puede observar que estas diferencias en su composición faunística son graduales, con el “Aulario” en un extremo y la “Iglesia” en el otro.

Discusión

El estudio de la biodiversidad se ha convertido en uno de los principales temas de actuación en las universidades a nivel mundial, debido a la información que proporciona acerca del estado medioambiental de los mismos. Sin embargo, en España, hasta el momento, son pocas las universidades que lo han llevado a cabo (Carpintero & Reyes López, 2013; Reyes López, Ordoñez-Urbano & Carpintero-Ortega, 2008; Luque-García & Reyes López, 2001).

El Campus de Rabanales, a pesar de su reducida extensión, de tan solo 50 ha., presenta una alta diversidad de formícidos en relación al área ocupada, ascendiendo a un total de 43 especies, siendo importante esta cifra si la comparamos con las alrededor de 80 especies encontradas hasta el momento en la Sierra de Córdoba (datos de los autores no publicados) y las 46 especies encontradas en el estudio llevado a cabo por Carpintero & Reyes López (2014) en varios parques de las ciudades de Córdoba y Sevilla. Posiblemente, estos valores sean debidos a su situación geográfica, entre Sierra Morena y la Vega del Guadalquivir. Por otro lado, la similitud entre los listados de especies encontradas en ambos estudios es de un 65%, por lo que podríamos considerar el campus de Rabanales como un punto caliente de biodiversidad.

Los niveles más altos de diversidad se han podido encontrar en las algunas zonas seminaturales (Olmos, Sanjose-C y Eucaliptos) y no en las zonas ajardinadas, por lo que puede interpretarse como un indicativo de los efectos provocados por la intervención humana en las zonas verdes. Ya se ha visto como cada zona ajardinada presenta un composición particular, que, por un lado, se debe a la estructura de su vegetación y sus condiciones microclimáticas. Pero por otro lado, las diferencias en la composición faunística entre las zonas pueden deberse al manejo humano. Por ejemplo, la composición faunística del “Estanque” puede verse seriamente afectada

durante los meses de verano, ya que en este jardín se realiza un corte del riego en los meses de verano, lo cual afecta a la vegetación (debido a las altas temperaturas y la ausencia de lluvias). El estado de la sucesión ecológica también es un factor determinante. El “Aulario” es una zona de nueva creación (2005), con labores de restauración de infraestructuras hasta hace relativamente poco tiempo. Esto hace que se concentren aquí las especies alóctonas, mucho menos frecuentes en las otras zonas de estudio del campus. Estas especies alóctonas suponen un gran problema para la biodiversidad, siendo las invasiones biológicas consideradas, después de la pérdida de hábitat, la segunda causa más importante de disminución de biodiversidad a nivel mundial (Mcneely & Strahm, 1996) (consultar bibliografía en Reyes López *et al.*, 2008).

Finalmente, puede decirse que el Campus de Rabanales, a pesar de su reducida extensión, presenta unos valores altos de biodiversidad, lo cual puede ser un indicativo de buena conservación de las zonas verdes, a excepción de dos zonas, “Aulario” y “Estanque”, cuyos datos obtenidos en el estudio pueden servir a la Administración competente para tomar las medidas oportunas para la recuperación de dichas zonas.

Aquí se han aportado los resultados de un periodo de estudio de 11 años para algunas zonas. El ánimo de este grupo de investigación es continuar con los muestreos en los próximos años, de manera que se pueda completar un estudio de larga duración de los cambios que puedan producirse en las comunidades de formícidos y valorar, por ejemplo, si hay efecto de las diferentes condiciones meteorológicas interanuales; o la aparición de nuevas especies alóctonas/invasoras, como la hormiga argentina, que aún no tiene presencia en este campus, pero si en la ciudad de Córdoba.

TABLA I. Relación de especies del Campus Universitario de Rabanales

Código	Especies	Nº Obreras
LASGRA	<i>Lasius grandis</i> (Forel, 1909)	4895
PHEPAL	<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849)	4490
MESBAR	<i>Messor barbarus</i> (Linnaeus, 1767)	4280
APHSEN	<i>Aphaenogaster senilis</i> (Mayr, 1853)	3863
PLAPYG	<i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798)	1388
APHGIB	<i>Aphaenogaster gibbosa</i> (Latreille, 1798)	1311
TETSEM	<i>Tetramorium semilaeve</i> (André, 1883)	877
PLASCH	<i>Plagiolepis schmitzii</i> (Forel, 1895)	845
TAPNIG	<i>Tapinoma nigerrimum</i> (Nylander, 1856)	814
CARMAU	<i>Cardiocondyla mauritanica</i> (Forel, 1890)	779
TETFOR	<i>Tetramorium forte</i> (Forel, 1904)	665
CAMBAR	<i>Camponotus barbaricus</i> (Emery, 1905)	470
CREAUB	<i>Crematogaster auberti</i> (Emery, 1869)	380
TEMALF	<i>Temnothorax</i> sp (<i>alfacarensis</i> , Tinaut)	229
CATROS	<i>Cataglyphis rosenhaueri</i> (Santschi, 1925)	215
SOLSPP	<i>Solenopsis</i> sp cfr	213
CRESCU	<i>Crematogaster scutellaris</i> (Olivier, 1792)	191
MYRALO	<i>Myrmica aloba</i> (Forel, 1909)	139
CAMMIC	<i>Camponotus micans</i> (Nylander, 1856)	114
HYPEDU	<i>Hypoponera eduardi</i> (Forel, 1894)	113
TAPERR	<i>Tapinoma erraticum</i> (Latreille, 1798)	93
TETCAE	<i>Tetramorium caespitum</i> (Linnaeus, 1758)	87
GONHIS	<i>Gonionmma hispanicum</i> (André 1881)	72
FORCUN	<i>Formica cunicularia</i> (Latreille, 1798)	71
TEMTYN	<i>Temnothorax tyndalei</i> (Forel, 1909)	50
FORGER	<i>Formica gerardi</i> (Bondroit 1917)	48
CAMPIL	<i>Camponotus pilicornis</i> (Roger, 1859)	45
CATVEL	<i>Cataglyphis velox</i> (Santschi, 1929)	37
MESCEL	<i>Messor celiae</i> (Reyes, 1985)	36
TEMRAC	<i>Temnothorax racovitzai</i> (Bondroit, 1918)	36
PYRMEM	<i>Strumigenys membranifera</i> (Emery, 1869)	21
CAMFIG	<i>Camponotus figaro</i> (Collingwood & Yarrow, 1969)	20
TAPAMB	<i>Tapinoma madeirense</i> (Forel, 1895)	14
TEMPAR	<i>Temnothorax pardoii</i> (Tinaut, 1987)	14
APHDUL	<i>Aphaenogaster dulcinea</i> (Emery, 1924)	6
CAMLAT	<i>Camponotus lateralis</i> (Olivier, 1792)	2
CAMFAL	<i>Camponotus fallax</i> (Nylander, 1856)	1
CARBAT	<i>Cardiocondyla batesii</i> (Forel, 1894)	1
CATHIS	<i>Cataglyphis hispanicus</i> (Emery, 1906)	1
CRESOR	<i>Crematogaster sordidula</i> (Nylander, 1849)	1
TEMREC	<i>Temnothorax recedens</i> (Nylander, 1856)	1
STRARG	<i>Strumigenys argiola</i> (Emery, 1869)	
LEPSPP	<i>Leptanilla</i> sp	

Figura 1. Plano de las instalaciones del Campus de Rabanales, donde se señalan las zonas ajardinadas seleccionadas en este estudio.

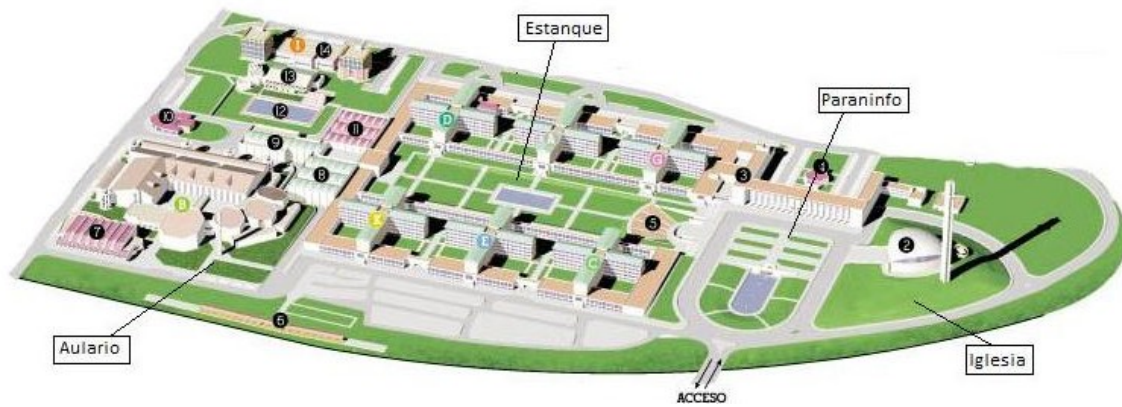


Figura 2. Índice de Shannon de las diferentes zonas del campus.

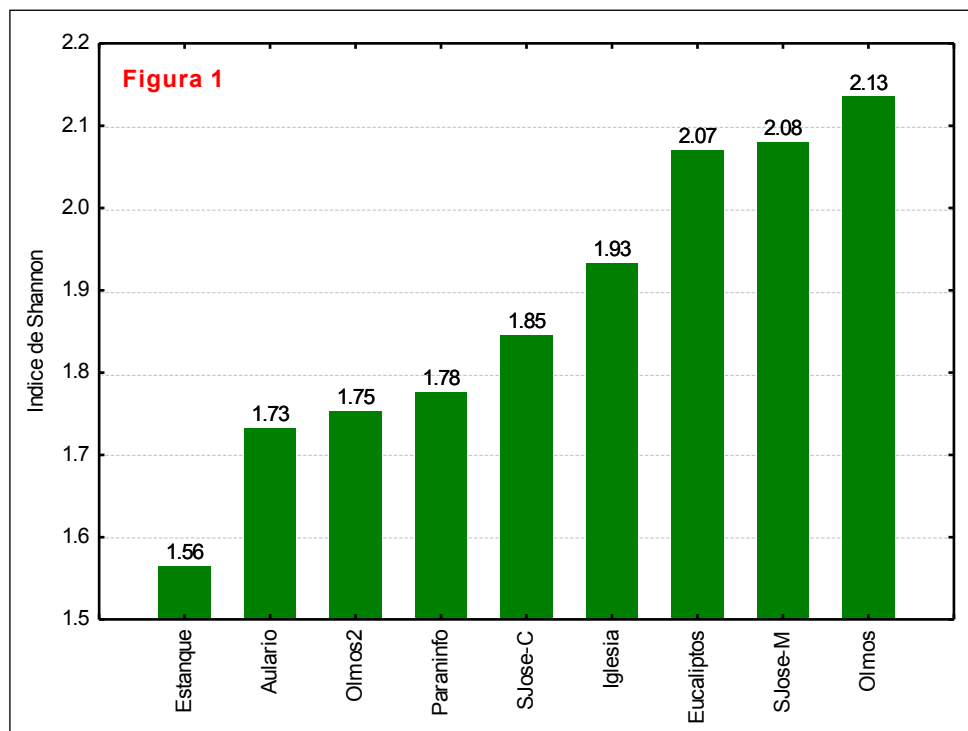


Figura 3. Representación de los dos primeros ejes de un AFC efectuado sobre las zonas del campus estudiadas.

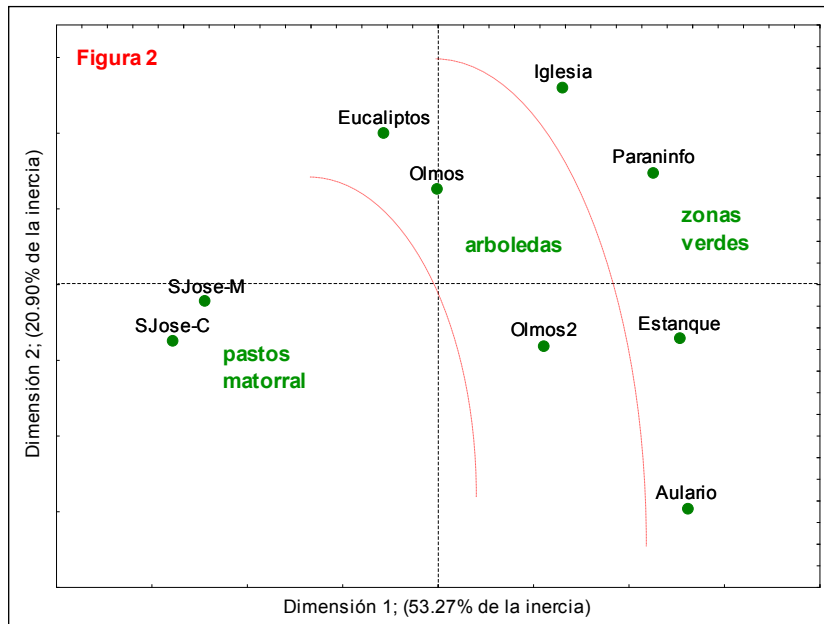
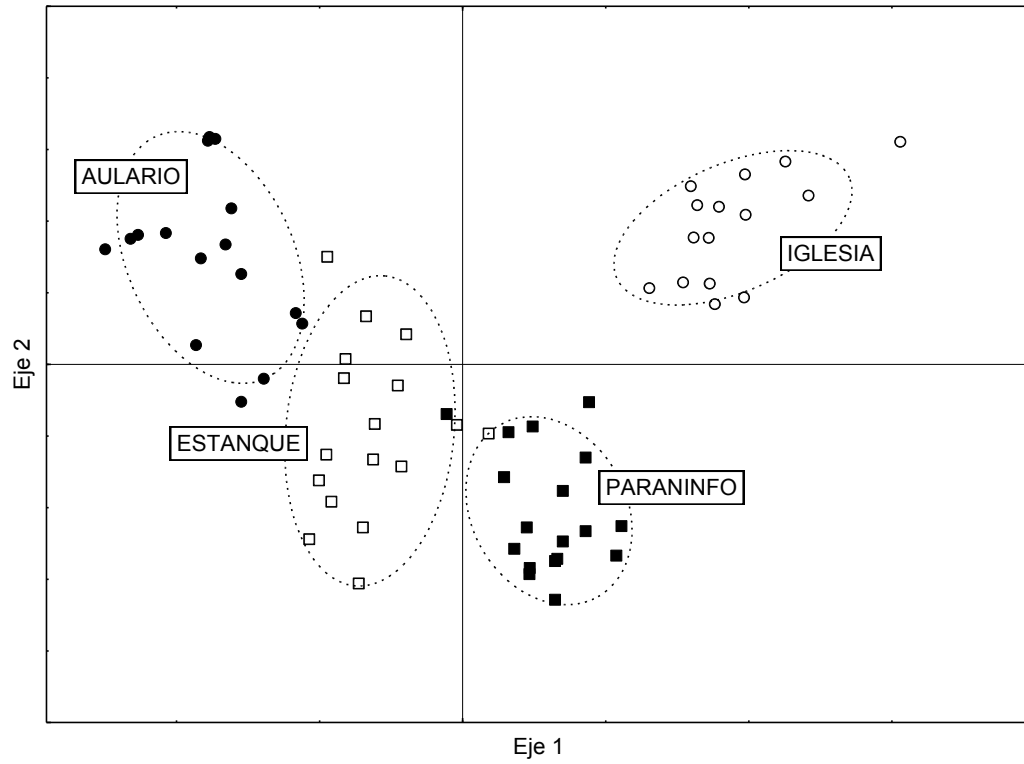


Figura 4. Resultados del AD efectuado sobre los cuatro jardines del campus muestreados.



Capítulo 3. Microhábitat

Influencia de los componentes que conforman un microhábitat y la presencia de hormiga argentina (*L. humile*) sobre la comunidad de formícidos de zonas verdes urbanas.

Resumen

En el presente trabajo se ha estudiado el microhábitat de diferentes zonas en varios parques urbanos de la ciudad de Córdoba. Mediante la clasificación de las distintas especies de hormigas halladas en cada zona muestreada y las variables que determinan el microhábitat de cada trampa, se ha establecido una relación para determinar el efecto de las distintas variables sobre la presencia de cada especie. Al mismo tiempo, se ha llevado a cabo un estudio de la influencia de hormiga argentina (*L. humile*) en la comunidad de formícidos de los parques donde se ha hallado. Como resultado de distintos cálculos estadísticos, se ha podido determinar la influencia directa de las diferentes variables que caracterizan un microhábitat en conjunto con la presencia de *L. humile* sobre las diferentes poblaciones, obteniéndose resultados positivos y negativos en función de las características ecológicas de cada especie.

Introducción

El macrohábitat y el microhábitat son factores de estudio fundamentales en la determinación de la entomofauna de una zona, de tal modo que son las características del microhábitat las determinantes en la distribución de artrópodos de una zona objeto de estudio. Diferentes microhábitats proporcionarán distintas condiciones microclimáticas, así como una mayor o menor disponibilidad de alimento para las especies de invertebrados presentes en los mismos, determinando así su distribución, y como consecuencia, la de los formícidos de la zona, debido a la estrecha relación existente entre las hormigas de un área y el número de microhábitats presentes en la misma.

La cantidad de microhábitats que podemos encontrar en una zona aumenta en proporción a la diversidad de estructuras vegetales presentes en ella. Del mismo modo, en las zonas verdes urbanas, el número de microhábitats aumentará según la complejidad estructural que presente el parque o jardín objeto de estudio. Mientras mayor sea el número de microhábitats de la zona, mayor será el número de especies que formen la comunidad de formícidos del lugar, ya que para numerosas especies la selección del microhábitat está relacionada con sus características ecológicas y el modo de alimentación (Martínez Capel *et al.*, 2009). Así, la cantidad de hojarasca, la composición florística y la estructura de un bosque conllevan la formación de nuevos microhábitats donde las hormigas pueden vivir (Levings, 1983), pudiendo suponer el mismo caso para cualquier otra zona provista de vegetación. Un ejemplo de ello sería cómo la hojarasca presente en la superficie del suelo influye sobre las poblaciones de artrópodos de éste (Sayer, 2006) mediante la regulación del microclima (Bradford *et al.*, 2002, González & Seatedt, 2001, Vasconcelos & Laurance, 2005) y la disponibilidad de nutrientes (Sayer, 2006; Evetts, 2008). Este efecto del microhábitat en la comunidad de hormigas fue observado también por Kaspari & Yanoviak (2009), obteniendo una alta correlación entre el espesor de la hojarasca del suelo y la cantidad de hormigas en ecosistemas del trópico panameño y peruano.

Teniendo en cuenta la influencia de las características de los distintos microhábitats de una zona sobre la comunidad de formícidos, el objetivo del presente estudio ha sido determinar la importancia de cada una de las variables presentes en nueve parques y jardines de la ciudad de Córdoba (España) sobre presencia de las diversas especies de formícidos encontradas en las mismas, así como la influencia, positiva o negativa, del microhábitat sobre estas comunidades.

Material y Métodos

Zona de estudio

La ciudad de Córdoba se encuentra situada al sur de la península ibérica, en una depresión a orillas del río Guadalquivir y al pie de Sierra Morena. Debido a su posición, presenta un clima mediterráneo continentalizado con influencias atlánticas, siendo los inviernos suaves, aunque con algunas heladas, y los veranos muy calurosos con importantes oscilaciones térmicas diarias y temperaturas máximas que superan los 40°. Las precipitaciones se concentran en los meses más fríos y presenta una fuerte sequía estival.

La toma de datos se ha realizado en nueve parques y jardines de la ciudad de Córdoba: Parque de la Asomadilla, Parque Cruz Conde, Jardín Botánico, Jardines del Plan Renfe, Jardines de Elena Fortún, Jardines del Colegio Mayor Ntra. Sra. De la Asunción, Jardines del Campus Universitario de Rabanales, Parque Doctor Alfonso Carpintero y Jardines de Vallellano (Ver tabla 1).

Método de muestreo

El principal sistema de muestreo que se ha utilizado han sido las trampas de caída ("pitfall traps") colocadas a ras de suelo, con un total de 681 trampas en todo el estudio. Las trampas de caída constituyen un método muy extendido en los estudios faunísticos y ecológicos sobre invertebrados epigeos, sobre todo en coleópteros y formícidos (Luque García & Reyes López, 2001) porque permiten dar una buena indicación de la importancia de las diferentes especies en el suelo, además de evitar problemas relacionados con los ritmos diarios de actividad (Greenlade & Greenlade, 1984). El recipiente utilizado como trampa, fue un vaso de plástico traslúcido de 5,7cm de diámetro en la apertura superior, 5cm en la base, una profundidad de 7,3cm y con una capacidad de 150cc (REF. 409702, DELTALAB SL.). En su interior se colocaban unos 50cc de agua con unas gotas de detergente para reducir la tensión superficial, sin añadir ningún tipo de atrayente ni de sustancia conservante.

Para determinar el microhábitat de la trampa se tomaron fotos de la misma y la zona circundante. Estas fotos fueron tomadas a un metro de altura en posición perpendicular a la trampa. Posteriormente, se analizaron las fotos para determinar los parámetros presentes en el microhábitat que rodea a la trampa. Este análisis consistió en estudiar las fotos de forma individual asignándole valores de 0 y 1 a cada una de

las variables tenidas en cuenta, según estuviesen presentes o no en el microhábitat circundante que aparecía en la foto. En total fueron analizadas 681 fotos, una foto por cada trampa.

Con el fin de obtener la mayor información posible de la población de formícidos existente en los jardines de estudio, se utilizaron como métodos complementarios la búsqueda directa y el embudo Berlese. El uso del Berlese es una técnica usual que permite capturar las especies de hormigas que se mueven entre la hojarasca y el suelo. Este método fue descrito por BERLESE (1905), quien utilizaba un sistema de circulación de agua caliente alrededor del embudo, y posteriormente fue modificado por Tullgren (1918), sustituyendo el sistema de agua por una fuente de luz (Sandler, R. *et al.*, 2010).

Para el desarrollo del estudio se han tenido en cuenta los distintos parámetros que afectan al microhábitat en los distintos parques (ver tabla 2).

Tratamiento estadístico

Para determinar la posible relación entre los distintos parámetros que caracterizan el microhábitat de una zona y las especies presentes en ella, se ha realizado un tratamiento estadístico utilizando como herramientas los paquetes Statistica (StatSoft, Inc. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com) versión 8.0) y Past (version 3.01). Estos cálculos se han realizado utilizando el número total de obreras capturadas de cada especie, mediante un sistema binomial donde solo se indica la presencia o ausencia de cada especie independientemente del número de individuos capturados de cada una de ellas. Con dichos datos se ha llevado a cabo el cálculo no paramétrico del coeficiente de correlación de Spearman con el fin de determinar si la presencia de las distintas especies presentes en los jardines viene influenciada por la presencia de uno o varios de los parámetros evaluados en el estudio, ya que los resultados de esta prueba determinan el grado de asociación o correlación entre las distintas variables, estudiando los datos de forma independiente. De este modo, al tratarse de un estudio muy sensible, nos permite determinar cuáles relaciones son realmente significativas de entre todas aquellas posibles.

Una vez determinadas las correlaciones entre variables y especies, se llevó a cabo el cálculo de estadísticas multivariantes, mediante la realización del análisis lineal del discriminante (LDA) (método de selección de variables por pasos "forward") con cada uno de los componentes del microhábitat, tanto de forma independiente como combinados en grupos referentes a la estructura arbórea-arbustiva y a la cobertura herbácea-suelo descubierto, y las distintas especies de formícidos encontrados en los jardines. Este análisis nos permite estudiar las relaciones lineales existentes entre las especies y las variables de microhábitat utilizadas, obteniéndose en este caso la relación de especies importantes en el modelo estudiado, pero no el tipo de relaciones con las otras variables.

A su vez, la presencia de especies potencialmente competidoras por los recursos del hábitat influirán junto con los componentes del microhábitat en la presencia o ausencia

de otras especies, debido a un solapamiento de nicho ecológico. Esto conlleva que las relaciones interespecíficas existentes jueguen un papel de gran importancia en la composición faunística presente, ya que el resultado de esta interferencia puede dar lugar tanto a un aumento en la presencia de otra especie como al desplazamiento de la misma. Así, la presencia de la hormiga argentina en varios de los parques estudiados, y los efectos potenciales de su presencia, dio lugar a la realización de un nuevo análisis lineal del discriminante, enfocado en este a la determinación de la influencia que ejerce *Linepithema humile* sobre la presencia de las demás especies.

Posteriormente, las diferencias entre las medias de los distintos grupos fueron analizadas mediante la realización de un análisis de la varianza (ANOVA) y la ejecución del cálculo de los descriptivos, acotándose aún más la influencia de la existencia de los distintos parámetros del microhábitat, así como la presencia de *Linepithema humile*, de forma individual y conjunta, en la presencia o ausencia del resto de las especies en estudio.

Resultados

Durante los años de muestreo (2005-2011) se ha capturado un total de 39 especies y 25579 obreras, descritas en la siguiente tabla. Las especies inventariadas se detallan en la tabla 3. *Lasius grandis* (Forel, 1909), con un 27,91%, y *Pheidole pallidula* (Nylander, 1849), con un 22,15%, corresponden a las especies más abundantes (Tabla 3).

En el caso de *Solenopsis*, la identificación ha sido a nivel de género, sin llegar a especie, ya que el grupo se encuentra actualmente en revisión.

Entre las especies capturadas cabe destacar la existencia de especies alóctonas muy vinculadas a zonas alteradas por el hombre, como *Cardiocondyla mauritanica* (Forel, 1890) y *Strumigenys membranifera* (Emery, 1869).

En la península, *C. mauritanica* ha sido citada en Granada (Ortiz & Tinaut, 1987, 1988) y en Alicante (Reyes-López & Luque García, 2001b), siendo muy abundante en el norte de África. Tal y como se ha comentado anteriormente, se trata de una especie exótica con preferencia por zonas muy alteradas y humanizadas, colonizando preferentemente zonas descubiertas con mucha humedad.

S. membranifera es una especie de distribución mundial con varias citas en la península: Barcelona (Espadaler, 1979; Espadaler & Reyes López 1991); Córdoba (Reyes López & Luque García, 2001); Huelva (Reyes López & Luque García, 2001) y Murcia (Martínez *et al.* 2002). Se trata de una especie exótica en la región mediterránea (Ordoñez-Urbano *et al.*, 2008), aunque ampliamente distribuida en los trópicos y las zonas templadas. Suele estar asociada a lugares alterados por el hombre, entre ellos, medios urbanos y periurbanos. Para más información, consultar Wetterer (2011).

Otra de las especies destacables en el estudio es *Hypoponera eduardi* (Forel, 1894), presentando distribución mediterránea (Ortiz & Tinaut, 1988) y siendo muy común en jardines. Se trata de una especie de difícil captura debido a sus costumbres hipogeas.

Presenta una alimentación carnívora. Sus nidos son móviles y el traslado de éstos se realiza según el modelo de tándem.

Entre las especies invasoras capturadas se encuentra *L. humile*, principal componente del cambio global y causante de fuertes pérdidas de biodiversidad (Arim *et al.*, 2006). Se trata de una especie de origen sudamericano, probablemente de Brasil, que en la actualidad es cosmopolita (Suai-Cano *et al.*, 2002). Es conocida como hormiga argentina y su presencia en la región mediterránea está muy ligada a la presencia humana. Su aparición en jardines es cada vez mayor, suponiendo una amenaza para las especies ya presentes.

Una vez realizados los cálculos hemos podido observar que el coeficiente de correlación de Spearman nos muestra una fuerte relación entre las variables determinadas anteriormente y la presencia o ausencia de las especies. Estos datos se muestran a continuación en la tabla 4 (Tabla 4. Correlación de Spearman), en la cual se puede distinguir tanto efectos positivos como negativos de la presencia de los distintos componentes del microhábitat sobre la presencia de cada una de las especies inventariadas en la zona.

Para ordenar el efecto de cada una de las variables sobre la comunidad de formícidos presentes en los parques, se optó por el cálculo del LDA sobre las diferentes matrices formadas por cada una de las variables de microhábitat consideradas y las distintas especies inventariadas. A continuación, se creó una matriz de clasificación con los resultados del análisis multivariante lineal del discriminante, habiéndose determinado la vinculación entre las variables y las especies con un porcentaje de fiabilidad de entre un 67,60% (correspondiente a BAR; Wilks' Lambda: 0,8492329; approx. $F(3,67) = 3,964911$, $p < 0,0116$) y un 100% (correspondiente a HERBD; Wilks' Lambda: 0,7448771; approx. $F(8,62) = 2,654401$, $p < 0,0143$). (Tabla 5. Matriz de clasificación de los discriminantes)

Un estudio del ANOVA determinó la influencia ejercida por la presencia de *L. humile* en el resto de las especies encontradas mediante los datos obtenidos en los descriptivos, obteniéndose como resultado especies favorecidas por su presencia, aumentando su población, y especies desfavorecidas, disminuyendo así su número. Sin embargo, existen otras especies en las que no se aprecia ningún tipo de influencia por parte de la hormiga argentina, pudiendo deberse estos resultados de neutralidad, en algunos casos, al escaso número de individuos encontrados en las muestras (Tabla 6). Estos mismos resultados fueron determinados con el cálculo de los descriptivos (Tabla 7) y posteriormente representados en una serie de gráficas que se detallan a continuación (Ver Figura 1. Gráficas), distinguiéndose aquellas obreras capturadas en trampas de caída situadas en zonas donde no se encuentra la variable de estudio (0), trampas situadas bajo la estructura arbórea o en zonas con césped espeso (1) y trampas situadas a pie de la estructura arbórea o en zonas con césped no muy denso (2).

Los resultados obtenidos muestran que especies como *M. aloba* (Gráfica 1), *C. scutellaris* (Gráfica 2), *P. pygmaea* (Gráfica 3), *Solenopsis*

spp. (Gráfica 4) y *P. schmitzii* se ven favorecidas con la presencia de *L. humile*; mientras que *L. grandis* (Gráfica 5), *P. pallidula*, *T. nigerrimum*, *C. mauritanica* (Gráfica

6), *A. gibbosa*, *H. eduardi*, *F. cunicularia*, *A. iberica* y *C. barbaricus* se ven desplazadas. Por otro lado, no se ha podido observar un efecto significativo en *T. caespitum*, *T. semilaeve*, *A. senilis*, *M. monomorium*, *T. erraticum*, *M. barbarus*, *C. micans*, *C. auberti* y *T. forte*. En el resto de las especies capturadas no se pudo determinar si la presencia de la hormiga argentina provoca algún tipo de efecto en la población, ya que el número de obreras capturadas fue inferior a 50 individuos (mínimo de captura establecido para el estudio).

En la gráfica obtenida con *Myrmica aloba* (Forel, 1909) se puede observar una distribución de la especie mayormente por las zonas a pie de árbol y zonas con césped espeso, aumentando su población en presencia de hormiga argentina. Este mismo patrón de aumento de población en presencia de *L. humile* a pie de árbol o zonas con césped espeso puede observarse también en *P. schmitzii*. Otras especies favorecidas por la presencia de hormiga argentina sería *C. scutellaris*, la cual ve aumentada su población a pie de árbol y sus inmediaciones, así como en zonas descubiertas o con césped no muy denso; y *Solenopsis*, la cual también sufre un aumento de población en presencia de hormiga argentina en zonas a pie de árbol y zonas con césped.

Finalmente, *L. grandis* ve afectada negativamente su población en presencia de hormiga argentina, sufriendo un descenso en el número de obreras en zonas bajo árbol y en zonas con césped. El mismo patrón se repite para *C. mauritanica*.

Discusión

En todo ecosistema, la presencia de una u otra especie se encuentra íntimamente ligado con los recursos que ofrece el hábitat, estableciéndose de este modo una relación directa entre los componentes del ecosistema y el número y tipo de especies que cabe encontrar en el mismo. Este tipo de hecho se encuentra reflejado en el presente trabajo, donde se ha podido observar una clara relación entre las distintas variables que caracterizan un microhábitat y las especies de hormigas que se encuentran en él, obteniendo resultados de aproximadamente un 100% de exactitud en la fiabilidad de la clasificación. Estos resultados implican que el conocimiento de las variables que compongan un hábitat nos permitirá construir una idea previa de la comunidad de formícidos que vamos a encontrar en dicha zona. Sin embargo, hay que tener presente el hecho de las relaciones de competencia que puedan producirse entre aquellas especies cuyo nicho ecológico solape, serán igualmente influyentes, actuando conjuntamente con los recursos del hábitat en la selección específica, siendo especialmente importante ante la presencia de especies invasoras o potencialmente agresivas, como es el caso del hallazgo de hormiga argentina en algunos de nuestros jardines. Así, el agrupamiento espacial de las colonias puede ser considerado uno de los resultados de las interacciones entre las especies (Clark & Evans, 1954), ya que, en el caso de las hormigas, un territorio es un área ocupado más o menos exclusivamente por una colonia mediante la repulsión de los competidores intra e interespecíficos a través de una defensa abierta o despliegue agresivo.

La influencia de los componentes del microhábitat sobre la comunidad de formícidos puede venir dada de forma directa, mediante el uso de éstos por parte de las hormigas como zona de nidificación, fuente de alimento..., o de forma indirecta, determinando la

cantidad de radiación solar que llega al suelo, o la humedad presente en éste. Así, en el caso de zonas provistas de vegetación de porte alto o mediano, como es el caso de aquellas zonas con árboles y arbustos, esta cantidad de radiación recibida disminuye en proporción a la cobertura arbórea del lugar, lo que se traduce en una bajada de temperatura a nivel de la superficie en los meses cálidos, pudiendo afectar en gran medida a las especies presentes (Goldstein, 1975; Porter & Tschinkel, 1987; Retana & Cerdá, 2000; Carpintero *et al*, 2007; Zhao & Zhang, 2013).

La vegetación de bajo porte, como el césped y las herbáceas, confieren una capa de protección ante la evaporación del agua del suelo, por lo que en las zonas con césped, la característica microclimática más relevante sería la humedad del suelo, suponiendo un gran beneficio para las poblaciones de artrópodos localizadas en lugares con temperaturas extremas, siendo un regulador de la temperatura, y permitiéndose de este modo la existencia de como *L. grandis*, necesitada de cierto grado de humedad para establecerse (Comin Del Rio & De Haro, 1980; Rodríguez, 1982), *A. gibbosa*, con preferencia por zonas con vegetación abundante, o *P. pallidula*, en la que el grado de humedad y temperatura del lugar es fundamental para su desarrollo. Sin embargo, esta misma característica, puede provocar un sesgo en la población de formícidos, debido a la existencia de especies con dificultad para desplazarse u orientarse en suelos con vegetación densa, por lo que se encontrarían ausentes en zonas con césped denso. Como componente antagónico a éste, las zonas desprovistas de vegetación han mostrado una influencia negativa sobre la presencia de especies, posiblemente por las fuertes variaciones de temperatura, pudiéndose alcanzar temperaturas extremadamente altas durante el día en la época de verano, debido a la fuerte sequía que sufre el suelo descubierto. No obstante, no se ha podido apreciar este efecto en *Solenopsis*, quizás debido a las costumbres hipogeas de la especie.

El efecto positivo de la zona borde, junto al efecto negativo de la presencia de hojarasca sobre la población de *C. mauritanica*, podría deberse a la tendencia de esta especie a hallarse en enclaves descubiertos, tratándose de una especie con gran plasticidad ecológica. Del mismo modo, las zonas de terreno muy laboreado se han capturado mayormente especies con gran plasticidad ecológica, siendo característica de las zonas perturbadas la presencia de baja riqueza específica y alta abundancia (Graham *et al*, 2004), a excepción de *M. monomorium*, la cual hasta el momento solo ha sido citada en zonas urbanas en dos ocasiones (Reyes-López & Carpintero, 2014; Carpintero & Reyes-López, 2014).

A su vez, las plantas de mayor porte, como árboles y arbustos, contribuirán a la regulación de la humedad presente en el suelo, de modo que uno de los efectos de las diferencias en estructura y densidad de la vegetación es la diferencia de humedad entre zonas descubiertas y cubiertas, siendo mayor en aquellas zonas provistas de vegetación. Este factor ambiental es de gran importancia para las poblaciones de formícidos, ya que, como hemos señalado anteriormente, será determinante para la actividad de forrajeo, abundancia de comida, selección de zona de anidamiento y predación por otras hormigas (Levings 1983), quedando reflejado en las relaciones observadas entre las especies de formícidos y las variables altitud y humedad del suelo, en el estudio llevado a cabo por Changlu Wang (2001).

El uso de rocas como elemento de nidificación (Retana *et al.*, 1992), hace que los resultados obtenidos del estudio de la presencia de rocas para *T. semilaeve* y *T. nigerrimum* tenga un efecto positivo para sus poblaciones.

Así, la variabilidad de componentes que conformen un microhábitat dará como resultado un número de recursos disponibles para un número limitado de especies, lo que se traduce en que una mayor variedad de ambientes presentes en un mismo parque o jardín podrá soportar un mayor número de especies, siendo la biodiversidad de un jardín directamente proporcional al número de microhábitats presentes en el mismo, ya que la heterogeneidad espacial facilita la persistencia de una alta riqueza específica en hábitats complejos ya que los recursos pueden subdividirse de un modo más específico, promoviendo una mayor especialización que promueve la coexistencia de un mayor número de especies en un mismo hábitat (McArthur & McArthur, 1961; Brown & Lomolino, 1998; Davidowitz & Rosenzweig, 1998), siendo la explotación de los recursos viene determinada por la viabilidad de comida fuera del nido (Oster & Wilson, 1978), lo que lo convierte en uno de los factores determinantes de biodiversidad. Debido a esta relación directa, en áreas donde los recursos se encuentran agregados, las colonias tienden a desarrollar un patrón de distribución agrupado para maximizar la explotación del territorio (Czechowski, 1975). El mismo patrón se espera en especies poligínicas, donde la explotación del hábitat por la colonia aumenta linealmente con el número de nidos (Cerdá *et al.*, 2002). Sin embargo, cuando la competición por los recursos es fuerte, las colonias tienden a maximizar la distancia media entre los nidos, reduciendo la superposición de los territorios de forrajeo (Bernstein & Gobbel 1979, Cushman *et al.* 1988), de modo que la gran dispersión de los nidos de las distintas especies presentes en un territorio es una de las estrategias utilizadas para promover la partición de espacio, la coexistencia y la reducción de la competición maximizando la distancia entre las colonias interespecíficas (Harrison & Gentry, 1981; Ryti & Case, 1986; Acosta *et al.*, 1995; Gordon & Kulig, 1996; Adler & Gordon, 2003).

La relación existente entre la población de formícidos que se encuentra en un lugar y las características del hábitat ha sido tratada en diversos trabajos (Changlu Wang 2001, Solida *et al.* 2009, Calcaterra 2010), ya que desde nuestro punto de vista, se trata de una información crucial para el conocimiento de la biología de las especies, así como para poder determinar la evolución de los ecosistemas, la cual es a su vez dependiente de las especies presentes en ellos, pudiendo ser interpretado como un proceso de feedback. Esta variabilidad de hábitats viene dada, como se ha indicado anteriormente, por la diversidad en componentes presentes en el mismo, los cuales serán los responsables de las peculiaridades de cada zona, como por ejemplo, las propiedades físico-químicas del suelo, pudiendo ser cruciales para la distribución y abundancia de los nidos de *Messor wasmanni* (Solida *et al.* 2009, Johnson 2000, Cerdá, 2001), o las distintas estructuras vegetales, causantes de las diferencias en estructura y composición de las poblaciones de formícidos estudiadas por Calcaterra (2010) entre la sabana, con una mayor diversidad de especies y grupos funcionales, y la zona de pasto.

Cabe destacar la presencia de *Linepithema humile* en tres de los nueve parques estudiados. Se trata de una especie con gran poder invasor debido a que características como la capacidad que tiene una sola reina para producir gran cantidad

de reproductores (Chapman & Bourke, 2001), la capacidad de dominar los recursos gracias al gran número de individuos de las colonias (Wilson 1990, 1992), poderes de autodispersión, rápida reproducción y defensa de la depredación (Moller, 1996), y sobre todo, la unicolonialidad o capacidad de presentar nidos con gran cantidad de reinas que conviven sin un límite claro de las colonias, hallando aparentemente una libre mezcla de individuos entre nidos (Hölldobler & Wilson, 1977) confieren a esta especie un gran éxito en sus colonizaciones. A su vez, las su comportamiento dentro de la colonia, donde se presenta un gran número de obreras por nido, una alta densidad en los mismos y un bajo nivel de agresividad intraespecífica, viene acompañado de un alto nivel de agresividad hacia otras especies (Hölldobler & Wilson, 1992; Passera, 1994; Moller, 1996; Holway & Suarez, 1999; Giraud et al., 2002). Sus numerosos nidos cooperantes e interconectados por colonia (Tsustsui et al, 2001) les permite obtener una superioridad numérica en la competencia con las especies de hormigas nativas (Suarez et al., 1998; Holway, 1999) y a su vez favoreciéndose la invasión de nuevos territorios. La abundancia relativa hormigas argentinas/hormigas nativas es remarcable en el estudio de la invasión de las primeras, ya que altas densidades en su población son básicas para ser superiores ante las hormigas nativas tanto en la competencia por interferencia como en la competencia por explotación (Holway, 1999; Human & Gordon, 1996): las hormigas argentinas encuentran la comida más rápido (Holway, 1998, 1999; Human & Gordon, 1996) y reclutan para conseguir alimento en un número más alto (Human & Gordon, 1996; Holway, 1998) que las hormigas nativas. Debido a lo cual, muchas de las especies nativas se han visto desplazadas por ésta. El desplazamiento de hormigas nativas por *L. humile* se lleva a cabo mediante agresión física y química. Teniendo en cuenta que los componentes químicos sintetizados por la hormiga argentina no son más repelentes que los de las hormigas nativas, podríamos decir que el dominio numérico de la hormiga argentina es clave a la hora de explicar su éxito en la competencia por interferencia (Holway, 1999).

En el presente trabajo también se ha podido observar la presión negativa que ejerce la hormiga argentina sobre las poblaciones de otras especies de formícidos presentes en los tres parques de la ciudad de Córdoba donde ha sido registrada. Este efecto negativo ha sido observado sobre todo en especies con bajo grado de agresividad, como es el caso de *P. pallidula* y *T. nigerrimum*, o especies que explotan el mismo recurso alimenticio.

En el caso de *P. pallidula*, la presencia de hormiga argentina reduce su abundancia en las zonas ajardinadas donde el césped no es espeso y ambas especies pueden desplazarse y orientarse con facilidad. El comportamiento sumiso que presenta *P. pallidula* ante la presencia de *L. humile* conlleva la expulsión de la misma de esa zona, siendo colonizada por la hormiga invasora. Enriquez Lenis (2013) ha registrado el mismo patrón de comportamiento en los enfrentamientos entre estas dos especies, al igual que Carpintero (2001), en su estudio sobre la repercusión de *L. humile* en el Parque Nacional de Doñana, pudo observar como en estos enfrentamientos *L. humile* se presentaba siempre más agresiva que su oponente, siendo mayor el número de pautas de agresión de ésta. Por otro lado, el hecho de que *P. pallidula* no cierre la entrada a sus nidos, podría también facilitar la entrada de *L. humile* en éstos, la cual las atacará y expulsará de la zona para ocupar el territorio (Angulo et al. 2006).

Resultados similares a estos fueron observados en los enfrentamientos entre *T. nigerrimum* y la hormiga argentina en el estudio sobre los aspectos biológicos de la hormiga argentina llevado a cabo por Abril & Gómez (2009).

En el caso de *L. grandis*, la competencia interespecífica por la explotación del mismo recurso alimenticio podría ser la explicación al efecto negativo de la presencia de *L. humile* observado sobre las poblaciones de ésta, sobre todo en las zonas circundantes a la estructura arbórea y en zonas de césped denso. *L. grandis* se trata de una especie de alimentación afidícola, cuya actividad transcurre principalmente sobre ramas de árboles y arbustos, aunque amplía su zona de forrajeo a las inmediaciones de los árboles y arbustos en la búsqueda de pequeños artrópodos. La presencia de hormiga argentina en las zonas de césped circundantes a las estructuras arbóreas o arbustivas limita el forrajeo de ésta por dichas inmediaciones, debido a que la interferencia de ambas especies concluye con el desplazamiento de *L. grandis*, la cual ve disminuida su presencia en las zonas de césped, reduciéndose su distribución a las estructuras vegetales de mayor porte debido a la exclusión activa que sufre esta especie por parte de *L. humile*.

No obstante, el caso más relevante de las especies desfavorecidas por *L. humile* sería el de la especie alóctona *C. mauritanica*, debido a que en estudios anteriores (Ward 2005; Gómez & Espadaler 2006; Wetterer 2012) se ha hecho referencia a la coexistencia entre estas dos especies en una misma zona. Nuestros resultados, por el contrario, revelan cómo el comportamiento sumiso de *C. mauritanica* hace que ésta se pueda ver desplazada de la zona por la hormiga argentina, pudiendo ambas coexistir en un mismo jardín siempre y cuando no se dé lugar el solapamiento de sus nichos ecológicos. Al igual que *C. mauritanica*, la interacción registrada entre *A. senilis* y la hormiga argentina en otros estudios ha tenido connotaciones negativas, con la exclusión de la misma por parte de esta hormiga invasora, lo cual ha sido explicado por el alto coste que supondría un enfrentamiento con ésta debido al pequeño tamaño de sus colonias frente a las supercolonias características de *L. humile* (Carpintero 2001; Gómez & Espadaler 1996); sin embargo, nuestros resultados no han mostrado un ningún efecto negativo, lo cual podría explicarse nuevamente a la escala a la que se ha llevado a cabo este estudio, siendo a nivel de microhábitat, lo cual corrobora la posibilidad de la presencia de dos especies incompatibles en un mismo hábitat siempre que no exista solapamiento a nivel de microhábitat.

En el caso de *M. aloba*, *C. scutellaris*, *P. pygmaea*, *Solenopsis spp.* y *P. schmitzii*; sus poblaciones parecen verse favorecidas por la presencia de *L. humile*. La coexistencia de la hormiga argentina con poblaciones de especies del género *Solenopsis* ha sido observada en estudios anteriores sobre la repercusión de *L. humile* sobre las poblaciones de otras especies (Chopard 1920, Passera 1994, Silva 1955, Carpintero, 2001; Enriquez Lenis, 2013), probablemente debido a su talla reducidas y su comportamiento subordinado ante esta especie (Roura-Pascual *et al.*, 2010), además de por su reducida área de forrajeo y explotación de nichos no demasiado óptimos (Passera, 1994), lo que a su vez podría explicar el aumento de población observado a pie de árbol y zonas con césped en presencia de la hormiga argentina. En el caso de *P. pygmaea*, de nuevo la baja agresividad y un comportamiento de sumisión frente a *L. humile* (Abril & Gómez, 2009) permite la coexistencia entre ambas, pudiendo verse favorecida posiblemente debido al desplazamiento de otros competidores por parte de

la hormiga argentina. Por otro lado, la diferencia de talla entre ambas especies dificultaría el desplazamiento de la hormiga argentina en zonas de césped, de modo que pueda actuar como vía de escape ante un posible enfrentamiento con *L. humile*. *M. aloba* es la que presenta mayor efecto positivo en la interacción con la hormiga argentina, posiblemente debido a que la presencia de hormiga argentina provoca una disminución de la población de *L. grandis*, pudiéndose establecer una similitud entre esta especie y su gemela *L. niger*, considerada una gran competidora de las especies de *Myrmica* (Wynhoff et al. 2001), aunque existen trabajos donde se relaciona la desaparición de *Myrmica aloba* con una competencia directa de ésta con la hormiga argentina (Gómez & Espadaler 2005). Del mismo modo, el comportamiento sumiso de *C. scutellaris* en presencia de hormiga argentina podría explicar su distribución en jardines con *L. humile* (CARPINTERO, 2001), cuya presencia limitada al estrato arbóreo y arbustivo puede ser el resultado de su carácter principalmente arborícola unido a una estrategia para evitar cualquier tipo de interacción con *L. humile*, viéndose al mismo tiempo disminuida su actividad de forrajeo en busca de artrópodos (SORIA et al, 1994; LÓPEZ-SEBASTIAN et al, 2004; HERRAIZ-CABELLO, 2010). De este modo, ambas especies difieren en su distribución a lo largo del jardín, siendo posible la coexistencia de las mismas en una misma zona.

Como nota aclaratoria de este estudio, es necesario destacar que los resultados obtenidos entre las especies nativas de las zonas estudiadas y *L. humile*, corresponden a zonas con baja densidad de invasión de hormiga argentina, por lo que los resultados de las interacciones podrían variar en zonas con altas poblaciones de esta especie alóctona.

Finalmente, según los resultados obtenidos, podemos decir que las características de los distintos microhábitats presentes en un parque o jardín urbano son determinantes para la comunidad de formícidos presentes en él, partiendo de la base de que el principal factor para el control del tamaño del territorio es la viabilidad de los recursos, la capacidad de lucha entre las colonias vecinas y la tarea realizada para el forrajeo en el periodo considerado (Gordon, 1995; Adams, 2003). De este modo que la diversidad de poblaciones de formícidos experimentará un aumento lineal con el aumento del número de microhábitats presentes en una zona. Al mismo tiempo, esta comunidad de hormigas se verá modificada por la presencia de la hormiga argentina (*L. humile*), presentándose un efecto negativo o positivo sobre las demás especies, dependiendo del comportamiento agresivo o sumiso de la especie nativa frente a ésta y al solapamiento o no de los nichos ecológicos utilizados por ambas especies, distinguiéndose distintos grados de competencia entre las zonas cubiertas con césped espeso, donde los efectos de su presencia se ven suavizados por las dificultades que presenta este tipo de medios para su desplazamiento y orientación, y zonas potencialmente descubiertas como debajo de los árboles y en zonas de césped no muy denso, donde el efecto de la hormiga argentina se ve amplificado debido a los beneficios que obtiene de las características de este tipo de microhábitat. Por ello, la heterogeneidad ambiental podría ser considerada como posible herramienta de conservación de especies en sitios amenazados por la actividad humana (McGarigal & McComb, 1992; Greenberg et al, 1995).

TABLA 1. Parques y Jardines de Córdoba usados en el estudio.

NOMBRE	AÑO FUNDACIÓN	EXTENSIÓN	DESCRIPCIÓN
Parque de la Asomadilla	Marzo 2007	27 hectáreas	Es el segundo parque más amplio de Andalucía tras el Parque del Alamillo en Sevilla.
Jardín Botánico de Córdoba	Julio 1980	5,5 hectáreas	Cuenta con diversas zonas entre las que se encuentran una escuela agrícola, el jardín tacto-olfativo, el arboretum, la rosaleda, y el conservatorio.
Parque Cruz Conde	Construido en 1950 y reformado en 2010 con nueva apertura en mayo 2011	14 hectáreas	La zona central es la más afectada por la remodelación quedando convertida ahora en una zona de paseo debido a la eliminación de los estanques, la instalación de bancos y el plantado de rosales y magnolios.
Campus Universitario de Rabanales	Año 1999	Más de 20 hectáreas	Se sitúa en la antigua Universidad Laboral de Córdoba, la cual fue fundada en 1956 y posteriormente reformada dando lugar al actual campus universitario.
Jardines de Vallellano	Julio 1955	2,6 hectáreas	En estos jardines se encuentra una gran cantidad de especies arbustivas y arbóreas, algunas de gran porte debido a su edad.
Parque Doctor Alfonso Carpintero (antes Jardines de Doctor Alfonso Carpintero)	Su construcción comenzó en 2005 y fue renombrado en 2009	2,5 hectáreas	Se encuentran situados en la avenida Agrupación de Córdoba. Forman una pantalla de jardines que separa los edificios de viviendas de la zona. Se trata de una zona de uso industrial.
Parque Elena Fortún (Parque de Poniente)	Año 1990	4,5 hectáreas	Conocido popularmente como Los Lagos o Parque de Poniente. Data de la década de 1990, cuando se configuró este nuevo barrio, al oeste de Ciudad Jardín.
Jardines del Plan Renfe	Año 2002	8,8 hectáreas	Surgieron tras la liberación de los terrenos que RENFE mantenía en la ciudad. Están formados por zonas ajardinadas donde podemos encontrar distintos tipos de árboles y arbustos.
Jardines del Colegio Mayor Ntra. Sra. De la Asunción	Entró en funcionamiento en 1569	4 hectáreas	En 1976, después de algo más de 400 años de historia, sus locales son transferidos a la nueva Universidad de Córdoba, actualmente Rectorado de la misma.

TABLA 2. Variables del estudio y descripción de las mismas.

NOMBRE	VARIABLE	DESCRIPCIÓN
PAR	Pie de árbol	La distancia entre la trampa y el árbol es menor o igual a dos veces el diámetro de la apertura superior de la trampa
BAR	Bajo árbol	A partir de una distancia al pie dos veces mayor al diámetro de la apertura superior de la trampa además de que esta debe seguir bajo la zona de influencia del árbol.
PARB	Pie de arbusto	La distancia entre la trampa y el arbusto es menor o igual a dos veces el diámetro de la apertura superior de la trampa.
BARB	Bajo arbusto	A partir de una distancia al pie dos veces mayor al diámetro de la apertura superior de la trampa además de que esta debe seguir bajo la zona de influencia del arbusto.
CTOC	Cerca de tocón	La distancia entre el tocón y la trampa equivalga a una distancia igual o inferior a dos veces el diámetro de la apertura superior de la trampa.
CSET	Cerca de seto	La distancia entre el seto y la trampa equivalga a una distancia igual o inferior a dos veces el diámetro de la apertura superior de la trampa.
CBOR	Cerca de borde	La distancia entre el borde y la trampa equivalga a una distancia igual o inferior a dos veces el diámetro de la apertura superior de la trampa.
CES	Césped	Se define cuando el césped no es tupido y podemos ver parte del sustrato.
CESS	Césped espeso	En este caso asumimos que no se ve el sustrato y no hay otro tipo de vegetación.
DES	Terreno descubierto	Se define este parámetro cuando no existe ningún tipo de vegetación ni hojarasca.
HERB	Presencia de herbáceas	En este caso consideramos que solo haya vegetación o que ésta este mezclada con césped o sea posible observar el sustrato.
HERBD	Presencia densa de herbáceas	Se considera vegetación densa cuando el suelo no sea observable.
ROCA	Presencia de roca	Se define este parámetro cuando en la zona se observa algún tipo de roca.
HOJAS	Suelo cubierto con hojas	Se define este parámetro cuando en la zona se observa algún tipo de restos vegetales.
TMLAB	Terreno muy laboreado	Cuando la zona circundante a la trampa presente modificaciones apreciables con respecto a la situación original, una vez colocada la trampa.
BORDE	Zona borde	Trampa situada en el borde césped-suelo descubierto de un alcorque o camino.

TABLA 3. Relación de especies de hormigas de Parques y Jardines de Córdoba

N	CÓDIGO	Nº obreras	% Obreras	ESPECIES
1	LASGRA	7139	27,91%	<i>Lasius grandis</i> (Forel, 1909)
2	PHEPAL	5666	22,15%	<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849)
3	MYRALO	3410	13,33%	<i>Myrmica aloba</i> (Forel, 1909)
4	TAPNIG	1402	5,48%	<i>Tapinoma nigerrimum</i> (Nylander, 1856)
5	CARMAU	865	3,38%	<i>Cardyocondila mauritanica</i> (Forel, 1890)
6	CRESCU	721	2,82%	<i>Crematogaster scutellaris</i> (Olivier, 1792)
7	PLAPYG	657	2,57%	<i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798)
8	APHGIB	622	2,43%	<i>Aphaenogaster gibbosa</i> (Latreille, 1798)
9	HYPEDU	561	2,19%	<i>Hypoponera eduardi</i> (Forel, 1894)
10	FORCUN	492	1,92%	<i>Formica cunicularia</i> (Latreille, 1798)
11	SOLSPP	470	1,84%	<i>Solenopsis</i> sp.
12	TETCAE	462	1,81%	<i>Tetramorium caespitum</i> cfr.
13	TETSEM	452	1,77%	<i>Tetramorium semilaeve</i> (André, 1881)
14	APHSEN	442	1,73%	<i>Aphaenogaster senilis</i> (Mayr, 1853)
15	LINHUM	438	1,71%	<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)
16	MONMON	356	1,39%	<i>Monomorium monomorium</i> (Bolton, 1987)
17	TAPERR	302	1,18%	<i>Tapinoma erraticum</i> (Latreille, 1798)
18	PLASCH	283	1,11%	<i>Plagiolepis schmitzii</i> (Forel, 1895)
19	MESBAR	194	0,76%	<i>Messor barbarus</i> (Linnaeus, 1767)
20	CAMMIC	133	0,52%	<i>Camponotus micans</i> (Nylander, 1856)
21	CREAUB	131	0,51%	<i>Crematogaster auberti</i> (Emery, 1869)
22	APHIBE	90	0,35%	<i>Aphaenogaster ibérica</i> (Emery, 1908)
23	TETFOR	89	0,35%	<i>Tetramorium forte</i> (Forel, 1904)
24	CAMBAR	79	0,31%	<i>Camponotus barbaricus</i> (Emery, 1905)
25	PROFER	25	0,10%	<i>Proformica ferreri</i> (Bondroit, 1918)
26	PYRMEM	23	0,09%	<i>Strumigenys membranifera</i> (Emery, 1869)
27	TEMRAC	16	0,06%	<i>Temnothorax racovitzai</i> (Bondroit, 1918)
28	GONHIS	16	0,06%	<i>Gonionma hispanicum</i> (André, 1883)
29	TEMPAR	11	0,04%	<i>Temnothorax pardoii</i> (Tinaut, 1987)
30	TAPMAD	9	0,04%	<i>Tapinoma maderiense</i> (Forel, 1895)
31	CATROS	8	0,03%	<i>Cataglyphis rosenhaueri</i> (Santschi, 1925)
32	CATVEL	7	0,03%	<i>Cataglyphis velox</i> (Santschi, 1929)

33	TEMALF	1	0,004%	Temnothorax sp1 (alfacarensis)
34	CAMPIL	1	0,004%	Camponotus pilicornis (Roger, 1859)
35	FORGER	1	0,004%	<i>Formica gerardi</i> (Bondroit 1917)
36	TEMREC	1	0,004%	Temnothorax racovitzai (Bondroit, 1918)
37	CRESOR	1	0,004%	Crematogaster sordidula (Nylander, 1849)
38	CAMLAT	1	0,004%	Camponotus lateralis (Olivier, 1792)
39	CARBAT	1	0,004%	Cardiocondyla batesii (Forel, 1894)

Tabla 4. Correlación de Spearman

	logLASGRA	logPHEPAL	logTAPNIG	logCARMAU	logAPHGIB	logMONMON	logPLAPYG	logAPHSEN	logSOLSPP	logTETSEM	logFORCUN	logHYPEDU	logPLASCH
PAR	-0,07	0,26	-0,07	-0,29	0,05	0,10	0,35	0,13	0,39	-0,16	-0,08	-0,11	-0,10
PARB	0,17	0,21	-0,02	-0,19	0,00	0,17	-0,26	0,07	0,11	0,24	-0,05	-0,04	0,02
BAR	0,02	-0,03	0,32	0,21	-0,07	-0,26	-0,01	0,40	-0,37	0,02	-0,10	0,02	0,17
BARB	0,02	0,25	-0,08	-0,22	-0,12	-0,01	0,11	-0,10	0,13	-0,14	0,16	-0,15	-0,17
CTOC	0,13	-0,15	-0,27	0,23	-0,01	-0,07	-0,06	-0,16	-0,02	0,09	0,15	0,05	0,29
CSET	-0,11	0,15	-0,16	-0,23	0,25	-0,05	0,37	0,10	-0,11	-0,25	-0,23	-0,29	-0,18
CBOR	-0,02	0,09	-0,11	0,30	-0,18	-0,05	0,03	0,09	-0,07	-0,25	0,23	0,11	-0,15
CES	0,27	0,10	0,04	0,14	-0,29	-0,15	0,05	0,40	-0,14	-0,15	0,06	0,17	0,12
CESS	0,13	0,14	0,10	0,02	-0,15	-0,31	-0,09	0,34	-0,09	0,03	0,09	0,14	0,14
DES	-0,03	0,03	0,14	-0,34	-0,02	0,15	-0,30	-0,15	0,42	0,10	0,02	0,07	-0,12
HERB	0,15	-0,10	0,14	0,19	-0,28	-0,28	-0,23	0,04	0,00	0,08	-0,10	0,18	0,25
HERBD	-0,02	0,14	-0,17	-0,16	0,23	-0,04	-0,03	-0,20	0,26	0,26	0,26	-0,20	-0,03
ROCA	-0,03	-0,21	0,34	-0,12	0,04	0,13	-0,31	0,15	-0,06	0,41	-0,33	0,04	0,18
HOJAS	-0,43	0,29	-0,04	-0,47	0,21	0,09	0,28	0,00	0,17	0,31	-0,18	-0,36	-0,23
TPER	-0,13	0,18	0,03	-0,17	0,01	-0,20	0,24	0,42	0,10	-0,16	-0,11	-0,01	0,02
BORDE	0,05	0,29	-0,25	-0,20	-0,24	0,19	-0,10	-0,33	0,34	-0,10	0,06	-0,01	-0,37

TABLA 5. Matriz de clasificación de los discriminantes

VARIABLE	0	1	TOTAL	ESPECIES
PAR	58,33	96,61	90,14	TAPNIG, CARMAU, LASGRA, PLAPYG, PLASCH, HYPEDU
PARB	96,67	18,18	84,51	PLAPYG, CARMAU, MONMON, PHEPAL, TETSEM
BAR	59,38	74,36	67,61	SOLSPP, MONMON, CARMAU, APHSEN, HYYPEDU, FORCUN
BARB	75,68	60,61	68,57	FORCUN, TETSEM, CARMAU, LASGRA, PLAPYG
CTOC	98,41	37,50	91,55	HYPEDU PLASCH, LASGRA, TAPNIG, SOLSPP, FORCUN TETSEM
CSET	95,31	42,86	90,14	HYPEDU, FORCUN PLASCH, TAPNIG, PHEPAL, CARMAU, MONMON
CBOR	98,48	0,00	91,55	TETSEM
CES	41,18	98,15	84,51	APHGIB, LASGRA, PHEPAL
CESS	52,17	93,75	80,28	PHEPAL, MESBAR, APHGIB, MONMON, LASGRA, HYPEDU, APHSEN
DES	91,30	87,50	88,73	SOLSPP, PLAPYG, CARMAU, PHEPAL, LASGRA, PLASCH, APHSEN, TAPNIG, FORCUN
HERB	39,13	89,58	73,24	APHGIB, MONMON, MESBAR, APHSEN, LASGRA, TAPNIG
HERBD	100,00	100,00	100,00	TETSEM, FORCUN, APHGIB, SOLSPP, POPYG, HYPEDU, APHSEN, PHEPAL
ROCA	45,00	90,20	77,46	TETSEM, PLAPYG, LASGRA, MONMON, MESBAR, CARMAU, PHEPAL, TAPNIG
HOJAS	40,00	98,36	90,14	PLASCH, CARMAU, APHGIB
TMLAB	79,07	53,57	69,01	APHSEN, PHEPAL, LASGRA, TETSEM, MONMON, FORCUN, PLASCH, APHGIB
BORDE	72,22	68,57	70,42	PHEPAL, SOLSPP, MONMON, MESBAR, TAPNIG, APHGIB, TETSEM

TABLA 6. Efecto de *L. humile* sobre las especies

EFECTO	ESPECIES
POSITIVO	<i>M. aloba</i> <i>C. scutellaris</i> <i>P. pygmaea</i> <i>Solenopsis sp.</i> <i>P. schmitzii</i>
NEGATIVO	<i>L. grandis</i> <i>P. pallidula</i> <i>T. nigerrimum</i> <i>C. mauritanica</i> <i>A. gibbosa</i> <i>H. eduardi</i> <i>F. cunicularia</i> <i>A. ibérica</i> <i>C. barbaricus</i>
SIN EFECTO APARENTE	<i>T. caespitum</i> <i>T. semilaeve</i> <i>A. senilis</i> <i>M. monomorium</i> <i>T. erraticum</i> <i>M. barbarous</i> <i>C. micans</i> <i>C. auberti</i> <i>T. forte</i>

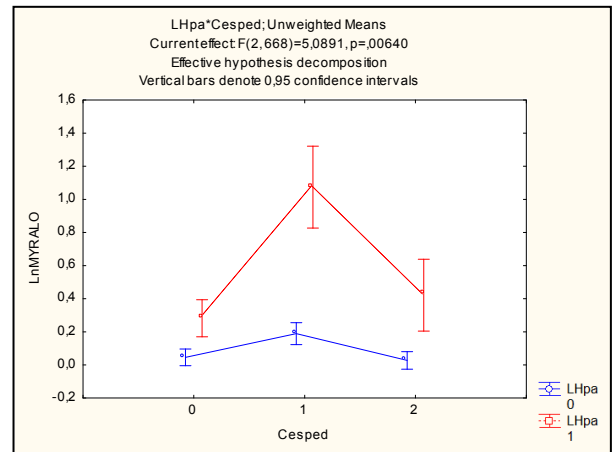
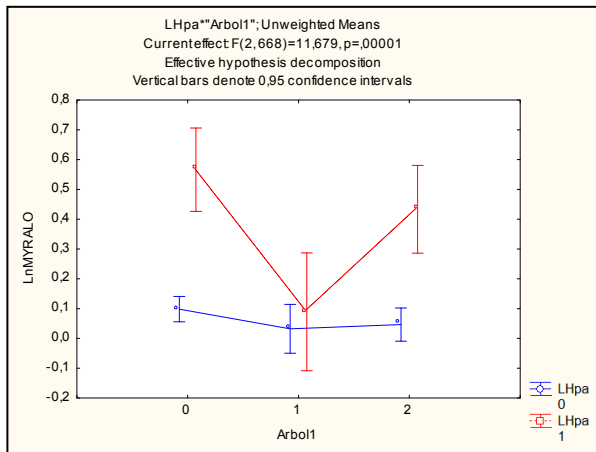
Tabla 7. Tabla de descriptivos en presencia y ausencia de *L. humile* para el estrato arbóreo-arbustivo y las zonas con césped-descubiertas.

	<i>L. humile</i>					Césped y/o Descubierta				
		Cobertura arbórea	N	Means ± Std. Dev.	Std.Err.		N	Means ± Std. Dev.	Std.Err.	
<i>A. gibbosa</i>	0	0	239	0,402 ± 1,401	0,090652	0	52	0,154 ± 0,415	0,057503	
		1	361	1,443 ± 9,243	0,486467	1	547	1,113 ± 7,574	0,323859	
		2	1	0		2	2	0		
	1	0	27	0,037 ± 0,192	0,037037	0	14	0		
		1	38	0		1	58	0,017 ± 0,131	0,017241	
		2	7	0		2	0	0		
<i>A. senilis</i>	0	0	239	0,908 ± 2,948	0,190671	0	52	0,519 ± 1,421	0,197057	
		1	361	0,482 ± 1,256	0,066118	1	547	0,665 ± 2,164	0,092543	
		2	1	0		2	2	0		
	1	0	27	1,37 ± 2,498	0,480824	0	14	0		
		1	38	0,211 ± 0,811	0,131508	1	58	0,776 ± 1,892	0,248459	
		2	7	0		2	0	0		
<i>C. mauritanica</i>	0	0	239	2,117 ± 7,239	0,468229	0	52	0,404 ± 2,637	0,365623	
		1	361	0,947 ± 4,621	0,243190	1	547	1,512 ± 6,043	0,258380	
		2	1	0		2	2	0		
	1	0	27	0,222 ± 0,974	0,187451	0	14	0		
		1	38	0,289 ± 0,768	0,124564	1	58	0,293 ± 0,899	0,117980	
		2	7	0		2	0	0		
<i>F. cunicularia</i>	0	0	239	0,305 ± 1,479	0,095677	0	52	0,846 ± 3,025	0,419531	
		1	361	1,144 ± 2,869	0,150982	1	547	0,808 ± 2,389	0,102157	
		2	1	0		2	2	0		
	1	0	27	0,037 ± 0,192	0,037037	0	14	0,071 ± 0,267	0,071429	
		1	38	0,026 ± 0,162	0,026316	1	58	0,017 ± 0,131	0,017241	
		2	7	0		2	0	0		

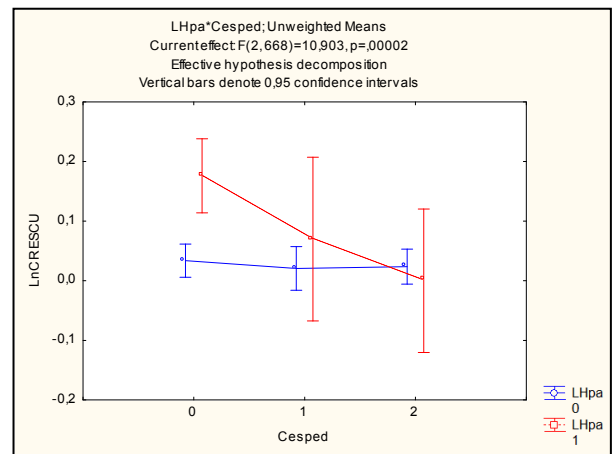
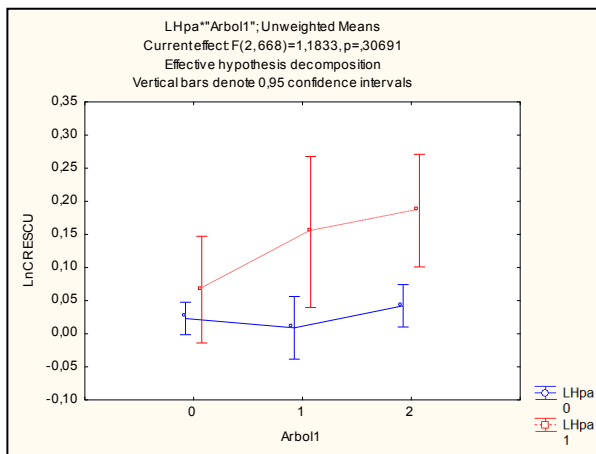
	<i>L.humile</i>	Cobertura arbórea	N	Means ± Std. Dev.	Std.Err.	Césped y/o Descubierto	N	Means ± Std. Dev.	Std.Err.
<i>H. eduardi</i>	0	0	239	0,364 ± 1,076	0,069573	0	52	0,25 ± 1,027	0,142365
		1	361	1,31 ± 7,945	0,418167	1	547	1 ± 6,497	0,277796
		2	1	0		2	2	0	
	1	0	27	0		0	14	0,071 ± 0,267	0,071429
		1	38	0		1	58	0	
		2	7	0,143 ± 0,378	0,142857	2	0	0	
<i>L. grandis</i>	0	0	239	5,481 ± 13,323	0,86181476	0	52	11,827 ± 19,761	2,740363777
		1	361	15,587 ± 25,745	1,354993448	1	547	11,563 ± 22,46	0,960316768
		2	1	3 ± 0		2	2	0	
	1	0	27	3,259 ± 9,383	1,805809391	0	14	2 ± 4,42	1,181357014
		1	38	0,711 ± 2,393	0,388138305	1	58	1,5 ± 6,443	0,846061299
		2	7	0		2	0	0	
<i>M. monomorium</i>	0	0	239	0,243 ± 3,752	0,242678	0	52	0	
		1	361	0,825 ± 7,132	0,375394	1	547	0,651 ± 6,303	0,269503
		2	1	0		2	2	0	
	1	0	27	0		0	14	0	
		1	38	0		1	58	0	
		2	7	0		2	0	0	
<i>P. pallidula</i>	0	0	239	8,117 ± 24,234	1,567536	0	52	13,25 ± 36,144	5,012268
		1	361	9,817 ± 25,895	1,362882	1	547	8,726 ± 23,983	1,025446
		2	1	0		2	2	11 ± 1,414	1,00000
	1	0	27	3,444 ± 8,22	1,581889	0	14	1,786 ± 5,026	1,343190
		1	38	1,132 ± 3,314	0,537593	1	58	2,19 ± 6,123	0,803974
		2	7	2,286 ± 6,047	2,285714	2	0	0	

	<i>L. humile</i>	Cobertura arbórea	N	Means ± Std. Dev.	Std.Err.	Césped y/o Descubierto	N	Means ± Std. Dev.	Std.Err.
<i>P. pygmaea</i>	0	0	239	0,992 ± 2,472	0,159879	0	2	52 ± 0,212	
		1	361	0,665 ± 2,083	0,109647	1	2	547 ± 0,099	
		2	1	0		2	0	2 ± 0	
	1	0	27	2,259 ± 3,623	0,697150	0	5	14 ± 1,39	
		1	38	3,026 ± 7,122	1,155411	1	6	58 ± 0,757	
		2	7	0,286 ± 0,488	0,184428	2	0	0	
<i>P. shmitzii</i>	0	0	239	0,176 ± 0,774	0,050073	0	52	0,769 ± 3,046	0,422425
		1	361	0,377 ± 2,057	0,108246	1	547	0,252 ± 1,473	0,062995
		2	1	0		2	2	0	
	1	0	27	0,667 ± 2,465	0,474417	0	14	0	
		1	38	2,105 ± 8,91	1,445447	1	58	1,81 ± 7,416	0,973781
		2	7	1 ± 2,646	1,000000	2	0	0	
<i>Solenopsis spp.</i>	0	0	239	0,586 ± 2,268	0,146690	0	52	0,635 ± 1,509	0,209194
		1	361	0,679 ± 1,877	0,098805	1	547	0,644 ± 2,087	0,089221
		2	1	0		2	2	0	
	1	0	27	1,185 ± 1,495	0,287622	0	14	0,429 ± 0,938	0,250588
		1	38	1,237 ± 2,211	0,358665	1	58	1,328 ± 1,995	0,261907
		2	7	0,571 ± 0,976	0,368856	2	0	0	
<i>T. nigerrimum</i>	0	0	239	2,803 ± 13,161	0,851328	0	52	2,327 ± 13,877	1,924424
		1	361	2,011 ± 11,688	0,615149	1	547	2,331 ± 12,155	0,519707
		2	1	0		2	2	0	
	1	0	27	0,111 ± 0,32	0,061633	0	14	0	
		1	38	0,026 ± 0,162	0,026316	1	58	0,086 ± 0,283	0,037176
		2	7	0,143 ± 0,378	0,142857	2	0	0	
<i>T. semilaeve</i>	0	0	239	0,724 ± 2,953	0,191030	0	52	1,75 ± 5,254	0,728578
		1	361	0,673 ± 2,758	0,145133	1	547	0,594 ± 2,474	0,105781
		2	1	0		2	2	0	
	1	0	27	0,593 ± 2,886	0,555366	0	14	0,214 ± 0,579	0,154727
		1	38	0,158 ± 0,495	0,080241	1	58	0,328 ± 1,986	0,260749
		2	7	0		2	0	0	
Total			673	0,651 ± 2,742	0,105701		673	0,651 ± 2,742	0,105701

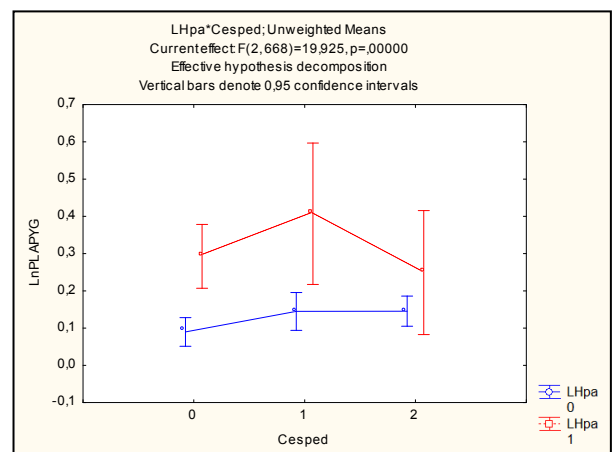
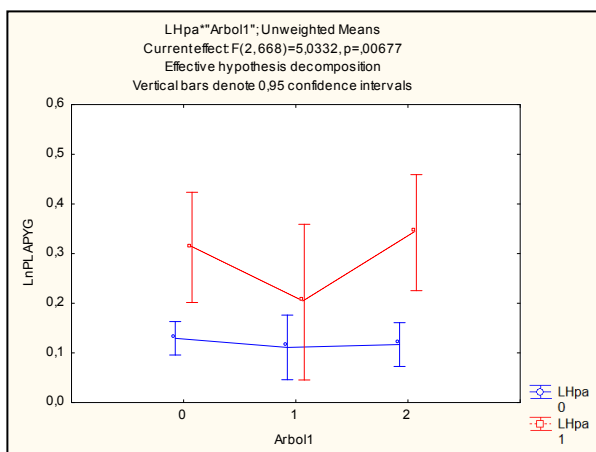
GRAFICA 1. Efecto de la presencia de *L. humile* sobre la población de *M. aloba*



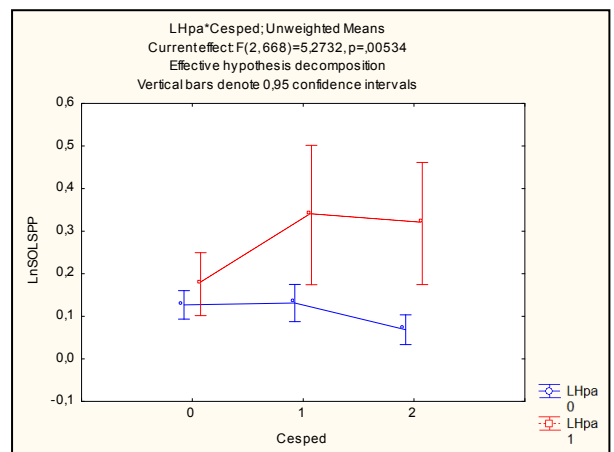
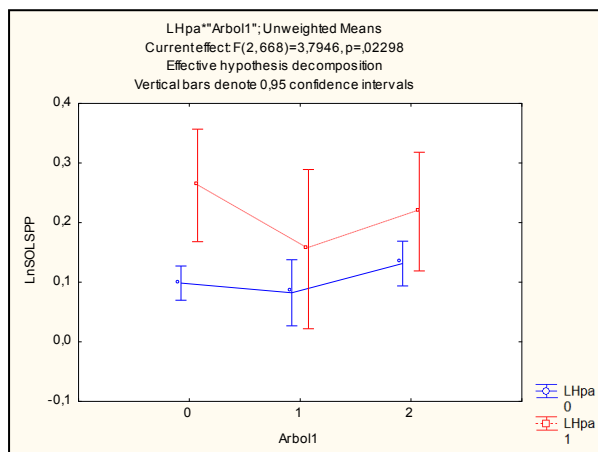
GRAFICA 2. Efecto de la presencia de *L. humile* sobre la población de *C. scutellaria*



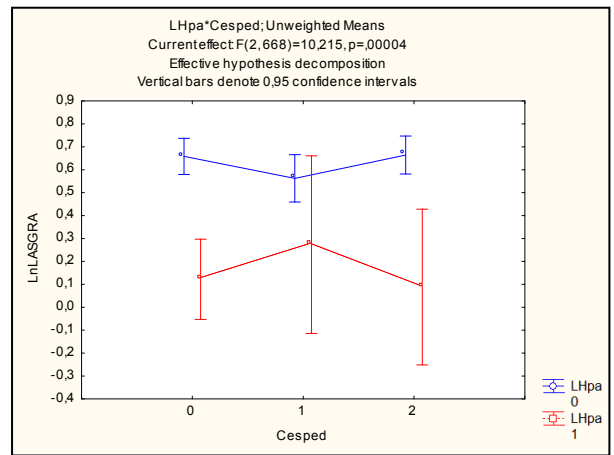
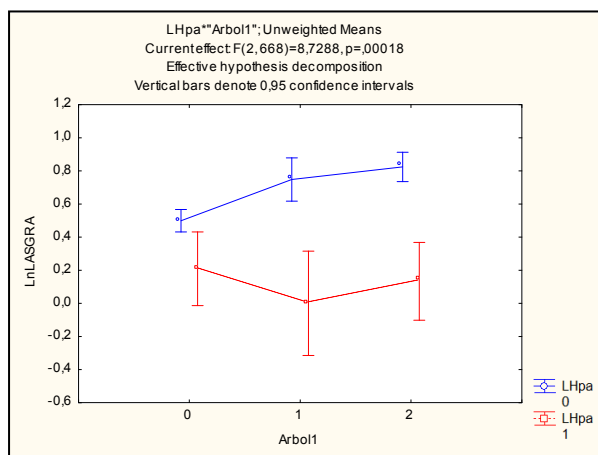
GRAFICA 3. Efecto de la presencia de *L. humile* sobre la población de *P. pygmaea*



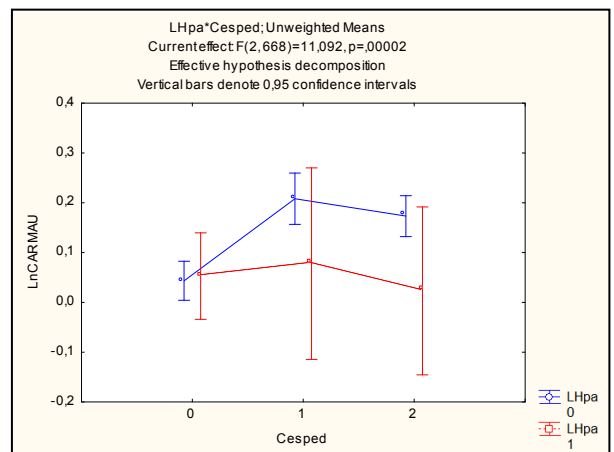
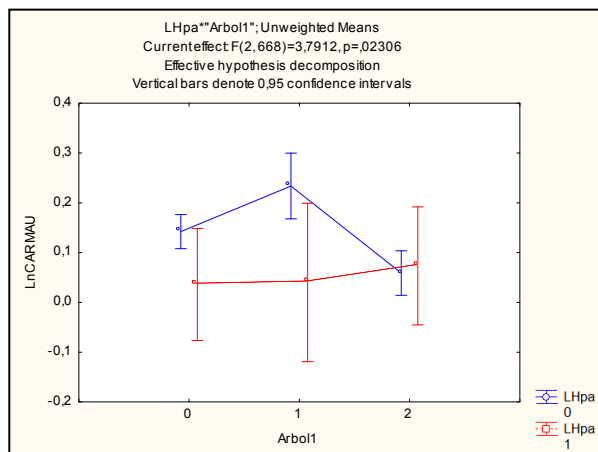
GRAFICA 4. Efecto de la presencia de *L. humile* sobre la población de *Solenopsis sp.*



GRAFICA 5. Efecto de la presencia de *L. humile* sobre la población de *L. grandis*.



GRAFICA 6. Efecto de la presencia de *L. humile* sobre la población de *C. mauritanica*.



Capítulo 4. Factores climáticos / Weather features

Hormigas en zonas verdes urbanas: su relación con el medio en un estudio de 10 años en el Sur de la Península Ibérica.

Introducción

En las últimas décadas, el estudio de formícidos es un tema que está cobrando gran importancia debido a la información que esto nos aporta para el conocimiento de un medio. Hay numerosos estudios mirmecológicos realizados en diferentes países, sin embargo, la gran mayoría son llevados a cabo en espacios naturales como riberas de ríos, parques nacionales, etc. De este modo, son escasos los trabajos realizados en zonas ajardinadas urbanas.

Hasta el momento, en España solo se han realizado cuatro estudios en jardines urbanos, uno llevado a cabo en la comunidad de Madrid y tres en Andalucía; “Primeros datos de Formícidos (Hymenoptera, Formicidae) en parques urbanos de Madrid”, realizado por Ruiz Heras *et al.* (2011), “Tres nuevas especies foráneas de Hormigas para la Península Ibérica (Hymenoptera, Formicidae)” por Reyes López & Espadaler (2005), “Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of Southern Spain”, por Carpintero & Reyes-López (2014), y “Comparison of the exotic and native ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in urban green areas at inland, coastal and insular sites in Spain”, por Reyes-López y Carpintero (2014); siendo los dos últimos los únicos estudios de tipo ecológico realizados con profundidad.

Esta carencia de información, así como el valor de los formícidos como especies bioindicadoras (Hölldobler & Willson, 1990; Andersen, 1993; Andersen & Yen, 1992; Peck *et al.*, 1998; New, 2000; Ottonetti *et al.*, 2006; Araújo *et al.*, 2004, Badji *et al.*, 2004, Bickel & Watanasit, 2005, Ribas *et al.*, 2007), hacen de este trabajo un estudio fundamental para el desarrollo del conocimiento de dicha comunidad y del medio en el que se encuentra.

En el presente trabajo, se ha utilizado como área de estudio un campus universitario situado en la ciudad de Córdoba (España). Dicha elección se ha basado en diversos factores como el buen conocimiento de las instalaciones, la existencia de dos estaciones meteorológicas (una situada en el interior del campus y otra en una zona cercana), el fácil acceso a las zonas ajardinadas y la baja interacción humana

existente en las mismas. El objeto de este estudio es determinar si existe relación entre la población de formicidos de la zona y el paso del tiempo, observando si existen diferencias significativas en la población a lo largo de los años, y si se aprecia algún tipo de sucesión relacionada con la influencia de las variables meteorológicas.

Materiales y métodos

Zona de estudio

El Campus universitario de Rabanales se encuentra situado en el sur de la Península ibérica, en la provincia de Córdoba, a 3 km al este de la ciudad de Córdoba (37° 54' N; 4° 43' O) y ocupa una extensión de más de 20 ha. Presenta un clima mediterráneo continentalizado con influencias atlánticas. Los inviernos son suaves, con algunas heladas, y los veranos muy calurosos, con importantes oscilaciones térmicas diarias y presentando temperaturas máximas de 40° C. Las precipitaciones se concentran en los meses más fríos y posteriormente presenta una fuerte sequía estival, típica de climas mediterráneos.

El actual campus de Rabanales se encuentra situado en la antigua universidad laboral de Córdoba. Esta universidad fue fundada en 1956, fecha en la cual entraron en funcionamiento sus jardines. Posteriormente, se realizaron algunas modificaciones en su infraestructura, fundándose en 1999 el Campus Universitario de Rabanales. Para el presente trabajo se han utilizado cuatro jardines bien diferenciados dentro del campus, el jardín del aulario, el del estanque, el del paraninfo y el de la iglesia.

El jardín del aulario se encuentra situado entre la estación de tren y el edificio del aulario. Consta con una extensión de 4325 m² de superficie y 366 m de perímetro. Es un jardín relativamente joven que ha sufrido varias modificaciones debido a los diversos trabajos de mejora en de la infraestructura realizados durante el periodo de estudio. Se compone de una zona de césped con diversas estructuras arbóreas como la palmera de abanico (*Livistona chinensis*), el ombú (*Phytolacca dioica*) y la palmera canaria (*Phoenix dactylifera*).

El jardín del estanque se encuentra rodeado por el edificio de la biblioteca y seis edificios pertenecientes a los departamentos del centro universitario. Ocupa una extensión de 17094 m² de superficie y 599 m de perímetro. En el centro se sitúa un estanque rectangular de gran dimensión, y el jardín se compone de una zona de

césped y varias estructuras arbóreas situadas a lo largo del perímetro, entre las que se pueden distinguir el cedro de atlas (*Cedrus atlántica*), el azahar de china (*Pittosporum tobira*), la tuya oriental (*Thuja orientalis*), la adelfa (*Nerium oleander*), el aligustre (*Ligustrum vulgare*) y el algarrobo (*Ceratonia siliqua*). Mantiene su estructura inicial, aunque se ve sometido a una fuerte sequía durante los meses de verano debido al cese del riego dictado por las autoridades competentes.

El jardín del paraninfo es un jardín antiguo, rodeado por una carretera que lo separa del resto de los jardines. Al igual que el jardín anterior, mantiene su estructura inicial. Presenta una extensión de 8346 m² de superficie y 366 m de perímetro. En el centro se sitúa una fuente de grandes dimensiones y está constituido por una zona de césped y una gran variedad de especies de árboles y arbustos como palmera canaria (*Phoenix dactilifera*), aligustre (*Ligustrum vulgare*), mimosa (*Acacia dealbata*), arce (*Acer negundo*), olmo (*Ulmus minor*), árbol de Júpiter (*Lagerstroemia indica*), fotinia (*Plotinia serrulata*), rosa de siria (*Hibiscus siriacus*), catalpa (*Catalpa bignoides*), árbol de amor (*Cercis siliquastrum*), magnolio (*Magnolia grandiflora*), cinamomo (*Cinnamomum verum*) y plátano de sombra (*Platanus hispanica*). Se trata de un jardín con un buen mantenimiento.

Por último, el jardín de la iglesia es también un jardín antiguo donde se mantienen las condiciones originales. Este jardín presenta unas dimensiones de 11063 m² de superficie y 419 m de perímetro. Es el más alejado y con menor interacción humana. Se trata de un jardín formado por una zona de césped y una gran cantidad de árboles entre los que predomina el pino carrasco (*Pinus halepensis*) y cipres (*Cupressus arizonica*). En el centro, se halla situado el salón de actos, cuya escalera principal está orientada hacia el paraninfo. Este jardín presenta un riego continuado durante todo el año.

Material y Métodos

El principal sistema de muestreo que se ha utilizado han sido las trampas de caída ("pitfall traps") colocadas a ras de suelo. Las trampas de caída constituyen un método muy extendido en los estudios faunísticos y ecológicos sobre invertebrados epigeos, porque permiten dar una buena indicación de la importancia de las diferentes especies en el suelo, además de evitar problemas relacionados con los ritmos diarios de actividad (Greenlade & Greenlade, 1984). El recipiente utilizado como trampa, fue

un vaso de plástico traslúcido de 5,7cm de diámetro en la apertura superior, 5cm en la base, una profundidad de 7,3cm y con una capacidad de 150cc (REF. 409702, DELTALAB SL.). En su interior se colocaban unos 50cc de agua con unas gotas de detergente para reducir la tensión superficial. No se empleó ningún tipo de atrayente ni de sustancia conservante.

Para caracterizar la estructura tridimensional y la cobertura de la vegetación de los distintos jardines, se ha recurrido a la fotografía hemisférica. Las fotos hemisféricas son muy utilizadas para calcular diversas variables, sobre todo la cantidad de luz que atraviesa el dosel y llega a la superficie, además, la fotografía hemisférica es adecuada y precisa particularmente en el caso de doseles heterogéneos y con abundancia de claros (Bellow & Nair, 2003). Este método consiste en tomar la foto desde el suelo y apuntando hacia arriba, evitando que el disco solar aparezca en el campo de la fotografía, y luego se analizan con un software específico.

Con el fin de obtener la mayor información posible de la población de formícidos existente en los jardines de estudio, se utilizaron como métodos complementarios la búsqueda directa y el embudo Berlese. El uso del Berlese es una técnica usual que permite capturar las especies de hormigas que se mueven entre la hojarasca y el suelo.

Datos meteorológicos

Para los cálculos estadísticos se utilizaron los datos poblacionales recopilados en los distintos jardines y diversas variables climáticas (temperatura, humedad, precipitación, velocidad del viento...) cuyos datos fueron obtenidos de las estaciones meteorológicas situadas, una en el propio campus de Rabanales y la otra en el aeropuerto de Córdoba.

Tratamiento estadístico

Para valorar las diferencias existentes entre las cuatro zonas de estudio, los datos reclutados fueron sometidos a un tratamiento estadístico para el cual se utilizó los software Statistica (StatSoft, Inc. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com) y Past (versión 3.1, Øyvind Hammer, Natural History Museum, University of Oslo [[ohammer\(at\)nhm.uio.no](mailto:ohammer@nhm.uio.no)]). El tratamiento estadístico

llevado a cabo ha consistido en la realización de un análisis multivariante, entre los cuales se optó por un análisis factorial de correspondencia para determinar la distribución de la población de formícidos en cada uno de los cuatro jardines del campus. Además, se realizó un análisis lineal del discriminante con el fin de resumir la información recopilada durante los diez años de estudio. El discriminante se ha realizado paso a paso para ir descartando especies poco relevantes en el modelo y quedarnos solo con las especies de peso que nos determinan una clara diferencia entre las zonas.

Además, se llevó a cabo el cálculo no paramétrico de la regresión lineal múltiple, para determinar si existe algún tipo de influencia de los parámetros ambientales sobre la biodiversidad de hormigas de un jardín urbano.

Resultados

Durante los años de muestreo se ha capturado un total de 31 especies y 11840 obreras. Las especies inventariadas se detallan en la tabla 1.1. *Lasius grandis* y *Pheidole pallidula* son aquellas que presentan una mayor abundancia, con un porcentaje del 33.78 % y 30.34 %, respectivamente. (Tabla 1)

En el caso de *Solenopsis*, la clasificación ha sido a nivel de género, sin llegar a especie, ya que el grupo se encuentra actualmente en revisión.

Strumigenys argiola ha sido capturada solo mediante Berlese, ya que se trata de una especie de pequeño tamaño que vive entre la hojarasca, la tierra vegetal o la madera podrida. Es una especie depredadora que se alimenta principalmente de colémbolos, aunque también incluye otros pequeños insectos. Ha sido citada en ocho países del sur de Europa, en el oeste de Alemania (Colonia) (Buschinger, 1997) y Austria (Fellner, Borovsky & Fiedler, 2009).

Entre las especies capturadas cabe destacar la existencia de especies exóticas muy vinculadas a zonas alteradas por el hombre, como *Cardyocondila mauritanica* y *Strumigenys membranífera*.

En la península, *C. mauritanica* ha sido citada en Granada (Ortiz & Tinaut, 1987, 1988), Alicante (Reyes López & Luque, 2001b) y Córdoba y Sevilla (Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), siendo muy abundante en el norte de África. Tal y como se ha comentado anteriormente, se trata de una especie

exótica con preferencia por zonas muy alteradas y humanizadas, colonizando preferentemente zonas descubiertas con mucha humedad.

S. membranifera es una especie de distribución mundial con varias citas en la península: Barcelona (Espadaler, 1979; Espadaler & Reyes-López 1991), Córdoba y Sevilla (Reyes López & Luque, 2001; Carpintero & Reyes López, 2014; Reyes López & Carpintero, 2014), Huelva (Reyes López & Luque, 2001) y Murcia (Martínez & al. 2002). Se trata de una especie exótica en la región mediterránea (Ordoñez-Urbano et al., 2008), aunque ampliamente distribuida en los trópicos y las zonas templadas. Esta especie está asociada a lugares alterados por el hombre, entre ellos, medios urbanos y periurbanos.

Otra de las especies destacables en el estudio es *Hypoponera eduardi*, presentando distribución mediterránea (Ortíz & Tinaut, 1988) y siendo muy común en jardines y zonas antropizadas. Se trata de una especie de difícil captura debido a sus costumbres hipogeas. Presenta una alimentación carnívora. Sus nidos son móviles y el traslado de éstos se realiza según el modelo de tándem.

Una vez determinadas las especies presentes en los jardines y sus correspondientes porcentajes, se ha buscado establecer las diferencias poblacionales de formícidos entre las cuatro zonas (en caso de existir) y si esta diferencia es debida al paso del tiempo, ya que disponemos de zonas con diferente antigüedad. Para ello, se ha realizado el cálculo del análisis factorial de correspondencia, utilizando en este caso el porcentaje de trampas ocupadas por año en cada zona, y no el número de obreras, homogeneizando así la población y evitando posibles sesgos provocados por la captura de altas cantidades de obreras de algunas especies debido a factores como la situación de una trampa próxima a un hormiguero, a una zona de forrajeo, etc. Los resultados obtenidos han mostrado una notable diferencia entre los distintos jardines y la distribución de las especies en cada uno de ellos, separándose claramente las cuatro zonas según su composición faunística. Posteriormente, se llevó a cabo el cálculo multivariante del análisis lineal del discriminante con objeto de corroborar los resultados obtenidos con el análisis anterior, obteniéndose una diferencia prácticamente del 100% entre los distintos jardines (tabla 3). Mediante los cálculos realizados también se pudo observar que el número de taxones encontrados en cada jardín aumenta con la distancia del mismo al jardín del aulario. (Gráficas 1 y 2)

En las diferentes gráficas obtenidas mediante la realización del análisis lineal del discriminante entre los cuatro jardines se puede observar que la zona más variable

con respecto a la composición faunística es el aulario, seguida del jardín del estanque; mientras que las zonas más homogéneas corresponden al paraninfo y al salón de actos. Esta diferencia de taxones encontrada entre los distintos jardines no pueden ser asignadas a los efectos de un fenómeno de sucesión provocado por el cambio de las condiciones ambientales en los jardines, sino a una variación en la biodiversidad de formícidos en el jardín del aulario provocado por la gran cantidad de reformas que se han llevado a cabo en los últimos años (Gráfica 3).

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en las gráficas del análisis factorial de correspondencia, en el jardín del aulario, sometido a diversas modificaciones recientes, tendemos a encontrar especies exóticas y generalistas; mientras que en los jardines más antiguos encontramos especies que soportan menos la interacción humana. De este modo, podemos encontrar especies como *C. mauritanica*, *S. membranifera* o *H. eduardi* en el jardín del aulario, ya que se trata de un jardín relativamente joven. Sin embargo, especies de los géneros *Solenopsis* y *Camponotus* muestran una mayor abundancia, o incluso sólo han sido encontradas en años más avanzados de la creación del jardín o en jardines antiguos donde la población de formícidos existentes se ha asentado.

A su vez, la presencia de *M. barbarus* ha sido encontrada en el jardín del aulario, siendo el más joven de los cuatro jardines estudiados, pudiendo deberse a la existencia de una zona de pastizal presente en dicha localización antes de la construcción del jardín.

Una vez establecidas las diferencias, se realizó el cálculo de la regresión múltiple con el número de taxones hallados en tres de los cuatro jardines del campus, suprimiendo el jardín del aulario ya que se encuentra sometido a cambios continuos, y los valores registrados para las distintas variables ambientales durante los días que estuvieron colocadas las trampas de caída. En este caso, un total de 26 especies fueron halladas en los tres jardines usados en el estudio (Tabla 3). Los resultados presentaron una influencia negativa significativa ejercida por la temperatura mínima sobre el número de taxones ($R^2=0.6656$, $\beta=-1.30740$, $p=0.005478$) y un efecto positivo de la presión atmosférica ($R^2=0.6656$, $\beta=0.97462$, $p=0.019662$). Otro resultado significativo fue obtenido en la valoración de la influencia de la temperatura media registrada durante los meses de los distintos años en los que fueron colocadas las trampas, mostrando un efecto negativo sobre el número de taxones encontrados ($R^2=0.54537$, $\beta=-0.76014$, $p=0.013955$) (Tablas 4 y 5; Gráficas 4, 5, 6 y 7).

Finalmente, se llevó a cabo un estudio del efecto de las variables ambientales de forma individual para cada especie, obteniéndose valores significativos en las relaciones entre *Solenopsis sp.* y la variable humedad (Gráfica 9), *P. pygmaea* y la temperatura media y mínima de los días en los que se colocaron las trampas (Gráfica 10 y 11) y *T. racovitzai* y la temperatura mínima en los días en los que se colocaron las trampas (Gráfica 12).

Discusión

Las hormigas, como grupo faunístico bioindicador (Hölldobler & Willson, 1990; Andersen, 1993; Andersen & Yen, 1992; Peck *et al.*, 1998; New, 2000; Ottonetti *et al.*, 2006; Araújo *et al.*, 2004, Badji *et al.*, 2004, Bickel & Watanasit, 2005, Ribas *et al.*, 2007), guardan una estrecha relación con el medio que las rodea, por lo que han sido extensamente utilizadas en multitud estudios ecológicos.

En el presente trabajo, este grupo faunístico ha sido utilizado con el fin de determinar los efectos de la edad de los jardines urbanos y las variables ambientales sobre la biodiversidad. A pesar de que el paso de los años es un factor fundamental para que se den lugar los distintos procesos de sucesión que darán lugar a un ecosistema maduro, durante este proceso de sucesión, las características del hábitat irán cambiando, lo cual será traducido en una mayor heterogeneidad del mismo, creando oportunidades de colonización de la zona por nuevas especies. Sin embargo, en el caso de los jardines urbanos no hemos podido observar este tipo de efecto, de modo que la riqueza específica no sufre ningún tipo de aumento. Por el contrario, sí se ha podido observar un cambio en la composición faunística a través de la presencia de algunas especies, como aquellas del género *Camponotus*, consideradas indicadoras de ecosistemas maduros (Roig & Espadaler, 2010), siendo frecuentes en estructuras vegetales complejas (Fuster, 2013). Por otro lado, al igual que ocurre en otros aspectos, los ecosistemas antropizados como son los jardines urbanos, no siempre siguen el curso que los ecosistemas naturales y seminaturales, por lo que la antigüedad de un ecosistema ha sido una variable de gran importancia en muchos estudios, habiéndose utilizado junto a las propiedades bioindicadoras de la mirmecofauna como método rápido y eficiente para medir la calidad de ecosistemas intervenidos, como puede ser el caso de los cambios observados en la riqueza específica en pastizales abandonados con el paso de los años. Por otro lado, Estrada

& Fernandez (1999), indican que lugares con estadios sucesionales de diferentes edades dan oportunidad a que especies con diferentes requerimientos nutricionales y climáticos habiten allí y que dichas zonas alberguen además de las especies especialistas, características de lugares poco perturbados, otras que sean generalistas, encontradas con frecuencia en el suelo de zonas intervenidas.

Puesto que la notable diferencia en la mirmecofauna hallada entre los jardines no pudo ser explicada a través de las diferencias de antigüedad de los mismos, dicha diferencia en la composición faunística ha sido relacionada con las diferencias en composición arbórea y arbustiva entre los mismos. A su vez, la clara variación en la biodiversidad encontrada en los muestreos de los jardines antiguos a lo largo de los años, no puede ser explicada mediante un proceso de sucesión, por lo que se relacionó la variación de los valores de diversos factores ambientales a lo largo de los años como posibles causantes de los resultados obtenidos, pudiéndose ver una fuerte influencia de la temperatura y la presión atmosférica sobre todos los taxones encontrados, así como una relación directa entre la humedad y el género *Solenopsis*.

La temperatura ha sido una variable de gran importancia para los estudios llevados a cabo por diversos autores, los cuales señalan una clara relación entre el número de taxones presentes en un hábitat y la temperatura de la misma, mediante una fuerte correlación entre ambas variables, de modo que se considera un factor de gran peso que determinará los patrones de diversidad y abundancia de formícidos (Sanders et al. 2007), así como, patrones estacionales de actividad (Dunn et al. 2007), mortalidad de hibernación (Sorvari et al. 2011), comportamiento de alimentación (Ruano et al. 2000), y resultados de las interacciones entre especies (Cerdeña et al. 1997; Holway et al. 2002). De este modo, ha sido reconocida como agente estructurante de las comunidades en los cultivos, pero más aún como un modulador de las interacciones competitivas entre las especies (Perfecto & Vandermeer, 1996). Por otro lado, la temperatura no afectará por igual a todos los taxones, de modo que la diferencia en la tolerancia fisiológica a la temperatura de las distintas especies de hormigas es la responsable de su supervivencia en los cultivos anuales (Torres, 1984a), afectando a su vez, al crecimiento y desarrollo de las colonias, debido a su influencia directa sobre el desarrollo de las larvas y a la determinación de la distancia de forrajeo (Rojas Fernández, 2001). Estos efectos directos del clima serán los responsables de las fluctuaciones de riqueza específica tanto a nivel local como a nivel regional, siendo

consecuencia del efecto combinado de la temperatura y la humedad relativa (Castro Delgado et al. 2008).

En el caso de la humedad relativa, la influencia de ésta sobre la comunidad de formícidos se da de un modo indirecto, mediante cambios en la temperatura mediados por el grado de humedad relativa, de modo que, en zonas de montaña donde los picos más altos pueden llegar a registrar una humedad relativa cercana al 100%, la formación de esta capa densa de microgotas de agua impedirán la llegada de la radiación solar a la superficie, disminuyendo la temperatura de la misma. Por consiguiente, será nuevamente la temperatura la que actuará como factor limitante de la diversidad de formícidos a lo largo de los distintos gradientes altitudinales (Sanders et al., 2007).

Como podemos observar, las variables ambientales “temperatura y humedad” han sido objeto de multitud de estudios relacionados con la biodiversidad, ya que, como ha sido demostrado en todos ellos, al igual que en el presente trabajo, ejercen una fuerte influencia sobre la misma, estableciéndose una estrecha relación entre éstos y la riqueza de hormigas (Brühl et al., 1999), de modo que los picos máximos de riqueza de especies han sido correlacionados de forma directa con dichos factores climáticos (Grytnes & McCain, 2007).

Por otro lado, un aumento excesivo de la temperatura puede presentar efectos negativos sobre la mirmecofauna, de modo que, aunque las hormigas pertenecen a un grupo de artrópodos marcadamente termófilo, siendo abundantes en aquellas zonas donde la mayor parte del tiempo las temperaturas son cálidas, soportando difícilmente temperaturas inferiores a 20 °C, a excepción de aquellas especies tolerantes a las bajas temperaturas (Hölldobler & Wilson, 1990; Kaspari, 2003), las distintas especies presentan distintas aptitudes ya que pueden presentar adaptaciones a las condiciones climáticas a nivel local. Sin embargo, también pueden presentar distintas tolerancias fisiológicas a las temperaturas, mediante adaptaciones fisiológicas a las mismas (Pelini et al., 2012), siendo el caso de las especies extremadamente xerotérmicas, como aquellas del género *Cataglyphis*.

Una vez más, nuestro trabajo muestra esta fuerte influencia de la temperatura sobre la composición faunística de una zona, mediante cambios en el número de taxas presentes en los jardines a lo largo de los años de estudio, mediados por diferencias

valores de temperaturas medias y mínimas registradas en los días en los que estuvieron colocadas las trampas. A su vez, nuestro estudio demuestra la intensidad de la relación entre las variables climáticas y la mirmecofauna, revelando los efectos de las mismas incluso en aquellos medios antropizados, como son las zonas verdes urbanas, donde las variables temperatura y humedad se encuentran supuestamente tamponadas, mediante las actividades de mantenimiento de los jardines, como es el regadío.

Como efecto colateral de los cambios climáticos, la presión atmosférica también muestra un fuerte efecto sobre la mirmecofauna de la zona. Sin embargo, al igual que la humedad, su efecto se encuentra íntimamente ligado a los cambios de temperatura, ya que los cambios en la temperatura provoca cambios en cadena sobre la humedad y la presión atmosférica, al tratarse de variables climáticas estrechamente correlacionadas entre sí.

A su vez, el riego continuo de los jardines se ve reflejado en un efecto mínimo de la variable humedad sobre los distintos taxones presentes, siendo el género *Solenopsis* el único que ha presentado una relación significativa con esta variable. Dicha influencia ha sido estudiada anteriormente, revelándose la clara relación existente entre la humedad relativa y cuatro especies de hormigas pertenecientes a este género, a lo largo de un gradiente de temperaturas (Cockendolpher *et al.*, 1984), de modo que la humedad relativa del suelo será fundamental para la tasa de supervivencia de las obreras de este género (Rosson 2004, Xu 2009a, Wang 2013), posiblemente debido a que una disminución en la humedad relativa conlleva una disminución de la tolerancia de las especies de este género a las altas temperaturas (Braulick *et al.* 1988, Morrison *et al.* 2004). A su vez, la tasa de reclutamiento de alimentos de la especie invasora *Solenopsis invicta* se ve regulada por la humedad relativa del ambiente (Kidd *et al.*, 1985), pudiendo suponer un factor regulador de sus poblaciones, y por consiguiente, de su invasión.

Por último, éste trabajo nos muestra que la influencia de la temperatura, así como de las variables humedad relativa y presión atmosférica, íntimamente relacionadas con la temperatura, es tal, que formará parte del grupo de fuerzas selectivas que determinarán la composición faunística de formícidos de una zona, incluso en zonas fuertemente antropizadas y reguladas por las labores de mantenimiento a las que se ven sometidas de forma continuada a lo largo del año.

Tablas y Gráficas

Tabla 1. Relación de especies y porcentajes para los cuatro jardines

N	CÓDIGO	Nº obreras	% Obreras	ESPECIES
1	LASGRA	3999	33,78	<i>Lasius grandis</i> (Forel, 1909)
2	PHEPAL	3592	30,34	<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849)
3	PLAPYG	989	8,35	<i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798)
4	CARMAU	779	6,58	<i>Cardyocondila mauritanica</i> (Forel, 1890)
5	APHSEN	390	3,29	<i>Aphaenogaster senilis</i> (Mayr, 1853)
6	APHGIB	373	3,15	<i>Aphaenogaster gibbosa</i> (Latreille, 1798)
7	CAMBAR	287	2,42	<i>Camponotus barbaricus</i> (Emery, 1905)
8	TAPNIG	225	1,90	<i>Tapinoma nigerrimum</i> (Nylander, 1856)
9	CRESCU	183	1,55	<i>Crematogaster scutellaris</i> (Olivier, 1792)
10	TETSEM	162	1,37	<i>Tetramorium semilaeve</i> (André, 1883)
11	SOLSPP	159	1,34	<i>Solenopsis</i> sp.
12	MYRALO	139	1,17	<i>Myrmica aloba</i> (Forel, 1909)
13	HYPEDU	112	0,95	<i>Hypoponera eduardi</i> (Forel, 1894)
14	TETCAE	86	0,73	<i>Tetramorium caespitum</i> cfr.
15	TAPERR	75	0,63	<i>Tapinoma erraticum</i> (Latreille, 1798)
16	FORCUN	71	0,60	<i>Formica cunicularia</i> (Latreille, 1798)
17	PLASCH	63	0,53	<i>Plagiolepis schmitzii</i> (Forel, 1895)
18	MESBAR	42	0,35	<i>Messor barbarus</i> (Linnaeus, 1767)
19	TETFOR	22	0,19	<i>Tetramorium forte</i> (Forel, 1904)
20	PYRMEM	21	0,18	<i>Pyramica membranifera</i> (Emery, 1869)
21	CREAUB	16	0,14	<i>Crematogaster auberti</i> (Emery, 1869)
22	TEMPAR	14	0,12	<i>Temnothorax pardoii</i> (Tinaut, 1987)
23	CATROS	13	0,11	<i>Cataglyphis rosenhaueri</i> (Santschi, 1925)
24	TAPAMB	9	0,08	<i>Tapinoma maderiense</i> (Forel, 1895)
25	TEMRAC	9	0,08	<i>Temnothorax racovitzai</i> (Bondroit, 1918)
26	FORGER	5	0,04	<i>Formica gerardi</i> (Bondroit 1917)
27	TEMALF	2	0,02	<i>Temnothorax</i> sp1 (<i>alfacarensis</i>)
28	CRESOR	1	0,01	<i>Crematogaster sordidula</i> (Nylander, 1849)
29	CAMLAT	1	0,01	<i>Camponotus lateralis</i> (Olivier, 1792)
30	CAMMIC	1	0,01	<i>Camponotus micans</i> (Nylander, 1856)
31	PYRARG			<i>Pyramica argiola</i> (Emery, 1869)

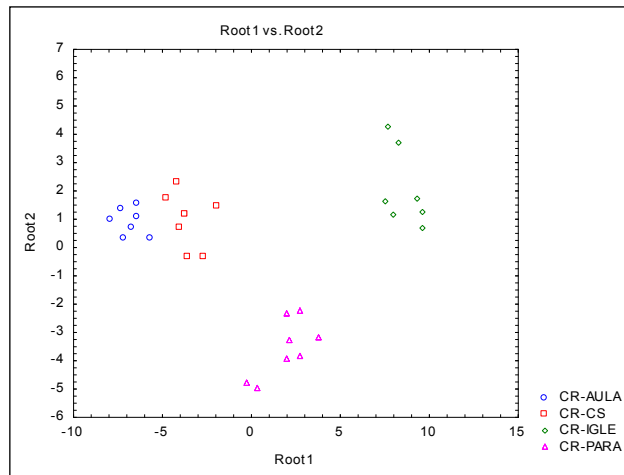
Tabla 2. Relación de especies y porcentajes para los tres jardines usados para el estudio del efecto de las variables ambientales

N	ESPECIES	Nº obreras	% Obreras
1	<i>Lasius grandis</i> (Forel, 1909)	3491	33,05
2	<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849)	3488	33,02
3	<i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798)	1079	10,21
4	<i>Aphaenogaster gibbosa</i> (Latreille, 1798)	411	3,89
5	<i>Aphaenogaster senilis</i> (Mayr, 1853)	366	3,46
6	<i>Cardyocondila mauritanica</i> (Forel, 1890)	341	3,23
7	<i>Camponotus barbaricus</i> (Emery, 1905)	319	3,02
8	<i>Crematogaster scutellaris</i> (Olivier, 1792)	184	1,74
9	<i>Myrmica aloba</i> (Forel, 1909)	178	1,68
10	<i>Solenopsis sp.</i>	168	1,59
11	<i>Tapinoma maderiense</i> (Forel, 1895)	130	1,23
12	<i>Tetramorium semilaeve</i> (André, 1883)	120	1,14
13	<i>Tapinoma nigerrimum</i> (Nylander, 1856)	80	0,76
14	<i>Plagiolepis schmitzii</i> (Forel, 1895)	62	0,59
15	<i>Formica cunicularia</i> (Latreille, 1798)	52	0,49
16	<i>Hypoponera eduardi</i> (Forel, 1894)	38	0,36
17	<i>Temnothorax pardo</i> (Tinaut, 1987)	13	0,12
18	<i>Temnothorax racovitzai</i> (Bondroit, 1918)	12	0,11
19	<i>Strumigenys membranifera</i> (Emery, 1869)	8	0,08
20	<i>Cataglyphis rosenhaueri</i> (Santschi, 1925)	7	0,07
21	<i>Crematogaster auberti</i> (Emery, 1869)	6	0,06
22	<i>Tetramorium forte</i> (Forel, 1904)	4	0,04
23	<i>Formica gerardi</i> (Bondroit 1917)	3	0,03
24	<i>Temnothorax sp1 (alfacarensis)</i>	2	0,02
25	<i>Camponotus lateralis</i> (Olivier, 1792)	1	0,01
26	<i>Crematogaster sordidula</i> (Nylander, 1849)	1	0,01

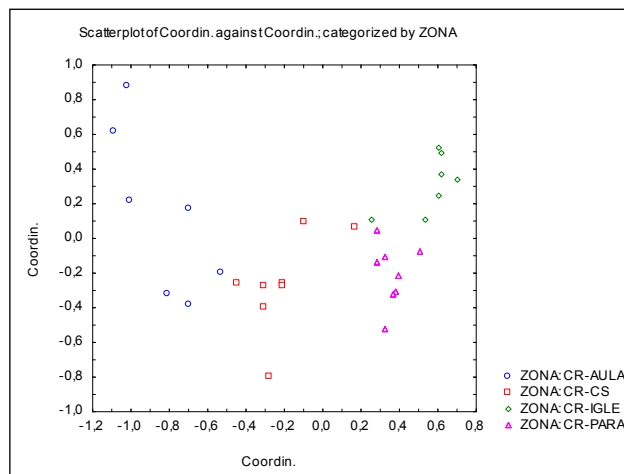
Tabla 3. Análisis Multivariante del Discriminante para los cuatro jardines

	Percent	CR-AULA	CR-CS	CR-IGLE	CR-PARA
CR-AULA	100,0000	7	0	0	0
CR-CS	100,0000	0	8	0	0
CR-IGLE	100,0000	0	0	7	0
CR-PARA	100,0000	0	0	0	8
Total	100,0000	7	8	7	8

Gráfica 1. Gráfica del análisis multivariante del discriminante para los cuatro jardines



Gráfica 2. Análisis de correspondencia de la relación de especies por zona para los cuatro jardines



Gráfica 3. Gráfica de correspondencia según especies en los cuatro jardines

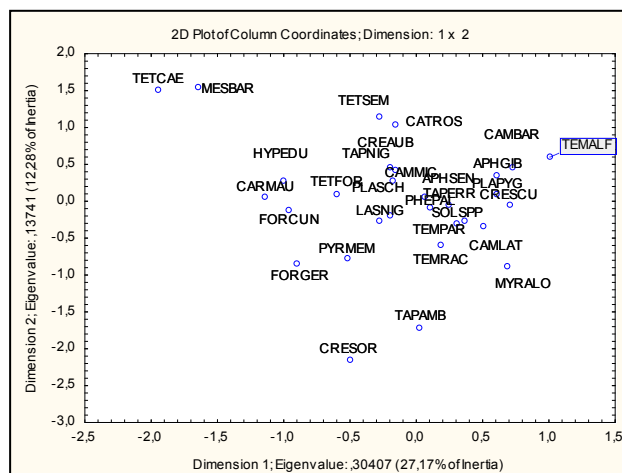


Tabla 3. Correlación de Spearman entre los taxones encontrados en los tres jardines y las variables ambientales (T: temperatura; SLP: atmospheric pressure; H: humidity; PP: precipitation; VV: average visibility; V: wind speed; VM: average wind speed)

	Tm2m	Tmedia	TMax	Tmin	SLP	H%	PPm	VV	V	VM
<i>A.gibbosa</i>	-0,366667	0,033333	0,033333	-0,050000	0,200000	0,083333	-0,365148	0,350000	-0,066667	0,016667
<i>A.senilis</i>	0,116667	0,116667	-0,216667	0,150000	0,066667	0,350000	-0,502079	-0,400000	0,416667	0,283333
<i>C.barbaricus</i>	-0,016667	-0,050000	-0,083333	0,033333	-0,300000	0,150000	-0,593366	-0,250000	0,166667	0,166667
<i>C.lateralis</i>	0,547723	0,410792	-0,136931	0,410792	0,547723	0,136931	-0,187500	0,000000	0,547723	0,547723
<i>C.mauritanica</i>	-0,410045	0,083683	0,493728	0,041841	0,033473	-0,351468	0,114587	-0,092051	-0,627621	-0,728040
<i>C.rosenhaueri</i>	0,273861	0,068465	-0,387970	0,068465	0,365148	0,387970	-0,281250	0,182574	0,730297	0,547723
<i>C.auberti</i>	0,159752	-0,114109	-0,182574	-0,136931	-0,159752	-0,159752	-0,281250	-0,022822	0,182574	0,502079
<i>C.scutellaris</i>	-0,178764	-0,059588	0,331990	-0,136201	0,153226	-0,672493	0,023313	0,544804	-0,331990	-0,170251
<i>C.sordidula</i>	0,136931	-0,273861	0,136931	-0,136931	-0,273861	-0,547723	-0,187500	-0,273861	0,136931	-0,273861
<i>F.cunicularia</i>	-0,309626	0,117156	-0,041841	-0,058578	0,376572	0,167365	-0,114587	-0,033473	-0,008368	0,016737
<i>F.gerardi</i>	-0,182574	-0,091287	0,000000	-0,182574	0,000000	0,000000	0,750000	0,273861	-0,456435	-0,182574
<i>H.eduardi</i>	0,000000	0,286943	0,253185	0,244745	-0,016879	0,042197	0,046225	-0,286943	-0,278503	-0,143471
<i>L.grandis</i>	-0,333333	-0,216667	-0,433333	-0,233333	-0,233333	0,633333	-0,159752	-0,333333	0,083333	0,116667
<i>M.aloba</i>	-0,474693	-0,310376	0,164317	-0,292119	-0,401663	-0,255604	0,050000	-0,200832	-0,529465	-0,547723
<i>P.pallidula</i>	-0,400000	0,066667	0,050000	-0,066667	0,233333	0,016667	-0,251040	0,433333	-0,233333	0,083333
<i>P.pygmaea</i>	-0,716667	-0,500000	-0,366667	-0,600000	-0,250000	0,350000	0,091287	0,616667	-0,283333	0,050000
<i>P.schmitzii</i>	-0,386568	0,268917	0,193284	0,134459	0,420183	0,201688	-0,092057	0,436990	-0,235302	-0,151266
<i>S.membranifera</i>	0,240535	0,445435	0,783966	0,543431	0,133631	-0,579066	-0,012199	-0,276170	-0,302896	-0,685971
<i>Solenopsis spp</i>	0,000000	0,316667	0,716667	0,250000	0,283333	-0,816667	-0,045644	0,233333	-0,433333	-0,400000
<i>T.madeirensis</i>	-0,050210	-0,125524	-0,368204	-0,117156	-0,259416	0,326363	-0,538560	-0,602516	0,276153	0,368204
<i>T.nigerrimum</i>	-0,175734	0,167365	-0,108788	0,092051	0,225943	0,343099	-0,206257	0,326363	-0,025105	0,267785
<i>T.alfacarensis</i>	-0,207020	-0,103510	0,000000	-0,103510	0,103510	0,103510	-0,283473	0,621059	0,207020	0,000000
<i>T.pardoi</i>	-0,008744	-0,017487	-0,244824	-0,061206	0,306030	0,227337	-0,059864	0,795678	0,271055	0,428442
<i>T.racovitzae</i>	-0,778191	-0,647035	-0,603317	-0,743216	-0,638291	0,638291	0,239457	-0,069950	-0,384724	0,052462
<i>T.forte</i>	0,410792	0,000000	-0,273861	0,136931	-0,410792	0,273861	-0,187500	-0,547723	0,273861	0,410792
<i>T.semilaeva</i>	-0,773137	-0,319339	-0,319339	-0,470605	-0,151266	0,495816	-0,092057	0,285724	-0,277321	0,033615

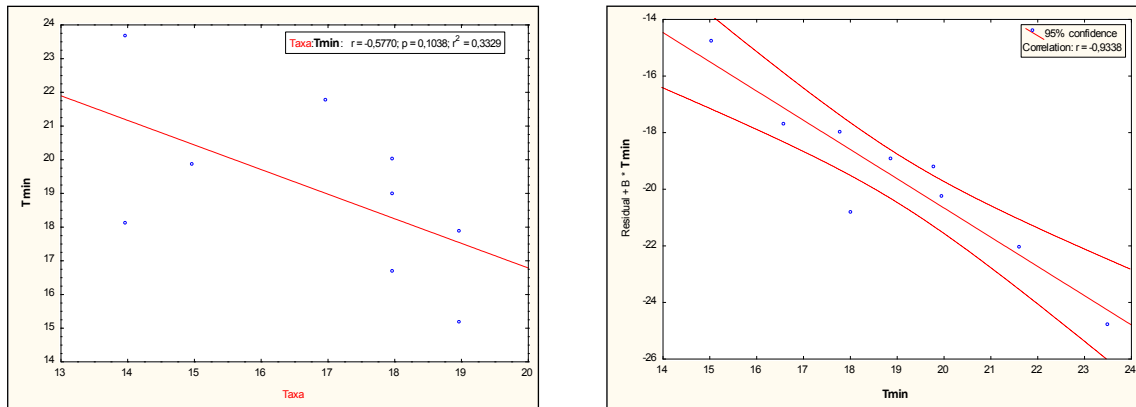
Tabla 4. Regresion múltiple realizada con el número de taxones hallados en los tres jardines y las variables ambientales durante los dos meses

Regression Summary for Dependent Variable: Taxa						
R= ,77601446 R ² = ,60219844 Adjusted R ² = ,54536965						
F(1,7)=10,597 p<,01396 Std.Error of estimate: 1,3671						
	Beta	Std.Err.	B	Std.Err.	t(7)	p-level
Intercept			35,29300	5,671990	6,22233	0,000436
Tm2m	-0,776014	0,238388	-0,77808	0,239022	-3,25526	0,013955

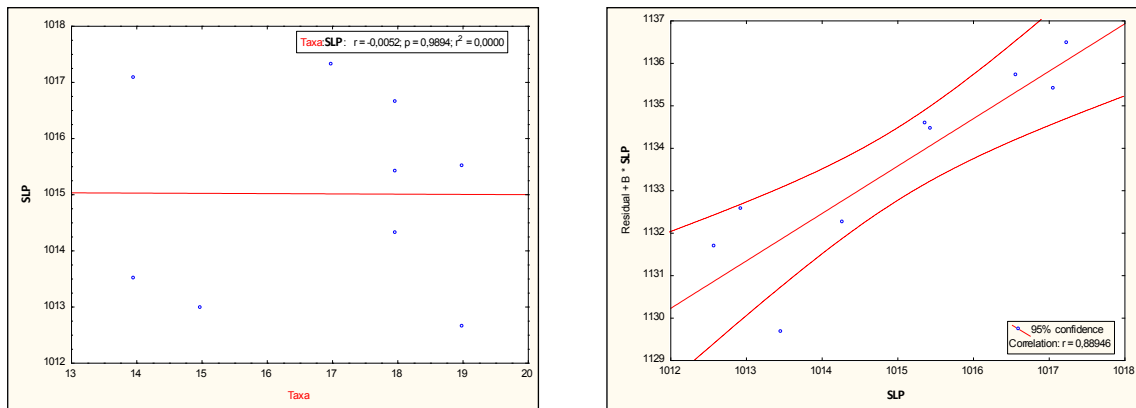
Tabla 5. Regresion múltiple realizada con el número de taxones hallados en los tres jardines y las variables ambientales durante los días en los que estuvieron colocadas las trampas

Regression Summary for Dependent Variable: Taxa						
R= ,86557223 R ² = ,74921529 Adjusted R ² = ,66562039						
F(2,6)=8,9625 p<,01577 Std.Error of estimate: 1,1725						
	Beta	Std.Err.	B	Std.Err.	t(6)	p-level
Intercept			-1097,02	355,7071	-3,08406	0,021551
Tmin	-1,30740	0,308808	-1,03	0,2440	-4,23370	0,005478
SLP	0,97462	0,308808	1,12	0,3539	3,15609	0,019662

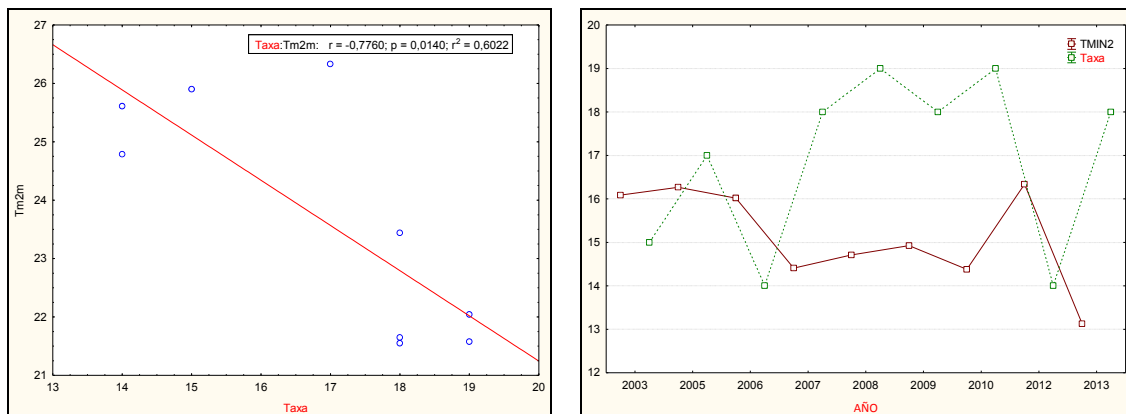
Gráfica 4. Correspondencia entre temperatura mínima y el número de taxones



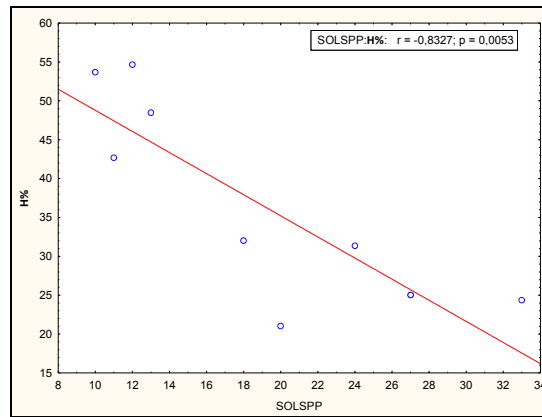
Gráficas 5 y 6. Correspondencia entre presión atmosférica y el número de taxones



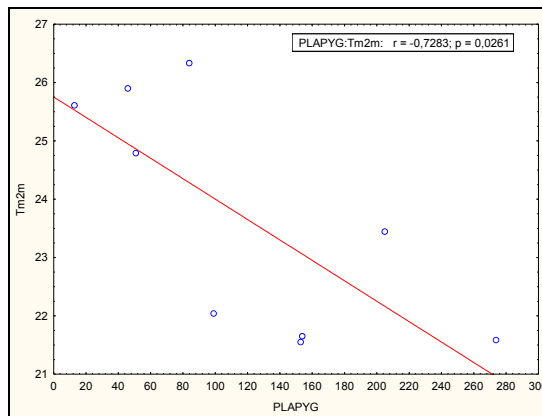
Gráficas 7 y 8. Correspondencia entre temperatura mínima media en los dos meses de muestreo y el número de taxones y variación de taxones a lo largo de los años en relación a las diferencias en la temperatura mínima.



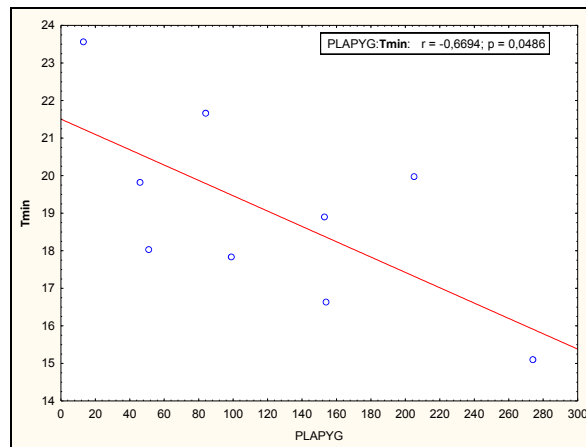
Gráfica 9. Relación entre *Solenopsis sp.* y humedad



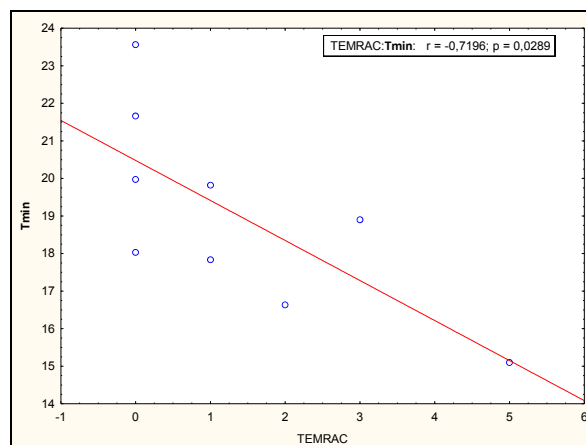
Gráfica 10. Relación entre *P.pygmaea* y temperatura media de los días de muestreo



Gráfica 11. Relación entre *P.pygmaea* y temperatura mínima de los días de muestreo



Gráfica 12. Relación entre *T. racovitzai* y temperatura mínima de los días de muestreo



Capítulo 5. Macrohábitat / Macrohabitat

¿Son la cobertura vegetal y la humedad factores limitantes de biodiversidad en las poblaciones de formicidos presentes en las zonas verdes urbanas?

Introducción

Tanto las zonas naturales y seminaturales como aquellas alteradas por el hombre pueden presentar distintas estructuras en su vegetación, lo cual puede ser determinante para la artropofauna que albergue. Estos artrópodos terrestres seleccionarán su nicho tanto a nivel de macrohábitat como a nivel de microhábitat (Willson & Hunt, 1966). Entre artropofauna se encuentran las hormigas, las cuales han sido descritas como taxones útiles para los estudios de cobertura (Oikos, 2000; Stork & Hammond, 1997; Davidson, 1997; Tobin, 1991, 1995) debido a que son consideradas un grupo focal en el monitoreo de ecosistemas terrestres (Azcarate *et al.*, 2013; Crist, 2009; Underwood & Fisher, 2006).

El macrohábitat, formado por los distintos estratos vegetales, presentará diferentes características en función de la complejidad estructural de la comunidad vegetal presente. Estas características son totalmente dependientes de factores abióticos como la temperatura, la humedad y la radiación solar. Son diversos los estudios de la relación existente entre el macrohábitat y la comunidad de artrópodos presentes tanto en zonas tropicales (Oikos, 2000), como en desiertos (Bestelmeyer, 1999), regiones mediterráneas (Carpintero *et al.*, 2007; Retana & Cerdá, 2000), zonas boscosas y estepas arbustivas (Fergnani *et al.*, 2008, 2010, 2013). En la mayoría de ellos se ha podido observar una estrecha relación entre el macrohábitat y la mirmecofauna presente, mostrando una correlación positiva entre ambas (Carpintero *et al.*, 2007; Morrison, 1998; Siemann *et al.*, 1998), sin embargo, en algunos de ellos, la relación determinadas ha sido débil o nula, o incluso se han observado diferencias en la riqueza específica y abundancia de la comunidad de hormigas que no han podido ser explicados mediante dicha correlación pudiéndose deber a otra serie de factores como podría ser interacciones de competencia o atributos del suelo (Fergnani, 2013; Mezger & Pfeiffer, 2010; Hawkins & Porter, 2003 a, b; Kerr & Packer, 1999).

Una de las características más importantes de un macrohábitat es su complejidad estructural, ya que ésta es la determinante de la heterogeneidad del hábitat. Así, hábitats más complejos y heterogéneos facilitan la persistencia de una alta riqueza específica gracias a una mayor disponibilidad y segregación de los recursos (Davidowitz & Rosenzweig, 1988; Brown, 1988; Mc Arthur & Mc Arthur, 1961) mediante una mayor especialización que permite la coexistencia de un mayor número de especies en una misma zona (Werenkraut, 2010). Esta misma relación puede observarse en los trabajos de Goldstein(1975), Boomsma & Van Loon (1982), Fernandez-Haeger & Rodríguez (1982) o Bisevac & Majer (1999), de tal modo que la heterogeneidad espacial se ha propuesto como posible herramienta de conservación de especies en sitios amenazados por la actividad humana (Greenberg *et al.*, 1995; Mc Garigal & Mc Comb, 1992).

La complejidad estructural del macrohábitat viene determinada por el número de estratos vegetales presentes en el mismo, es decir, de los árboles, arbustos y herbáceas que pueden hallarse en él. Las plantas de porte alto y mediano proporcionan una serie de características a nivel de microhábitat mediante la regulación de la temperatura, humedad y acumulación de hojarasca; mientras que las plantas de bajo porte, como las herbáceas, pueden constituir un obstáculo en el desplazamiento de algunas especies si su abundancia es alta. En ecosistemas áridos, como los desiertos, los árboles y arbustos son elementos importantes ya que albergan recursos críticos para una gran variedad de animales (Schumacher & Whitfor, 1974), microclimas (Cole, 1932; Bestelmeyer, 1977, 1999) y recursos alimenticios (Andersen, 1983; Van Zee *et al.*, 1997) para las hormigas, entre otros artrópodos; en bosques tropicales, la cobertura y la hojarasca proporcionan distintos lugares de forrajeo y anidamiento (Oikos, 2000); y en ecosistemas mediterráneos, donde las temperaturas presentan fuertes diferencias tanto diarias como estacionales, la cobertura arbórea permite un mayor gradiente térmico, lo cual favorece la coexistencia de un mayor número de especies de hormigas, aumentando la riqueza específica.

De todos los factores abióticos a tener en cuenta en un medio físico, la temperatura podría considerarse aquel de mayor importancia en la limitación de la riqueza específica y abundancia de la mirmecofauna de una zona (Sanders *et al.*, 2007; Retana & Cerdá, 2000; Kaspari *et al.*, 2000), ya que tiene una influencia directa sobre la actividad de forrajeo debido a su efecto directo sobre el consumo de oxígeno, la pérdida de agua y los costes de transporte de las hormigas forrajeadoras (Cros *et al.*, 1997; Lighton Weier & Feener, 1993; Lighton & Feener, 1989; Lighton & Bartholomew, 1988; Nielsen, 1986; Mackay & Sassaman, 1984), y sobre las funciones fisiológicas de las hormigas. La cobertura arbórea supone en este caso una herramienta de regulación de temperatura a nivel de microhábitat, haciendo posible un aumento de la riqueza específica en la comunidad de formícidos. En climas muy cálidos, las zonas situadas a la sombra presentan temperaturas más bajas y menos fluctuantes debido a la llegada de una menor cantidad de radiación solar, representando un menor estrés medioambiental que las zonas descubiertas para las hormigas de este tipo de hábitats. Así, especies intolerantes a las altas temperaturas que pueden alargar su periodo diario de forrajeo en aquellas zonas situadas a la sombra, de modo que minimizan el efecto de las especies tolerantes (Retana & Cerdá, 2000; Cros *et al.*, 1997).

En cuanto a la humedad, las estructuras arbóreas y arbustivas proporcionan parches a la sombra protegidos de la desecación en las zonas de altas temperaturas debido a una disminución de los niveles de radiación, proporcionando un microclima óptimo para las especies de pequeño tamaño. Por otro lado, en bosques tropicales, los gradientes de disminución de humedad pueden relacionarse con un mayor tamaño en las obreras (Kaspari, 1993) como método de prevención ante la desecación, ya que en este tipo de ecosistemas, el dosel de los árboles y arbustos presentan un microclima más seco que en la hojarasca.

La acumulación de hojarasca es otro de los factores asociados a la cobertura vegetal. Ésta afecta a la diversidad (Vasconcelos, 1990), identidad (Hoffmann & andersen, 2003) y composición de especies (Uno *et al.*, 2010; Lissan & Hochuli, 2004), ya que

proporciona un microclima más húmedo y con temperaturas más bajas, fundamental para muchas especies de hormigas que anidan y forragean en ella.

Estos estudios corroboran que cambios en la cobertura tendrían efectos evidentes en la composición y estructura de la comunidad de artrópodos del suelo, y la riqueza específica, diversidad y densidad de población de la comunidad de artrópodos tienen una relación estrecha con el tipo de cobertura así como con sus propiedades en el medioambiente del suelo, siendo, las agregaciones de hormigas, sensibles a los cambios en las condiciones medioambientales (Sackmann & Farji-Brener, 2006; Corley et al., 2006; Hoffmann & Andersen, 2003; Kaspari et al., 2000a).

El propósito de este estudio ha sido determinar la relación existente entre el macrohábitat de once parques situados en distintas localizaciones de la ciudad de Córdoba y la comunidad de formícidos presente en ellos con el fin de obtener los conocimientos adecuados para el mantenimiento de la mirmecofauna de la zona.

Material y Métodos

Zona de estudio / Material y Métodos

El estudio se ha llevado a cabo en once parques de la ciudad de Córdoba: Parque de la Asomadilla, Balcón del Guadalquivir, Parque Cruz Conde, Jardín Botánico, Jardines del Plan Renfe, Jardines de Elena Fortún, Jardines del Colegio Mayor Ntra. Sra. De la Asunción, Jardines del Campus Universitario de Rabanales, Parque de Miralbaida, Parque Doctor Alfonso Carpintero y Jardines de Vallellano.

El muestreo se llevó a cabo durante 6 años mediante la colocación de trampas de caída ("pitfall trap"), como sistema de muestreo principal, y embudo Berlese y captura directa como métodos complementarios.

El uso de trampas de caída ("pitfall trap") es una metodología ampliamente empleada en los estudios faunísticos de invertebrados epigeos. Su uso generalizado se debe a su facilidad de manipulación y colocación, así como su bajo coste económico (Greenlade & Greenlade, 1971), además de proporcionar una información adecuada de la artropofauna del suelo debido a que evita los problemas relacionados con los ritmos diarios de actividad (Cerdá & Retana, 1988).

Las trampas de caída utilizadas consistían en un recipiente correspondiente a un vaso de plástico traslúcido de 5,7 cm de diámetro en la apertura superior, 5 cm en la base y una profundidad de 7,3 cm, cuya capacidad total correspondía a 150 cc (REF. 409702, DELTALAB S.L.). En el interior se colocó 50 cc de agua con unas gotas de detergente, para reducir la tensión superficial. No se añadió ningún tipo de atrayente ni de sustancia conservante, con el fin de no interferir de ningún modo en los resultados. Las trampas fueron colocadas a ras del suelo en series de 10 trampas situadas en el mayor número de hábitats posibles, permaneciendo en el suelo durante un periodo de 48 horas.

El método Berlese permite capturar las especies de hormigas que se mueven entre la hojarasca y la capa superficial del suelo, lo cual resulta fundamental en el estudio del macrohábitat. Para ello, se tomaron muestras de tierra y hojarasca de la parte superficial del suelo y se pusieron en un tamiz colocado encima de un embudo, cuyo extremo inferior desembocaba en el interior de un vaso de plástico traslúcido con alcohol. En la parte superior de las muestras se coloca un foco de luz que crea un gradiente de temperatura, usando las características fotofóbicas de algunas especies edáficas, para hacerlas migrar hacia la parte inferior, cayendo en el recipiente con alcohol.

Durante la colocación de las trampas se tomaron fotos hemisféricas en cada una de ellas con el fin de caracterizar la estructura tridimensional y la cobertura de la vegetación del macrohábitat de cada uno de los parques. Una de las funciones de la fotografía hemisférica es el cálculo de la cantidad de radiación solar que atraviesa el dosel y llega a la superficie del suelo, siendo un método preciso en el caso de doseles heterogéneos y con abundancia de claros (Bellow & Nair, 2003), como es el caso de zonas verdes urbanas. La toma de la fotografía se toma desde el suelo, orientada hacia arriba y evitando que el disco solar aparezca en el campo de la misma. Posteriormente se analizaron con un software específico (HemiView 2.1).

Tratamiento estadístico

Una vez analizadas las fotografías, se llevó a cabo un tratamiento estadístico para el cual se utilizó el software Statistica (StatSoft, Inc. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com). El tratamiento estadístico se llevó a cabo con el fin de determinar la influencia de la cobertura del dosel sobre las distintas especies presentes en cada uno de los parques estudiados. Para ello, se llevó a cabo un cálculo no paramétrico, la correlación de Spearman, sobre la matriz de parques (filas) y coeficientes de radiación que atraviesa el dosel y las distintas especies (columnas).

Resultados

Durante el periodo de estudio, 22005 obreras, pertenecientes a 35 especies diferentes han sido capturadas (Tabla 1). Las más abundantes fueron *Lasius grandis* (Forel, 1909), *Pheidole pallidula* (Nylander, 1849), *Tapinoma nigerrimum* (Nylander, 1856), *Cardiocondyla mauritanica* (Forel, 1890) y *Aphaenogaster gibbosa* (Latreille, 1798), respectivamente, perteneciendo tres de ellas al grupo funcional de especies generalistas/oportunistas.

Entre las especies más abundantes figura *C. mauritanica*, una de las especies alóctonas vinculadas a zonas alteradas por el hombre, junto a *Strumigenys membranifera* (Emery, 1869), la cual figura también en el listado de especies encontradas en las zonas de estudio.

Otra de las especies halladas que cabe destacar es *Linepithema humile*, ya que se trata de una especie invasora, principal componente del cambio global, y causante de

fuertes pérdidas de biodiversidad (ARIM *et al.*, 2006). Es una hormiga de origen sudamericano, probablemente de Brasil, actualmente cosmopolita (SUAI-CANO *et al.*, 2002), y conocida como hormiga argentina, cuya presencia en la región mediterránea está muy ligada a la presencia humana.

Los resultados obtenidos mediante el análisis de la correlación de Spearman entre la cobertura del dosel y el número de taxones encontrados no fue significativa, por lo que podríamos decir que en nuestro estudio, la riqueza específica de la zona es independiente de la cobertura del dosel (Tabla 2).

Posteriormente se realizó el mismo cálculo para cada una de las especies de forma independiente, con el fin de determinar si la presencia de alguna de ellas está influida por la proporción de cielo descubierto. Los resultados obtenidos tan solo fueron significativos en los casos de *Solenopsis* y *C. rosenhaueri*, no encontrándose valores significativos en la relación establecida entre la presencia de dichas especies y la cobertura del dosel (Gráfica 1, 2, 3, 4 y 5).

Discusión

Son diversos los trabajos que correlacionan la complejidad estructural del macrohábitat con la riqueza y abundancia de especies. Todos ellos se centran en los cambios provocados por la cobertura del dosel sobre factores abióticos, como temperatura y humedad, en todo tipo de ecotopos. La temperatura está considerada como el factor más importante, ya que es un factor limitante de distribución de especies, ya que es reguladora de diversos aspectos de la biología y la actividad de forrajeo de cada una de ellas, además de ser determinante del grado de humedad que contiene el suelo para la tasa de supervivencia de muchas especies. La cobertura del dosel proporciona parches a nivel de microclima, donde la temperatura y la humedad se mantienen más bajas y con menos fluctuaciones, lo cual permite albergar a un mayor número de especies intolerantes a las altas temperaturas, regulando la abundancia de aquellas tolerantes a altas temperaturas mediante una prolongación del tiempo de forrajeo de las primeras en los parches situados bajo la sombra del dosel (Carpintero *et al.*, 2007; Retana & Cerdá, 2000; Cros *et al.*, 1997).

A pesar de haberse corroborado en varias ocasiones la relación existente entre la riqueza específica y densidad de población de formícidos en función de la cobertura vegetal (Andersen, 1997; Cros *et al.*, 1997; Bestelmeyer and Schooley 1999; Steiner and Shlick-Steiner 2004; Pinheiro *et al.*, 2010; Fernani *et al.*, 2013), en nuestro estudio los resultados no han sido significativos, posiblemente debido a que se trata de zonas alteradas por el hombre, todas ellas provistas de césped, por lo que a pesar de ser mayor o menor la cobertura de especies de alto porte, las condiciones de temperatura y humedad se encuentran fuertemente amortiguadas por la cubierta de césped y herbáceas a nivel del suelo. Estos mismos resultados fueron obtenidos en el estudio llevado a cabo por Van Hengstum *et al.* (2014), donde la magnitud del cambio en la abundancia y riqueza de artrópodos no se ve afectada por la cobertura vegetal.

Por otro lado, el análisis de esta variable llevado a cabo a nivel de especie, ha mostrado relaciones significativas entre la cobertura del dosel y las especies del género *Solenopsis*, así como con *C. rosenhaueri*. Las especies del género *Solenopsis*

presentan requerimientos medioambientales completamente opuestos a *C. rosenhaueri*, difiriendo ambos en sus preferencias ecológicas, de modo que el género *Solenopsis* está clasificado dentro del grupo funcional de especies crípticas con preferencia por enclaves húmedos mientras que *C. rosenhaueri* corresponde al grupo de especialistas de calor con preferencia por ambientes áridos o semiáridos. Por otro lado, ambas muestran preferencias por enclaves descubiertos, por lo que cabría la posibilidad de la existencia de parches térmicos y de humedad dentro de las diferentes zonas de estudio. Sin embargo, estas especies han sido capturadas en parques diferentes, no habiéndose observado la coexistencia de ambas en un mismo macrohábitat, por lo que no es posible explicar su presencia en dichos hábitats como una consecuencia de los efectos provocados por la estructura de la vegetación en el ecotopo.

A pesar de que la complejidad estructural del macrohábitat haya sido determinante de la riqueza específica y abundancia de la comunidad de formícidos en un notable número de estudios ecológicos (Zhao & Zhang, 2013; Fitzgerald, 2012; Uno et al., 2010; Werenkraut, 2010; Carpintero et al., 2007; Lassau & Hoculli, 2004; Oikos et al., 200; Bestelmeyer, 1999; Cros et al., 1997), en el presente trabajo, la cobertura del dosel de las zonas muestreadas solo presentan una correlación significativa con dos de las especies, no perteneciendo ninguna de ellas una de las especies más abundantes de los parques estudiados. De este modo, los resultados mostrados en dichos trabajos posiblemente sean debidos a la importancia de esta variable para la mirmecofauna presente en ambientes naturales, mientras que en nuestro estudio, realizado en lugares artificiales manipulados por el hombre, como es el caso de las zonas verdes urbanas, las variaciones en las variables temperatura y humedad son prácticamente imperceptible debido a la tamponación de las mismas por las actividades de mantenimiento desarrolladas en los mismos, como el riego continuo, la poda, etc. No obstante, la existencia de otros estudios realizados en ambientes naturales con resultados similares a los obtenidos en el presente trabajo (Fergnani et al., 2008, 2010, 2013; Mezger y Pfeiffer, 2010) indica la existencia de otros factores determinantes de la selección de hábitat por la comunidad de formícidos no tenidos en cuenta en estos trabajos, como interacciones de competencia interespecífica, atributos del suelo y disponibilidad de recursos, entre otros.

Para finalizar, podemos concluir con la afirmación de que en los jardines urbanos, sistemas artificiales fuertemente tamponados, la cobertura arbórea no provoca efectos sobre la población de formícidos presente en los mismos, quedando descartada como uno de los factores selectivos de la mirmecofauna de entornos no naturales.

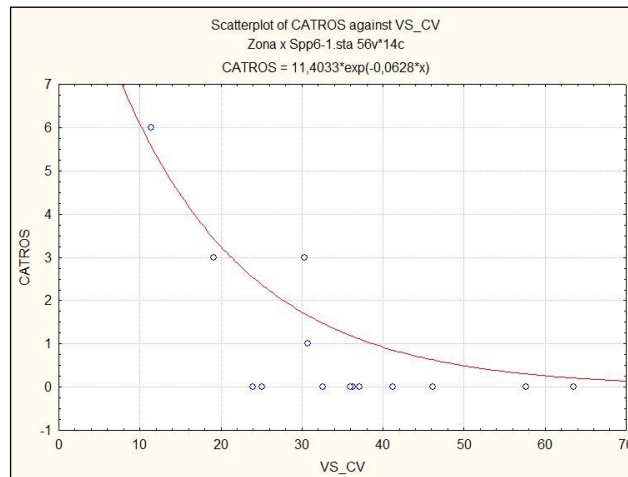
TABLA 1. Número de obreras y porcentaje

ESPECIES	SUMA	PORCENTAJE
LASGRA	7361	33,45%
PHEPAL	5941	26,99%
TAPNIG	1311	5,95%
CARMAU	722	3,28%
APHGIB	632	2,87%
PLAPYG	616	2,79%
MONMON	579	2,63%
HYPEDU	577	2,62%
TETSEM	548	2,49%
FORCUN	519	2,35%
SOLSPP	494	2,24%
CRESCU	484	2,19%
APHSEN	366	1,66%
LINHUM	356	1,61%
MYRALO	330	1,49%
PLASCH	228	1,03%
MESBAR	181	0,82%
TETFOR	171	0,77%
CAMMIC	148	0,67%
TETCAE	104	0,47%
TAPERR	90	0,40%
CAMBAR	53	0,24%
CREAUB	42	0,19%
APHIBE	40	0,18%
GONHIS	31	0,14%
PYRMEM	31	0,14%
CATROS	13	0,06%
TEMRAC	13	0,06%
TEMPAR	10	0,05%
CATVEL	4	0,02%
TAPAMB	3	0,01%
TEMALF	3	0,01%
CAMLAT	2	0,01%
FORGER	1	0,01%
TEMREC	1	0,01%

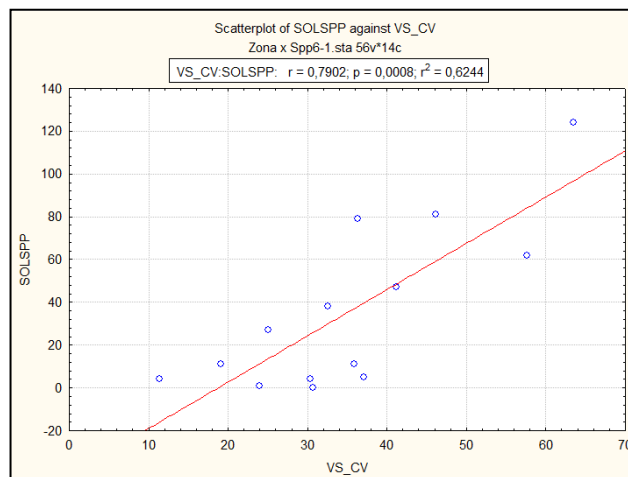
TABLA 2. Correlación de Spearman entre las especies y la proporción de cielo visible (VS – Visible Sky)

	VS_Mean	VS_MIN	VS_MAX	VS_SD	VS_CV	VS_Range
APHSEN	0,178810	0,161149	0,298016	0,571750	0,218545	0,456958
APHGIB	-0,025849	0,281990	0,086947	0,117496	-0,002350	0,028199
TETSEM	0,148898	0,253349	0,228903	0,282240	0,142231	0,031113
LASGRA	0,028571	-0,134066	0,134066	0,252747	0,301099	0,476923
CREAUB	0,223246	0,125385	0,418968	0,694203	0,155966	0,571876
TAPNIG	0,721531	0,591161	0,685566	0,276474	-0,492259	0,366385
PLASCH	0,194478	0,174588	0,353597	0,413266	0,223208	0,382326
CATROS	0,573599	0,689422	0,557053	0,011031	-0,659088	-0,126854
PHEPAL	-0,147253	-0,068132	0,032967	0,573626	0,665934	0,551648
APHIBE	0,011031	0,306104	0,212342	-0,024819	0,151673	-0,068942
CAMMIC	-0,094803	0,137617	0,149850	0,229362	0,241595	0,094803
MESBAR	0,361153	0,330416	0,535326	0,443117	-0,012807	0,253575
PLAPYG	-0,486736	-0,457975	-0,606208	-0,110622	0,384964	-0,119472
TETFOR	0,490118	0,549666	0,574859	0,141997	-0,231318	0,018322
GONHIS	0,162423	0,225740	0,313834	0,033035	-0,066070	-0,082588
CARMAU	0,498369	0,304806	0,540641	0,171314	-0,318155	0,171314
HYPEDU	-0,026520	-0,110499	0,039780	-0,108289	0,117129	0,024310
SOLSPP	-0,740090	-0,574891	-0,634363	-0,180617	0,742293	-0,096917
FORCUN	-0,561117	-0,519892	-0,373315	0,130546	0,748919	0,158029
MYRALO	-0,706792	-0,536187	-0,555685	-0,090177	0,794531	-0,148670
CRESCU	-0,460633	-0,455759	-0,633675	-0,472819	0,143796	-0,453322
TEMPAR	-0,051989	-0,125385	-0,259944	-0,382270	-0,327223	-0,241595
TETCAE	-0,222839	-0,345785	-0,350907	-0,222839	0,253575	-0,330416
PYRMEM	0,044648	0,004700	0,124546	-0,063448	0,016449	0,068148
CAMBAR	0,002753	0,187199	-0,008259	0,132141	-0,085341	-0,104611
CATVEL	0,079337	0,219979	0,328165	0,414714	0,169492	0,198342
TAPERR	0,022503	-0,054008	0,018003	0,317299	0,312798	0,425316
LINHUM	-0,480131	-0,590225	-0,559643	-0,308874	0,266060	-0,363921
FORGER	0,103203	-0,172005	0,034401	0,447214	0,172005	0,447214
MONMON	-0,103203	-0,240807	-0,172005	-0,103203	0,103203	0,034401
TEMALF	0,266860	0,407502	0,281284	0,180310	-0,393077	-0,129824
TEMREC	-0,447214	-0,378412	-0,447214	-0,447214	-0,034401	-0,447214
TEMRAC	-0,071700	-0,446746	-0,267496	0,082731	0,212342	0,148915
TAPAMB	-0,064775	0,021592	-0,107958	-0,280692	0,151142	-0,323875
CAMLAT	0,447214	0,447214	0,378412	-0,309609	-0,447214	-0,172005

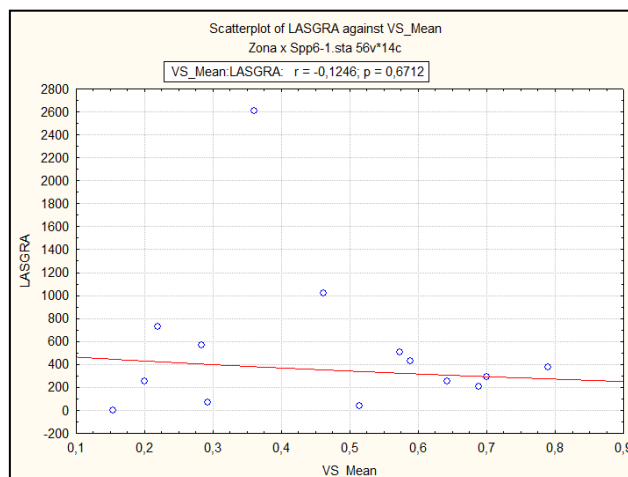
GRÁFICA 1. Relación entre cobertura arbórea y abundancia de *C. rosenhaueri*



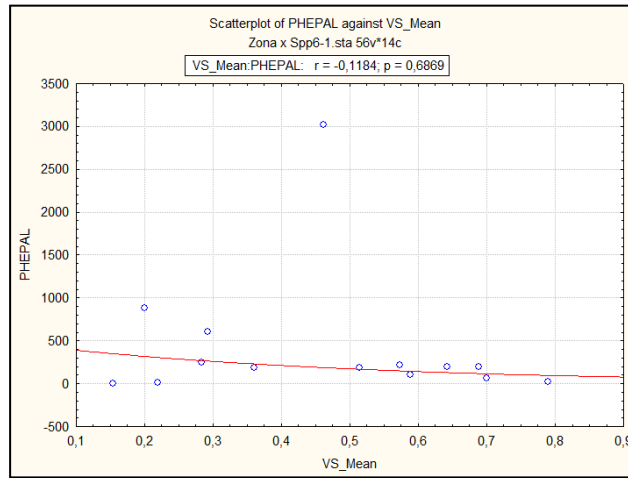
GRÁFICA 2. Relación entre cobertura arbórea y abundancia de *Solenopsis*



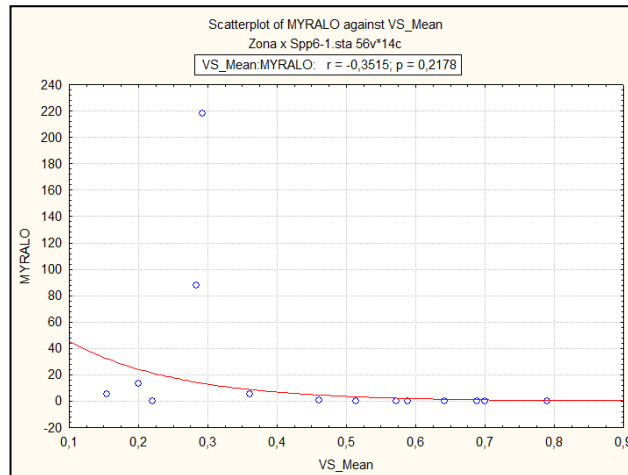
GRÁFICA 3. Relación entre cobertura arbórea y *L. grandis*



GRAFICA 4. Relación entre cobertura arbórea y *P. pallidula*



GRAFICA 5. Relación entre cobertura arbórea y *M. aloba*



Discusión General / Discussion

One of the main current problems related with the biodiversity loss is urbanisation. This process is affecting increasing numbers of rural areas in an unavoidable way (see Ślipiński et al., 2012), by inducing changes to the structure and composition of the natural habitat, which seems to be substituted by buildings, and the sealing of surfaces and roads. All these transformations of the environment give rise to changes in the local weather, hydrology and pollution (see Uno et al., 2010), which leads to fragmentation and natural habitat loss and therefore to a decrease and/or loss of the existing biodiversity, which can seriously threaten the stability of the system (Davis, 2003). Although habitat fragmentation is not a process that affects all the species equally, like others, it leads to a decrease in species richness (Lozano Zambrano, 2009). However, natural habitat loss can sometimes correspond to an increase in local biodiversity because changes to homogeneous ecosystems can lead to an increase in the habitat heterogeneity. This in turn increases the local biodiversity due to the creation of a more complex habitat, which facilitates the persistence of a large species richness thanks to a higher availability and segregation of resources (Davidowitz & Rosenzweig, 1988; Brown & Lamdico, 1988; MacArthur & MacArthur, 1961) through higher specialisation that allows for the coexistence of a larger amount of species in the same area (Werenkraut, 2010). In this way, the study of the biodiversity is of great importance because it facilitates an understanding of the studied ecosystem functioning, through an interpretation of the changes produced into the abundance and diversity in function of the variability of the zone. All these facts make urban ecology a key issue for biodiversity conservation, making the study of the ecological processes in urban ecosystems take on a new direction in ecology (Buczowski & Richmond, 2012) and highlighting the importance of the urban green space in biodiversity conservation. In this context, arthropods might be considered one of the most important groups for the environmental study and evaluation of a location, because, due to their specificity, diversity and their short generation time, they relatively quickly reveal the community's response to changes or disturbances in the environment. Ants are one of the groups of arthropods most frequently used to study and monitor ecosystems (Luque-García et al., 2002; Luque-García & Reyes-López, 2007). They are increasingly often used for this kind of study due to their ability to act as bioindicators.

In the current study, research was carried out over a 10-year period in 9 urban green spaces in diverse locations in the city of Córdoba (Andalusia, Spain), so as to determine the influence of the different factors, both biotic and abiotic, on the ant biodiversity present in these patches of vegetation found in artificial environments. The myrmecofauna in different locations were studied due to their abovementioned importance as some of the invertebrates that are of greatest importance as a functional bioindicator group, since they can be used to determine the biological consequences of urbanisation because of their sensitivity to environmental changes (see Ślipiński et al., 2012). As a result, the species richness determined was relatively high, with 48 species of ants present in all areas studied, including two non-native species (*Linepithema humile* and *Cardiocondyla mauritanica*), showing clear differences between the communities occurring in each of the locations.

During this study, it was possible to observe how the myrmecological differences between the different gardens were not the result of a random distribution of the communities, but instead, their distribution bears a clear relation to both biotic and abiotic features displayed by each of the parks. This group of variables that have either direct or indirect influence over the presence or absence of the different species of ants includes both microhabitat and macrohabitat features and meteorological variables, since based on the concept of evolutionary ecology of communities (Utsumi, 2013), it is fundamental to understand each urban green space as a part of a metacommunity, where the local communities are all linked by the spread of multiple species that interact (Urban et al., 2008).

However, not all of them have the same kind or magnitude of influence, so the question that we tried to answer in our study was: how and to what extent do the features of an artificial environment, such as the urban green space, influence the biodiversity that colonises this area? In order to answer this question, the study evaluated the components that could potentially influence the corresponding myrmecofauna, analysing the features of the ecosystem at both small and large scales, and their relationship with the ant species present in that location.

First, since the distribution of the species is not homogeneous across the entire park, we tried to discover whether the presence of the different elements that comprise a microhabitat is correlated with the presence or absence of the different ant species as a potential explanation for this kind of distribution, or whether on the contrary it was a random occurrence. As expected, the results confirm a strong link between microhabitat components and the current species found in them, because they constitute the ecological resources that will be used in different ways. So, the presence of stones, leaf litter, trees, etc. are used by different species as nesting places or a food resource, among other things, in accordance with each species' requirements. Thus, all these species whose ecological requirements differed from those offered by the microhabitat were absent from that area.

On the other hand, it was not possible to explain the absence of some species in places that do offer their ecological requirements. So, we suppose that this might be the result of certain interspecific relationships, which constitute another factor that influences ant communities. Based on the research carried out by Utsumi (2013), the different components of the ecosystem contain various arthropod communities both on the surface of and in the soil, whose presence will be affected at the same time by the presence of other kinds of arthropods such as predators and/or parasites, by building a community of arthropods associated with each one of these units. The components of the microhabitat evaluated in our case were a tree, shrub, grass, stone, stump, uncovered soil, leaves, disturbed soil and edge zone, all combined, in accordance with the characteristics of the area surrounding each pitfall trap.

The results obtained in our research correspond to those revealed in earlier studies, where some authors have noted the importance of plant structures in the current biodiversity, where plants are considered a clear example of ecosystem engineers, being responsible for the distribution of the soil fauna in many different ecosystems

(Coulson et al., 2003; Viketoff, 2007; Wardle, 2002) alongside various soil macroinvertebrates that cause similar effects (see Doblas-Miranda et al., 2009).

Thus, authors such as Toennisson et al. (2011) state that habitat changes may affect the structure of ant communities. This clear relationship between the distribution of ant species and biotopes can be seen also reflected in the work carried out by Ślipiński et al. (2012) in urban green areas of Poland, where the species richness of ants found in different green areas varies depending on the structure of the habitat (woodland, meadows, areas close to houses and roadsides). These authors conclude with the affirmation of the existence of higher species richness in forested areas and a decrease of the same with increasing distance from the city centre, while stressing the importance of forested areas in the cities as a refuge for many ant species and the maintenance of biodiversity, since even being subject to high levels of human activity leads to high levels of urban biodiversity.

Thus, the importance of studying the characteristics of an ecosystem in an urban environment lies in the direct relationship between species richness and area heterogeneity in its structure, because, as has been seen in countless studies, the maintenance of native biodiversity and habitat preservation depends largely on the collation of different habitat types in the same area, in order to obtain a landscape with the greatest possible heterogeneity that can be borne by this ecosystem (Fuhlendorf & Engle, 2001), since the probability of presence of oligotope and stenotope species thus increases. Therefore, impoverished vegetation contains a number of dominant species (Krebs, 1994), reducing the myrmecological diversity as a result of lower availability of resources due to the homogenisation of the ecosystem, thereby facilitating colonisation by these species, which often belong to groups of generalists and/or opportunistic species or groups of invasive species, thanks to their eurytopic condition as a result of a greater tolerance of different environmental factors.

This quality can be reflected in various studies where the numerical dominance in urban ecosystems corresponds to species with greater ecological amplitude, such as the cases of *L. flavus*, *L. niger* or *T. caespitum* in urban areas of Warsaw (Slipinski et al., 2012). Buczkowski et al. (2012) reported the existence of emerging evidence suggesting that biotic homogenisation is occurring in a variety of ecosystems with important ecological and evolutionary consequences, since disturbance caused by urbanisation destroys the habitat of unique endemic species and usually creates an attractive habitat for species relatively able to adapt to urban conditions and in some cases potentially dangerous for the maintenance of native species, such as the case of the presence of non-native species like *Linepithema humile* (Mayr, 1868), *Cardiocondyla mauritanica* (Forel, 1890) and *Strumigenys membranifera* (Emery, 1869) found in our study, since the presence of non-native species is the second most important cause of biodiversity loss worldwide (see Reyes Lopez et al., 2008).

A second important factor to consider in the study of an urban garden is its age, and this is one of the most influential factors in the composition of the community of ants colonising the area. Thus, the younger areas or those recently modified by humans,

become more susceptible to colonisation by non-native species, because those young areas often have a large number of artificial structures or a high percentage of plants from other countries, as a result of the ornamental plant trade. As mentioned in other studies, business activities favour the transport and exchange of fauna between different countries or continents, facilitating the colonisation of new habitats for different arthropod species, including ants. Thus, the transportation of ornamental plants leads to the arrival of new ant species in the areas where they are placed, where these species are able to establish themselves and to become a pest, due to the absence of natural regulators of their populations at the new location (Andrade et al., 1989). However, not all of them are able to colonise the new environment because, as indicated by Lorenzo & González (2010) in their study of the capacity of plant species for invasion, and perfectly extrapolated to the ant community, newcomer species must pass through a series of evolutionary filters, such as resistance to water deficit or high temperatures, in order to be able to colonise new habitats.

However, if the non-native species present physiological features that allow them to colonise the new environment, such as the case of eurytopic or polytypic species, this may cause invasive species, such as *L. humile* to become a serious problem to the ecosystem. As mentioned earlier, an ecosystem may obtain the structure of metacommunity, which gives it a dynamic character, where the processes of succession occur continuously. But it is not only urban green or natural/semi-natural spaces that display biodiversity dependent of the age of the location, other types of habitat, such as neighbourhoods or houses, show the same pattern, with higher abundance and diversity in older houses (Buczowski & Richmond, 2012).

Therefore, the age of the park is a factor that has a great influence on the biodiversity present therein. So, depending of the changes in an area resulting from the maturing of the park, the biodiversity will follow the same trend, with the myrmecofauna being constituted by a growing number of specialist species, bioindicators of maturity, according to the classification based on the functional groups developed by Roig & Espadaler (2010) and Andersen (1997). However, a mature ecosystem not only contains specialist species, a large number of generalist species also coexist in the same habitat, with their presence constituting a strong contribution to the increase of biodiversity. On the other hand, not only is the plant composition responsible for the arrival of new species, the materials used to decorate the park, such as land, decorative items etc., and those used for the construction or reform of urban green spaces, are also used as transport elements for these species, which arrive in their new location when these elements are introduced. Once again, in this case the species' physiological traits will determine whether they survive and colonise these urban green spaces. However, the creation of urban green spaces involves the removal of a natural or semi-natural area located in that area, which used to support a myrmecofauna that corresponded to the ecological features previously presented, i.e. fauna typical of farmland, riparian forests etc. So, in the early years of the creation of a garden not only will a large number of non-native species be found, the myrmecofauna of the urban green space will also coexist with vestiges of the ant fauna present in the area before the reform. The following years will determine the disappearance of these

species present before the creation of the garden, due to a lack of resources caused by the change in the features of the environment, or in the case of non-native species, due to an unsuccessful attempt at colonisation. These different evolutionary trends of the myrmecofauna of a garden could be observed quite clearly during this study, by the presence of non-native species like *C. mauritanica*, *S. membranifera* or *H. eduardi* in young gardens, while those mature gardens have the presence of species of the genus *Solenopsis* and *Camponotus*, present only in elderly gardens or mature ecosystems. In turn, *M. barbarus*, whose presence in gardens is not usual since it is a species that lives in open areas with a low level of humidity, was found in the youngest garden, whose location corresponded to a pasture before construction. So, this can be interpreted as the last colonies of a species occurring there before the creation of the garden, which tends to disappear in the area over the years.

After the features of the habitat were examined, there were still gaps in the knowledge about the presence or absence of several species in the area, which are difficult to explain by the above factors. So, the interspecific interactions between ant communities should be taken into account, since they have been extensively studied as one of the determining factors of the presence or absence of different ant species in the same location. As mentioned by Czechowski et al. (2013), Forel (1984) argued that "the greatest enemies of ants are other ants", referring to the overlapping of both habitat and resources between different species (Pisarski & Vepsäläinen 1989 Vepsäläinen & Savolainen 1990), giving rise to interspecific competition that will conclude with the displacing of the weaker species from the area. Cases of interspecific competition occur in both natural environments and urban green spaces where the non-native species involved will take part in this dynamic territorial battle, as occurs with the arrival of *L. humile* in various parts of Europe and its interaction with other species. Despite the low incidence of this invasive species in urban gardens found during our study, their presence is inevitable, since it is one of the most successful invasive species, which is currently distributed throughout the Mediterranean and subtropical ecosystems in all continents, except Antarctica, and was cited for the first time in Spain in Valencia in 1923 by Font de Mora and García Mercet (see Abril 2008). The arrival of the Argentine ant in an ecosystem involves the decrease or disappearance of native fauna. However, there are occasions when the native ant fauna remains constant (Carpenter 2001), which may be related not only to the rate of expansion of the invasive ant, but also to different behaviour displayed in the presence of this species. In this study, we conducted a superficial examination of the different patterns observed for species in our gardens with the presence of *L. humile*. As a result, we discovered that there are species such as *Pheidole pallidula* and *Crematogaster scutellaris* that are affected by the presence of *L. humile*, as shown in previous studies (Carpintero et al., 2007). However, although several authors have mentioned that *C. mauritanica*, another species considered non-native in the Iberian Peninsula, seems not to be so strongly affected, being able to coexist with *L. humile* in the same area (Reyes Lopez & Luque-Garcia, 2001; Ward, 2005; Gomez & Espadaler, 2006; Wetterer, 2012), in our work, the results show the displacement of this species due to pressure exerted by the Argentine ant, possibly due to the submissive character of *C. mauritanica* confronted with the high level of aggression displayed by *L. humile*. These results show how these two non-native species can coexist in the same habitat,

as previous authors have indicated in studies conducted at macrohabitat level, provided that their ecological niches do not overlap, as we have seen in the present study carried out at microhabitat level.

Up to now, we have only spoken about biotic factors as determinants of the presence or absence of a species in a habitat. However, to those factors we have to add the influence of abiotic factors on biodiversity. It is well known that on a continent, as well as in an ecosystem; we can find different bioclimatic stages that will determine the myrmecofauna occurring in each one. Similarly, climatic variables may affect the myrmecofauna in a garden. Therefore,, in the present study we assessed the influence of different environmental variables (temperature, rainfall, humidity, atmospheric pressure and wind speed) in order to determine which of these variables would influence the ant population present in our gardens. In the past, the temperature had been considered a factor that exerted a strong influence, extensively studied as a determinant of the biodiversity in a given location. In 1990 and 1991, Hölldobler & Wilson and Crist & McMahon, respectively, claimed that daily and seasonal activity patterns, whose analysis is one of the major steps to take when studying the ecological role of ants (Cerdá & Retana, 1988), are mainly related to soil temperature and the ranges of tolerance to temperature and moisture for different species. Such is their importance that they play a key role in the coefficients of the capture of species by pitfall traps due to the poikilothermic character of ants. Thus, if the air temperature is low, their motor skills are reduced, with this kind of dependence becoming a serious issue (Luque Reyes-García & Lopez, 2001). In turn, the temperature has also been linked to a greater diversity of species, though indirectly may also limit biodiversity due to variations in net primary production, physiology, behaviour or the range of individuals and can lead to speciation rates (Sanders, 2007). Warm places contain a larger number of species than cold areas, such as in the Mediterranean region, with clear differences in the myrmecofauna recorded in the north and south of the Iberian Peninsula. So, different patterns of behaviour have been described in previous studies as being weather dependent, and a position of hierarchical dominance in foraging activity has been observed, with the dominant species foraging at lower temperatures and the subordinates at higher temperatures, by showing different levels of tolerance to high temperatures (Arnan et al., 2012). However, compensation for the dominance with thermal tolerance contributes to the community structure, promoting species coexistence, since competitiveness is reduced by physiological exclusion. However, thermal stress may also disturb this hierarchical dominance (see Van Oudenhove et al., 2011).

One of the effects of high temperatures is a decrease in the effectiveness of foraging, as occurs in *Tapinoma nigerrimum* due to increased evaporation of the pheromone used to allow the colony to find their way from their nest to their food source, thus lowering the persistence of such pheromone trails (van Oudenhove et al. 2011, 2012). Also in *L. humile*, the rate of expansion is limited by high temperatures, as is the availability of water, with this factor being used to control their invasion in disturbed areas (Gómez & Espadaler, 2003; April 2008, Enriquez Leni, 2012). In the case of this species, the temperature is critical to the survival and development of the offspring, and there is a range of minimum and maximum temperatures (18°C and 32°C,

respectively), beyond which the eggs do not hatch and the young do not survive (Abril, 2008).

As we have seen, the effects of climatic variables are clearly distinguishable in the natural and semi-natural areas. However, the effects of these variables, such as temperature, would be expected to be less obvious, since there are environments where both temperature and humidity, as well as the canopy cover, are strongly damped due to maintenance activities such as continuous irrigation and pruning carried out by humans. However, our study revealed that despite the fact that in urban gardens environmental fluctuations are lower, the minimum and average temperature remain factors that strongly influence the activity of the community of ants found in a garden, showing a clear sensitivity to temperature rises. In turn, air pressure has also proven to be a climatic variable with a strong influence on myrmecofauna, possibly due to the sensitivity of arthropods to climate changes, which are preceded by changes in air pressure in the area since air pressure fluctuations are produced by fluctuations in humidity and temperature, with the temperature being an important variable, as mentioned above. On the other hand, the maintenance of gardens is reflected in the present study by the differences registered in the formicid community that comprise the different ant populations present in the four studied gardens on the Campus of Rabanales, because the absence of irrigation during the summer in one of them is manifested by a decline in the biodiversity of its myrmecofauna, although this remains unchanged in the rest of the gardens due to the damping of moisture by irrigation. Likewise, canopy cover, despite regulating the amount of radiation received by the surface of the garden, has been indifferent to the faunal composition, so may not be considered a relevant factor in this type of anthropogenic ecosystem because its indirect influence by regulating soil moisture through a greater or lower incidence of solar radiation is again damped by irrigation. However, the results of the evaluation of the relationship between tree cover and myrmecofauna could not be extrapolated to natural or semi-natural ecosystems where greater canopy cover generates the presence of areas with higher humidity and lower temperature, essential for the presence of certain species with less ecological plasticity, and in turn, enabling the existence of a higher species richness in the area by creating a habitat under the canopy with different conditions to those in open areas, providing a more heterogeneous habitat.

Finally, this research shows us how altogether, the components of the micro- and macrohabitats, environmental conditions, interspecific relationships and the maturity of the garden, will determine the creation of different habitats suitable for each of the species present in an urban green space. The fact that the number of environmental variables and the macrohabitat that displays some kind influence on the ant community are lower than in a natural habitat, enables greater control of the ecosystem features, which might represent a means of conserving species richness and the abundance of native species. This places particular importance on the creation and maintenance of urban green spaces as a measure to compensate for the negative consequences of urbanisation on biodiversity.

Conclusiones / Conclusions

- In a study of 9 public urban gardens carried out over a 10-12-year period in the city of Córdoba (Spain) 48 species of ants were recorded, including 2 non-native species (*Linepithema humile* and *Cardiocondyla mauritanica*).
- The myrmecological biodiversity existing in an urban garden has a lineal relationship with the diversity of biotopes it contains, so that increasing or decreasing their number would produce directly proportional effects on the present myrmecofauna.
- The different factors that constitute the microhabitat are decisive for the diversity of taxa able to inhabit a territory. Similarly, it may be possible that interspecific relations existing between the different species of ants present in that territory can play an important role in determining the structure and composition of its myrmecofauna.
- The creation of urban gardens in an area is not only a threat to the biodiversity in it by changes produced in different abiotic factors, but also provides a suitable habitat for the establishment of non-native species, which favours the loss of the native species, thereby decreasing the biodiversity occurring in that area.
- The maturity of a garden is one of the features that has a direct influence on the number and type of taxa that can be found in an area, allowing for the establishment of specialist species and also decreasing or even eradicating the presence of non-native species, thereby favouring the diversity and abundance of species, and decreasing the effects described in the above point.
- The air temperature not only bears a direct relation to the activity patterns of the different species but also exerts direct pressure on the number of species that can be found in a garden, despite the fact that they are places where ambient variables are heavily damped (artificial irrigation, etc.).
- The two microclimatic variables “humidity and canopy cover” were not relevant in this study on biodiversity and the specific abundance of formicids in a garden because these variables are heavily damped by artificial irrigation and pruning. However, the relationship between *Solenopsis spp* and “humidity” is significantly negative.

- The interaction between the non-native species, *Linepithema humile* and *Cardiocondyla mauritanica*, differs depending of the scale used for the development of the study. Therefore, the pressure exerted by *L. humile* on *C. mauritanica*, at microhabitat level, causes a displacement of the latter species; whereas studies carried out at macrohabitat level shown the coexistence of both species in the same area.
- The myrmecofauna of a mature urban garden will be determined firstly by the distance from natural or seminatural areas, secondly, by the diversity of habitats present in the garden, and finally, by the interspecific relationships between the colonising species.

Bibliografía

Abril, S. & Gómez, C. 2012. *Distribución y Grado de Invasión de la Hormiga Argentina (Linepithema humile, Mayr) en el Parque Natural de S'Albufera des Grau (Menorca)*. Grupo de Investigación PECAT (Pertorbacions Ecològiques i Comunitats Animals Terrestres). Universitat de Girona, pp 37.

Abril, S. 2008. *Estudi d'aspectes biològics de la formiga argentina (Linepithema humile, Mayr) encarat al control de la plaga en ecosistemes naturals*. Tesis doctoral. Universitat de Girona.

Acosta, R. Cano A., Requejo J., Rodríguez R. & Artolachipi A. 2012. Estado y tendencia de los servicios de los agroecosistemas en Andalucía. *Accessible at* www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/temas_ambientales/biodiversidad/capital_natural/resultados/ema_agrosistema_informe.pdf. *Captured on 23 september 2013*.

Agosti D., Majer J.D., Alonso L.E. & Schultz T.R. (eds.). 2000. *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Washington, Biological Diversity Handbook Series, Smithsonian Institution Press, 280 pp.

Álvarez M., Martínez M. D., Ruiz E. & Hernández J. M. 2006. Estudio comparado del pars stridens en las obreras de cinco nidos de Aphaenogaster senilis Mayr, 1853 (Hymenoptera, Formicidae). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sec. Biol.)*, 101 (1-4): 93-98.

Andersen A.N., Fisher A., Hoffmann B.D., Read J.L. & Richards R. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands with particular reference to ants. *Austral Ecology* 29: 87-92.

Andersen A. N., Hoffmann B. D., Müller W. J. & Griffiths A. D. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 39: 8-17.

Andersen A.N. 1997a. Ants as indicators of ecosystem restoration following mining: a functional group approach. In *Conservation Outside Nature Reserves* (eds P. Hale & D. Lamb): 319–25. Centre For Conservation Biology, The University of Queensland, Brisbane.

Andersen A.N. 1993. Ants as Indicators of Restoration Success at a Uranium Mine in tropical Australia. *Restoration Ecology* 1(3): 156-167.

Andersen A. & Yen A.Y. 1992. Canopy Ant Communities in the Semiarid Malle Region of North-western Victoria. *Australian Journal of Zoology* 40(2): 205-214.

Andrade M.L., Forti L.C., Padovani C.R. & Pacheco P. 1989. Preferencia de Atta sexdens rubropilosa Forel, 1908 (Hymenoptera: Formicidae) por diferentes espécies de Eucalyptus. In: *Encontro de Mirmecologia*, Vol. 9. Vic,osa, Brazil, p. 19.

- Andrade M.E., Briceño J.A., Muños de Hoyos P. & Jiménez J. 2011. Búsqueda y reconocimiento de los enemigos naturales y hospedantes alternos de las principales plagas en flores bajo invernadero en la sabana de Bogotá. *Acta Biológica Colombiana*, Vol. 1, núm. 5: 45-57
- Angulo E., Boulay R., Rodrigo A., Retana J. & Cerdá X. 2006. *Efecto de una Especie Invasora, Linepithema humile, La Hormiga Argentina, sobre la Biodiversidad del Parque Nacional de Doñana (Huelva): Descripción de las Interacciones con las Hormigas Nativas*. Proyectos de Investigación en Parques Nacionales. 2003-2006.
- Araújo M.S., Della Lucia T.M.C., Nascimento I.C. and Veiga C.E. 2004. O fogo como agente de distúrbio em comunidade de formigas. *Ecologia Austral* 14(2): 191-200.
- Armbrecht I., Perfecto I. & Vandermeer J. 2004. Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science* 304: 284-286
- Arnaldos M. I., García M. D. & Presa J.J. 2010. Entomología Forense. *Material docente: Máster universitario en Ciencias Forenses*. Curso 2010-2011. Universidad de Murcia.
- Arnan X., Cerdá X. and Retana J. 2012. Distinctive life traits and distribution along environmental gradients of dominant and subordinate Mediterranean ant species. *Oecologia* 170: 489-500.
- Azcarate F.M. & Peco B. 2003. Spatial patterns of seed predation by harvester ants (Messor Forel) in Mediterranean grassland and scrubland. *Insectes Sociaux* 50: 120-126.
- Badji C.A., Guedes R.N.C., Silva A.A. & Araujo R.A. 2004. Impact of deltamethrin on arthropods in maize under conventional and no-tillage cultivation. *Crop Protection* (Guildford, Surrey) 23(11): 1031-1039.
- Banga B. & Faeth S. H. 2011. Variation in Arthropod Communities in response to Urbanization: Seven Years of Arthropod monitoring in a Desert City. *Landscape Urban Plan* 103: 383– 39
- Barandica J.M., López F., Martínez M.D & Ortuño V.M.. 1994. The larvae of Leptanilla charonea and Leptanilla zaballosi (Hymenoptera, Formicidae). *Deutsche Entomologische Zeitschrift*, N. F. 41(1): 147-153.
- Baroni Urbani C. 1977. Materiali per una revlisione della sottofamiglia Leptanillinae Emery (Hyrnenoptera: Formlclidae). *Entomologica Basiliensia* 2: 427-488.
- Beeby A. 1993. *Applying Ecology*. Chapman & Hall, London.

- Bestelmeyer B. & Wiens J. 1996. The effects of land use on the structure of ground foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications* 6: 1225-1240.
- Bickel T.O. & Watanasit S. 2005. Diversity of leaf litter ant communities in Ton Nea Chang Wildfire Sanctuary and nearby rubber plantations. *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 27(5): 943-955.
- Blair RB. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the US. In: *Lockwood JL, McKinney ML (eds) Biotic homogenization*. Kluwer Academic, Norwell: 33–56.
- Bolger D.T., Suarez A.V., Crooks K.R., Morrison S.A. & Case T.J. 2000 Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age, and edge effects. *Ecological Applications* 10: 1230-1248.
- Bolton B. 1999. Ant genera of the tribe Dacetoniini (Hymenoptera, Formicidae). *Journal of Natural History* 33: 1639-1689.
- Borovsky V. 2009. Erstfund von *Pyramica argiola* (EMERY, 1869) (Hymenoptera, Formicidae) in Kärnten. *Carinthia II* 199 (119): 479-484.
- Borowiec L. 2014. Catalogue of ants of Europe, the Mediterranean Basin and adjacent regions (Hymenoptera: Formicidae). *Polish Taxonomical Society*, vol. XXV, fasc.1-2, 342 pp.
- Botkin D.B. & Beveridge C.E. 1997. Cities as environments. *Urban Ecosystems* 1: 3-19.
- Braudel F. 1984. *The perspective of the world*. Vol 3 of Civilization and capitalism, 15th-18th Century. New York: Harper and Row.
- Braulick L.S., Cokendolpher J.C. & Morrison W.P. 1988 Effect of acute exposure to relative humidity and temperature on four species of fire ants (Solenopsis: Formicidae: Hymenoptera). *Texas Journal of Science* 40: 331–340.
- Brown JS. 1988. Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, and competition. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 22: 37-47.
- Brown J. H. & Lomolino M. V. 1998. *Biogeography*. 2nd edition. Sinauer, Sunderland, MA.
- Bryant M.M. 2006. Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning* 76: 23-44.
- Buczowski G. A., Scherer C. W. & Bennett G. 2012. Toxicity and horizontal transfer of chlorantraniliprole in the eastern subterranean termite, *Reticulitermes flavipes*. *Journal of Economic Entomology*, 105: 1736-1745.

- Buczowsky G. & Richmond D.S. 2012. The Effect of Urbanization on Ant Abundance and Diversity: A Temporal Examination of Factors Affecting Biodiversity. *Plos One*, Vol. 7, Issue 8: e41729.
- Burgess P. 2011. Biodiversity Enhancement Plan for the Exeter Campuses. *Accessible at* <http://www.exeter.ac.uk/media/universityofexeter/campuservices/sustainability/pdf/enhancementplan.pdf>. *Captured on 23 september 2013*.
- Calcaterra L.A., Cabrera S.M., Cuezco F., Jiménez Pérez I. & Briano J. A. 2010. Habitat and Grazing Influence on Terrestrial Ants in Subtropical Grasslands and Savannas of Argentina. *Annals of the Entomological Society of America*, Vol. 103 (4): 635 – 646.
- Carpintero S. & Reyes-López J. 2014. Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of Southern Spain. *Entomological Science* 17: 41–51.
- Carpintero S., Reyes-López J. & Luque G.M. 2011. Ant community structure under *Retama shaerocarpa* shrubs in a semi-arid environment. *Entomological Science*, 14: 147-153.
- Carpintero S., Reyes-López J. & Tinaut A. 2007. Estructura de la comunidad de formícidos (Hymenoptera, Formicidae) en un medio mediterráneo sabulícola (Parque Nacional de Doñana, Andalucía). Relación con el tipo y complejidad de la vegetación. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 31 (3-4): 51-73.
- Carpintero S., Reyes-López J. & Arias De Reyna L. 2003. Impact of human dwellings on the distribution of the exotic Argentine ant: a case study in the Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 115: 279-289.
- Carpintero S., Reyes-López J. & Arias De Reyna L. 2002. Segregación espacial y coloración en la especie *Cataglyphis floricola* (Hymenoptera, Formicidae) en el Parque Nacional de Doñana (España). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 26 (3-4): 113-120.
- Carpintero S., Tinaut A., Reyes-López J. & Arias De Reyna L. 2001. Estudio faunístico de los formícidos (Hymenoptera, Formicidae) del Parque Nacional de Doñana. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 25 (1-2): 133-15.
- Carpintero, S. 2001. *Repercusión de la hormiga argentina (Linepithema humile) en el Parque Nacional de Doñana*. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba. 143 pp.
- Carpintero S., Tinatut A., Herrera-Grao A. & Ferreras-Romero M. 2000. Estudio faunístico y ecológico de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de la cuenca superior del río Hozgarganta (Parque Natural Los Alcornocales, Cádiz). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 24 (3-4): 125-138.

- Casellas Fabrellas D. 2004. Tasa de Expansión de la Hormiga Argentina, *Linepithema humile* (Mayr 1868), (Hymenoptera, Dolichoderine) en un Área Mediterránea. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 28 (1-2): 207-216.
- Catarineu-Guillén J.M. & Tinaut A. 2012. Introducción al conocimiento de los formícidos de la Región de Murcia (Hymenoptera, Formicidae). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 36(1-2): 145-162.
- Cerdá X. & Retana J. 1988. Descripción de la comunidad de hormigas de un prado sabanoide en Canet de Mar (Barcelona). *Ecología* (2): 333-341
- Chace J.F. & Walsh J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape Urban Plan* 74:46–69.
- Chanatásig-Vaca C.I., Huerta Lwanga E., Rojas Fernández P., Ponce-Mendoza A., Mendoza Vega J., Morón Ríos A., Van Der Wal H. & Dzib-Castillo B.B. 2011. Efecto del uso de Suelo en las Hormigas (Formicidae: Hymenoptera) de Tikinmul, Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 27 (2): 441-461.
- Chapin F.S., Walker B.H., Hobbs R.J., Hooper D.U., Lawton J.H., Sala O.E., Tilman D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277: 500–504
- Cherix, D. 1987. Relation between diet and polyethism in *Formica* colonies. Behavior in Social Insects. *Experientia Supplementum*, vol. 54: 93-115.
- Chopard L. 1921. La fourmi d'Argentine *Iridomyrmex humilis* var. *arrogans* Santschi dans le midi de la France. *Annales des Epiphyties*, 7:237-266.
- Clark T.E. & Samways M.J. 1997. Sampling arthropod diversity for urban ecological landscaping in a species-rich southern hemisphere botanic garden. *Journal of Insect Conservation* 1: 221–234.
- Clarke K.M., Fisher B.L. & Lebuhn G. 2008. The influence of Urban Park characteristics on Ant (Hymenoptera, Formicidae) Communities. *Urban Ecosystems* 11: 317–334.
- Clergeau P., Jokimaki J. & Savard J.P.L. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38: 1122–1135.
- Clergeau P., Croci S., Jokimäki J., Kaisanlahti-Jokimäki M.L. & Dinetti M. 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127: 336–344.
- Clergeau P., Savard J.P.L., Mennechez G., Falardeau, G., 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100: 413-425.

- Çobanoğlu, G. 2007. Lichens from the Maslak Campus of Istanbul Technical University. *Turkish Journal of Botany* 31(1): 71-74.
- Coulson T, Kruuk L.E.B, Tavecchia G, Pemberton J.M & Clutton-Brock T.H. 2003 Estimating selection on neonatal traits in red deer using elasticity path analysis. *Evolution* 57, 2879–2892.
- Crist T.O. & Macmahon J. A. 1991. Foraging patterns of *Pogonomyrmex occidentalis* (Hymenoptera: Formicidae) in a shrub-steppe ecosystem: The roles of temperature, trunk trails and seed resources. *Environmental Entomology* 20: 265-275.
- Crist T.O. 2009. Biodiversity, species interactions, and functional roles of ants (Hymenoptera: Formicidae) in fragmented landscapes: a review. *Myrmecological News* 12, 3-13.
- Croci S. Butet A. & Clergeau P. 2008. Does urbanisation filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor* 110: 223-240.
- Crowe T. M. 1979. Lots of weeds: insular phytogeography of vacant urban lots. *Journal of Biogeography* 6: 169-181.
- Czechowski W., Markó B., Radchenko A. & Ślipiński P. 2013. Long-term partitioning of space between two territorial species of ants (Hymenoptera: Formicidae) and their effect on subordinate species. *European Journal of Entomology* 110(2): 327–337.
- Czechowski W., Radchenko A., Czechowska W. & Vepsäläinen K., 2012. *The ants of Poland with reference to the myrmecofauna of Europe*. Fauna Polonia 4. Warsaw: Natura Optima Dux Foundation, 496 pp.
- Daniels G.D. & Kirkpatrick J.B. 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation* 133: 326-335.
- Davidowitz G. & Rosenzweig M.L. 1998. The latitudinal gradient of species diversity among North American grasshoppers (Acrididae) within a single habitat: a test of the spatial heterogeneity hypothesis. *Journal of Biogeography* 25: 553–560.
- Davis A.M. & Glick T.F. 1978. Urban ecosystems and island biogeography. *Environmental Conservation* 5: 299– 304.
- Davis, B.N.K. 1978. *Urbanization and the diversity of insects*. In *Diversity of Insect Faunas*. Symposium of the Royal Entomological Society of London 9, ed. L. A. Mound and N. Waloff, Oxford. Blackwell : 126-138.
- Davis M.A. 2003. Biotic globalisation: Does competition from introduced species threaten biodiversity? *BioScience* 53:481-489.

- De Bach P., Fleschner C.A. & Dietrick E.J. 1951. A biological check method for evaluating effectiveness of entomophagous insects. *Journal of Economic Entomology* 44: 763-766.
- De Valles Ibáñez G., 2009. Selección del Alimento en la Hormiga Argentina, *Linepithema humile* (Mayr, 1868) (Hymenoptera, Formicidae). *Anales Universitarios de Etología* 3: 13-17.
- De Vries S., Verheij R.A, Groenewegen P.P. & Spreeuwenberg P. 2003. Natural environments-healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health. *Environment and Planning A*, Vol. 35 (10): 1717-1731.
- Dean W.R.J., Milton S.J. & Klotz S. 1997. The role of ant nest-mounds in maintaining small-scale patchiness in dry grasslands in Central Germany. *Biodiversity and Conservation* 6: 1293-1307.
- Del Campo Gracia P., Martínez Ibáñez M.D., Tinaut A. & Montagud Alario S. 2014. Estudio faunístico de los formícidos (Hymenoptera, Formicidae) de la Comunitat Valenciana (España). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 38 (1-2): 33-65.
- Denning J.L., Hole F.D. & Bousma J. 1977. Effects of *Formica cinerea* on a wetland soil on West Blue Mound, Wisconsin. In *Wetlands Ecology: Values and impacts* (C.B. Dewitt and E. Soloway, eds.): 276-287. Madison Univ. Wisconsin.
- Dennis P., Young M.R. & Gordon I.J. 1998. Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed indigenous grasslands. *Ecological Entomology* 23: 253-264.
- Devictor V., Julliard R., Couvet D., Lee A. & Jiguet F. 2007. Functional homogenization: effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology* 3: 741-751.
- Dixon L., German R., Goddard M., Wickens J., Wickens V. & Quinn C. 2011. Biodiversity Action Plan. *Accessible at* <http://www.leeds.ac.uk/sustainability/downloads/BiodiversityActionPlan.pdf>. *Captured on 23 September 2013.*
- Doblas-Miranda E., Sánchez-Piñero F. & González-Megías A., 2009c. Different microhabitats affect soil macroinvertebrate assemblages in a Mediterranean arid ecosystem. *Applied Soil Ecology* 41: 329-335.
- Dobson A. D. L., J. Alder G.S. Cumming J. K., McGlade J., Mooney H., Rusak J.A., Sala O., Walters V., Wall D., Winfree R. & Xenopoulos M.A. 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology* 87: 1915-1924.
- Domínguez Melgar I., Carpintero Ortega S., Reyes López J. & Ordóñez Urbano C. 2009. *Aspectos ecológicos de la mirmecofauna de las zonas verdes urbanas*

(Córdoba). XXVI Jornadas de la Asociación Española de Entomología, Granada. Libro de resúmenes. p 69.

Donnelly R. & Marzluff J.M. 2004. Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology* 18(3): 733-745.

Duelli P. & Obrist M. K. 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4: 129-138.

Duengkae P. 2011. Wildlife Diversity on the Kasetsart University Si Racha Campus, Chon Buri Province. *Kasetsart Journal (Natural Science)* 45(6): 1006–1019.

Duffy J.E. 2009 Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* e7: 437–444.

E & CS. 2008. Biodiversity Policy. Accessible at <http://www.she.stir.ac.uk/documents/BiodiversityPolicyrev2-Final.pdf>. Captured on 23 September 2013.

Elmqvist T., Folke C., Nystrom M., Peterson G., Bengston J., Walker B. & Norberg J. 2003. Response diversity and ecosystem resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 488-494.

Enríquez-Leni M.L. 2012. *The invasion of the argentine ant Linepithema humile in Mediterranean ecosystems: Impacts and efficacy of winter aggregations extirpation as a control method*. Tesis Doctoral. Universitat de Girona.

Espadaler X., Garcia F., Gomez K. Serrano S. & Vila R. 2009. Hormigas (Hymenoptera, Formicidae) del Desfiladero de Mont-Rebei (Pallars Jussá). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 44: 393-399.

Espadaler X., Boieiro M., Azedo R., Bernardes C., Figueiredo D. & Serrano A.R.M. 2008. Additions to the ant fauna of Portugal (Hymenoptera, Formicidae). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 42(1er semestre): 349-351.

Espadaler X. 2007. Formícidos de las Sierras de Cazorla, Del Pozo y Segura (Jaén, España) (Hymenoptera, Formicidae). *Ecología* 11: 489-499.

Espadaler X., Bernal V. & Rojo M. 2006. *Lassius brunneus* (Hymenoptera, Formicidae) una plaga del corcho en el NE de España: II. Biología y pruebas de control. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 32: 411-424.

Espadaler X. & Gómez C. 2003. The argentine ant, *Linepithema humile*, in the Iberian Peninsula. *Sociobiology* 42: 187-192.

Espadaler X., 1997. Formícidos de la Sierras de Cazorla, Del Pozo y Segura (Jaén, España)(Hymenoptera, Formicidae). *Ecología* 11: 489-499.

- Espadaler X. & Lopez-Soria L. 1991. Rariness Of Certain Mediterranean Ant Species: fact or infact?. *Insectes Sociaux* 38: 365-377.
- Espadaler X. 1986. Formícidos de los alrededores de la Laguna de Sariñena (Huesca). Descripción del macho de *Camponotus foreli* Emery (Hymenoptera, Formicidae). *Colección de Estudios Altoaragoneses* 6: 109-126.
- Espadaler X. & Nieves J.L. 1983. Hormigas (Hymenoptera, Formicidae) pobladoras de agallas abandonadas de cinipidos (Hymenoptera, Cynipidae) sobre quercus sp. en la península ibérica. *Boletín de la Asociación Central de Ecología* Vol. 12, 23: 89-93.
- Estrada M C. & Fernández F. 1999. Diversidad de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en un gradiente sucesional del bosque nublado (Nariño, Colombia). *Revista de Biología Tropical* 47 (1-2): 189-201.
- Faeth S.H. & Kane T.C. 1978. Urban biogeography. City parks as islands for Diptera and Coleoptera. *Oecologia* 32:127–133.
- Fellner T., Borovsky V. & Fiedler K. 2009. First records of the dacetine ant species *Pyramica argiola* (EMERY, 1869) (Hymenoptera: Formicidae) from Austria. *Myrmecological News* 12: 167-169.
- Fernández-Juricic E. 2004. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain). Implications for local and regional bird conservation. *Landscape Urban Plan* 69: 17–32.
- Fernández-Juricic E., 2000. Bird community composition patterns in urban Parks of Madrid: The role of age, size and isolation. *Ecological Research*, 15: 373-383.
- Fittkau E .J. & Klinge H . 1973 . On Biomas and trophic structure of the central amazonian rains forest ecosystem. *Biotrópica* 5 (1): 2-14.
- Fitzgerald K. & Gordon D. M. 2012. Effects of Vegetation Cover, Presence of a Native Ant Species, and Human Disturbance on colonization by Argentine Ants. *Conservation Biology* Volume 26 (3): 525–538.
- Foitzik S. & Heinze J. 1998. Nest site limitation and colony take over in the ant, *Leptothorax nylanderii*. *Behavioral Ecology* 9: 367-375
- Folgarait P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity and Conservation* 7: 1221–1244.
- Folke C., Carpenter S.R., Walker B.H., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L.H. & Holling C.S. 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics* 35, 557–581.
- Fonseca C.R. 1999. Amazonian ant-plant interactions and the nesting space limitation hypothesis. *Journal of Tropical Ecology* 15: 807–825.

- Fontana S., Sattler T., Bontadina F. & Moretti M. 2011. How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 101: 278–285.
- Fox B. J. & Fox M. D. 1982. Evidence for interspecific competition influencing ant species diversity in a regenerating heathland. In *Buckley, R.C., (Ed.): Ant-plant interactions in Australia*: 99-110. Junk Press, The Hague, The Netherlands.
- Franklin K. 2012. The remarkable resilience of Ant Assemblages following major Vegetation Change in an Arid Ecosystem. *Biological Conservation* 148: 96–105.
- Friedrich R. & Philpott S. M. 2009. Nest-Site Limitation and Nesting Resources of Ants (Hymenoptera: Formicidae) in Urban Green Spaces. *Environmental Entomology* 38(3): 600-607.
- Fuhlendorf S.D. & Engle D.M. 2001. Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *Bioscience* 51:625–632
- Gomez Albal E. & Espadaler X. 2005. *La hormiga argentina (Linepithema humile) en las Islas Baleares. Listado preliminar de las hormigas de las Isla Baleares*. Documentos Técnicos de Conservación, II época, 12. Conselleria de Medi Ambient, 68 pp.
- Gómez K. & Espadaler X. 2004. La hormiga argentina. Estado del conocimiento e implicaciones de la invasión para las Islas Baleares. Listado preliminar de las Hormigas de las Islas Baleares. 88pp.
- Gómez C. & Espadaler X. 1998. Manipulación por hormigas de semillas de *Euphorbia characias* (Euphorbuaceae) dentro del hormiguero. *Scientia gerundensis* 23: 53-61.
- Gomez C. & Espadaler X. 1996. Distancias de forraieo, áreas de forrajeo y distribución espacial de nidos de *Aphaenogaster senilis* Mayr (Hym. Formicidae). *Miscellania Zoologica* 19.2: 19-25.
- Gómez C. & Espadaler X. 1996. Seed production, predation and dispersal in the Mediterranean myrmecochore *Euphorbia characias* (Euphorbiaceae). *Ecography* 19: 7-15.
- Gómez K. & Espadaler X. 2006. Exotic ants (Hymenoptera: Formicidae) in the Balearic Islands. *Myrmecologische Nachrichten* 8: 225-233.
- Greenslade P. & Greenslade P.J.M. 1971. The use of baits and preservatives in pitfall traps. *Australian Journal of Entomology* 10 (4): 253-260.
- Greig-Smith P. 1983. *Quantitative plant ecology*. Studies in ecology (9). 3rd ed. Oxford, London, Edinburgh: Blackwell Scientific Publications. 359 pp.

- Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X. & Briggs J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319(5864): 756-760.
- Guillem R., Bensusan K., Torres J.L. & Perez C. 2010. The genus *Pyramica* Roger, 1862 (Hymenoptera: Formicidae) in Cádiz province (southern Spain), with a description of methods for their capture. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 33 (3-4): 461-468.
- Hanski I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151–162.
- Hanski I. & Gilpin M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 3-16.
- Harvie, B. 2010. Biodiversity Baseline Review and Preliminary Ecological Report of the Pollock Halls Campus, University of Edinburgh. *Accessible at* http://www.geos.ed.ac.uk/homes/harvieb/Sept_2010_Report_to_Estates_and_Buildings.pdf. *Captured on* 12 October 2013.
- Herbers J.M. 1986. Nest site limitation and facultative polygyny in the ant *Leptothorax longispinosus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 19: 115-122.
- Hillard, N. 2012. A Strategy for the Conservation and Enhancement of Biodiversity at the University of Warwick Main Campus. *Accessible at* http://www2.warwick.ac.uk/about/environment/biodiversity/biodiversity_strategy.pdf. *Captured on* 29 September 2013.
- Hobbs E.R. 1988. Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology* 1 (3): 141-152
- Hölldobler, B. & E.O. Wilson. 1990. *The Ants*. Cambridge: Harvard University Press. 732 pp.
- Holway D.A. & Suarez A.V. 2006. Homogenization of ant communities in Mediterranean California: the effects of urbanization and invasion. *Biological Conservation* 127: 319-326.
- Holway D.A., Lach L., Suarez A., Tsutsui N. & Case T.J. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 181-233.
- Holzapfe C. 2013. *The Birds of Rutgers Newark*. Urban Campus Biodiversity. *Accessible at* <http://runewarkbiology.rutgers.edu/Holzapfel%20Lab/Main%20Pages/BirdsOnCampus/Birds%20on%20Campus%20handout.pdf>. *Captured on* 12 October 2013.
- Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J.,

- Vandermeer J. & Wardle D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Hunter L. & Rinner L. 2004. The association between environmental perspective and knowledge and concern with species diversity. *Society and Natural Resources* 17: 517-532.
- Itioka T. & Inoue T. 1996(1). The role of predators and attendant ants in the regulation and persistence of a population of the citrus mealybug *Pseudococcus citriculus* in a satsuma morange orchard. *Applied Entomology and Zoology* 31 (2): 195-202.
- Ito F., Touyama Y., Gotoh A., Kitahiro S. & Billen J. 2010. Thelytokous parthenogenesis by queens in the dacetine ant *Pyramica membranifera* (Hymenoptera: Formicidae). *Naturwissenschaften* 97: 725–728.
- Ivon Paris C. 2007. *Above-belowground effects of the invasive ant Lasius neglectus in an urban holm oak forest*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Iwata K., Eguchi K. & Yamane S. 2005. A Case Study on Urban Ant Fauna of Southern Kyusyu, Japan, with Notes on a New Monitoring Protocol (Insecta, Hymenoptera, Formicidae). *Journal of Asia-Pacific Entomology* 8(3): 263-272
- Jiménez Rojas, J. & Tinaut, A. 1992. Mirmecofauna de la Sierra de Loja (Granada) (Hymenoptera, Formicidae). *Orsis* 7: 97-111.
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–374.
- Kaspari M. 1996b. Testing resource-based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. *Oikos* 76: 443-454
- Kestrup A. M. & Ricciardi A. 2009. Environmental heterogeneity limits the local dominance of an invasive freshwater crustacean. *Biological Invasions* 11: 2095-2105.
- Kim H.H. 1992. Urban heat-island. *International Journal of Remote Sensing* 13: 2319-2336
- King J.R. & Tschinkel W.R. 2008. Experimental evidence that human impacts drive fire ant invasions and ecological change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 20339– 20343.
- King J.Y., Reeburgh W.S. & Regli S.K. 1998. Methane emissions and transport by arctic sedges in Alaska: results of a vegetation removal experiment. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 103: 29083–29092.
- Krebs C. 1994. *Ecology: The Experimental Analysis of Abundance and Distributions*. Addison-Wesley, Reading, MA.

- La Sorte F.A. & McKinney M.L. 2007 Compositional changes over space and time along an occurrence-abundance continuum: anthropogenic homogenization of the North American avifauna. *Journal of Biogeography* 34: 2159-2167.
- Lamond N. 2013. Tremough Campus. Biodiversity Policy. Accessible at http://www.fxplus.ac.uk/sites/default/files/documents/tremough_campus_biodiversity_policy_jan_13.pdf. Captured on 12 October 2013.
- Lancaster R.K. & Rees W.E. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology* 57: 2358-2368
- Lee P., Smyth C. & Boutin S. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70(2): 165-180.
- Lenda M., Witek M. Skórka, P. Morón D. & Woyciechowski M. 2013. *Invasive alien plants affect grassland ant communities, colony size and foraging behavior. Biological Invasions*, 15: 2403-2414.
- Leponce M., Theunis L., Delabie J.H.C. & Roisin Y. 2004. Scale dependence of diversity measures in leaf-litter ant assemblage. *Ecography* 27: 253-267.
- Lim H.C. & Sodhi N.S. 2004. Responses of avian guilds to urbanization in a tropical city. *Landscape Urban Plann* 66: 199-215.
- Lobry de Bruyn L.A. 1999. Ants as bioindicators of soil in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 425-441.
- Lobry de Bruyn L.A., Conacher A.J. 1994b. The bioturbation activity of ants in agricultural and naturally vegetated habitats in semi-arid environments. *Australian Journal of Soil Research* 32: 555-570.
- Lombarte A., Romero S. & De Haro A. 1989. Contribución al conocimiento faunístico de los formícidos de la sierra de Collserola (Barcelona). *Orsis* 4: 125-143.
- Lorenzo P. & González L. 2010. Alelopatía: una característica ecofisiológica que favorece la capacidad invasora de las especies vegetales. *Ecosistemas* 19 (1): 79-91.
- Lozano-Zambrano F.H. (eds.). 2009. *Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Bogotá, D. C., Colombia. 238 pp
- Luque García G. & Reyes-López J. 2007. Effect of experimental small-scale spatial heterogeneity. *Acta Oecologica* 32(1): 42-49.

Luque Garcia G., Reyes-López J. & Fernández Haeger J., 2002. Estudio faunístico de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de la cuenca del Rio Guadiamar: Primeras aportaciones. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 30: 153-159.

Luque García G. & Reyes-López J. 2001. Muestreos de hormigas con trampas de caída: Tasa de captura diferencial según las especies. *Boletín Asociación española de Entomología* 25 (1-2): 43-51.

MacArthur R. H., & Wilson E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203 pp.

MacArthur R.H. & MacArthur J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.

MacDougall, A. S. & R. Turkington. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86:42–55.

Magalhães de Souza M., Souza B., Carvalho Soares de Aguiar Pereira M. & Barbosa Monteiro Machado A. 2013. List of Odonates from Mata do Baú, Barroso, Minas Gerais, Brazil. *Check List, Journal of Species Lists and Distribution* 9: 1367-1370.

Majer J.D., Walker T.C. & Berlandier F. 1987. The role of ants in degraded soils within Dryandra state forest. *Mulga Research Centre journal* 9: 15-16.

Majer J.D. 1985. Recolonisation by ants of rehabilitated mineral sand mines on North Stradbroke Island, Queensland, with particular reference to seed removal. *Australian Journal of Ecology* 10: 31–48.

Martinez M.D., Arnaldos Sanabria M.I., Romera E. & Garcia M.D. 2002. Los Formicidae (Hymenoptera) de una comunidad sarcosaprófaga en un ecosistema mediterráneo. *Anales de Biología* 24: 33-44.

Martínez-Capel F., García de Jalón D., Werenitzky D., Baeza D. & Rodilla M. 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). *Fisheries Management and Ecology* 16: 52-60.

Masuko K. 1990. Behavior and ecology of the enigmatic ant *Leptanilla japonica* Baroni Urbani (Hymenoptera: Formicidae: Leptanillinae). *Insectes Sociaux* 37(1): 31-57.

Mc Intyre N.E., Rango J., Fagan W.F. & Faeth S.H. 2001. Ground Arthropod Community Structure in a heterogeneous Urban Environment. *Landscape Urban Plan* 52: 257-274.

Mc Intyre N. E. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* 93: 825-835

- McArthur E.D., Kitchen S.G., Uresk D.W. & Mitchell J.E. 2000. Applicability of Montreal Process Criterion 2-productive capacity-to rangeland sustainability. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 7: 97–106.
- McDonnell MJ, Hahs AK. 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: Current status and future directions. *Landscape Ecology* 23: 1143-155.
- McDonnell M.J. & Pickett S. T. A. (editors). 1993. *Humans as Components of Ecosystems: Subtle Human Effects and the Ecology of Populated Areas*. Springer-Verlag, New York.
- Mcfrederick Q.S. & LeBuhn G. 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation* 129: 372–382.
- McKinney M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- McKinney M.L. 2002 Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52: 883–890
- Melic A. 1997. Entomología Urbana. *Boletín Asociación Entomológica Aragonesa* 20: 293-300.
- Menke S.B., Guenard B., Sexton J.O., Weiser M.D., Dunn R.R. & Silverman J. 2011. Urban Areas may serve as Habitat and Corridors for dry-adapted, Heat Tolerant Species, an example from Ants. *Urban Ecosystems* 14: 135–163.
- Menke S.B., Fisher R.N., Jetz W. & Holway D.A. 2007. Biotic and abiotic controls of Argentine ant invasion success at local and landscape scales. *Ecology* 88: 3164-3173.
- Menke S.B. & Holway D.A. 2006. Abiotic factors control invasion by Argentine ants at the community scale. *Journal of Animal Ecology* 75: 368-376.
- Miller J.R. 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology and Evolution* 20:430-434.
- Moffatt S.F., McLachlan S.M. & Kenkel N. 2004. Impacts of surrounding land use on riparian forests in southeastern Manitoba. *Plant Ecology* 174: 119-135.
- Montserrat V.J. & Gamarra P. 1995. La Fauna Entomológica de las Viviendas de Madrid I. Método y resultados generales. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 19 (3-4): 81-92.
- Morcillo Alcaraz R., Presa J.J. & García M.D. 2006. Estudio preliminar de la Entomofauna Urbana en la Región de Murcia (SE. España). *Anales de Biología* 28: 109-121.

- Moreau C.S., Bell C.D., Vila R., Archibald S.B. & Pierce N.E. 2006. Phylogeny of the ants: diversification in the age of angiosperms. *Science* 312: 101–104.
- Moreno D.S., Haney P.B. & Luck R.F. 1987. Chlorpyrifos and diazinon as barriers to Argentine ant (Hymenoptera: Formicidae) foraging on citrus trees. *Journal of Economic Entomology* 80(1): 208-214.
- Moretti M., Duelli P. & Obrist M. K. 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia* 149: 312-327.
- Morrison L.W., Porter S.D., Daniels E. & Korzukhin M.D. 2004. Potential global range expansion of the invasive fire ant *Solenopsis invicta*. *Biological Invasions* 6: 183-191.
- Naiman, R.J., Dé camps H. & Pollock M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209-212.
- New T.R. 2000. How useful are ant assemblages for monitoring habitat disturbance on grassland in south eastern Australia?. *Journal of Insect Conservation* 4(3): 153-159.
- Niemelä J. 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8: 119-131.
- Norfahiah M., Azema I., Marnia M.T. & Zakaria M. 2012. Status and Distribution of Non-volant Small Mammals in Universiti Putra Malaysia, Bintulu Sarawak Campus (UPMKB). *Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science* 35(2): 363-369.
- Nuhn T.P. & Wright C.G. 1979. An ecological survey of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a landscaped suburban habitat. *American Midland Naturalist* 102: 353–362
- O'Dowd D.J., Green P.T. & Lake P.S. 2003. Invasional 'meltdown' on an oceanic island. *Ecology Letters* 6: 812–817
- Odum E.P. 1997. *Ecology: a bridge between science and society*. 3rd. Sinauer Associates Publishers, Sunderland, Mass., USA.
- Ogata K., Terayama M. & Masuko K. 1995. The ant genus *Leptanilla*: discovery of the worker-associated male of *L. japonica*, and a description of a new species from Taiwan (Hymenoptera: Formicidae: Leptanillinae). *Systematic Entomology* 20(1): 27-34.
- Oke T.R. 1980. *Climatic impacts of urbanisation*. Bach, W., Pankrath, J. & Williams, J. (eds.): Interactions of energy and climate. Reidel Publ. Dordrecht.
- Ordóñez-Urbano C., Reyes-López J. & Carpintero-Ortega S. 2008. ¿Una especie alóctona puede ser "rara"? El caso de *Pyramica membranifera* (Hymenoptera, Formicidae). *Boletín Asociación Entomológica Aragonesa* 42(1): 321-323.

- Ordóñez-Urbano C., Reyes-López J. & Carpintero-Ortega S. 2007. Estudio faunístico de los formícidos (Hymenoptera: Formicidae) asociados a los bosques de ribera en la provincia de Córdoba. Primeras aportaciones. *Boletín Asociación Entomológica Aragonesa* 40(1): 367-375.
- Ortiz F.J. & Tinaut A. 1988. Formícidos del litoral granadino. *Orsis*, 3: 145-16.
- Ortiz F.J. & Tinaut A. 1987. Citas nuevas o interesantes de Formicidos (Hym. Formicidae) para Andalucía. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* Vol. 11: 31-34.
- Ottonetti L., Tucci L. & Santini G. 2006. Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in Central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration processes. *Restoration Ecology* 14(1): 60-66.
- Pacheco R. & Vasconcelos H.L. 2007. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning* 81: 193–199.
- Palacios R. Martínez-Ferrer M.T. & Cerdá X. 1999. Composición, abundancia y fenología de las hormigas (Hymenóptera: Formicidae) en campos de cítricos de Tarragona. *Boletín de sanidad vegetal. Plagas* 25: 229-240.
- Palomino, D.; Carrascal, L.M. 2007. Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation* 140:100-109.
- Parker K., Head L., Chisholm L.A. & Feneley N. 2008. A conceptual model of ecological connectivity in the Shellharbour Local Government Area, New South Wales, Australia. *Landscape and Urban Planning* 86(1): 47-59.
- Parlange M. 1998. The city as ecosystem. *BioScience* 48: 581-585.
- Passera L. & Aron S. 2005. *Les fourmis: comportement, organisation sociale et évolution*. Les Presses scientifiques du CNRC, Ottawa, 480 pp.
- Passera L. 1994. Characteristics of tramp species. Pp. 23-43. En: Williams, D.F. [ed.]. *Exotic ants. Biology, impact, and control of introduced species*. Westview Press, Oxford, 332 pp.
- Pauchard A., Kueffer C., Dietz H., Daehler C.C., Alexander J., Edwards P.J., Arévalo J.R., Cavieres L.A., Guisan A., Haider S., Jakobs G., McDougall K., Millar C.I., Naylor B.J., Parks C.G., Rew L.J. & Seipel T. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 479–86.
- Pecarevic M., Danoff-Burg J. & Dunn R.R. 2010. Biodiversity on Broadway - Enigmatic diversity of the societies of ants (Formicidae) on the Streets of New York City. *PLoS ONE* 5(10): e13222.

- Peck S.I., Mcquaid B. & Campbell C.L. 1998. Using ant species (Hymenoptera: Formicidae) as a biological indicator of agroecosystem condition. *Environmental Entomology* 27(5): 1102-1110.
- Pellisier V., Cohen M., Boulay A. & Clergeau P. 2012. Birds are also sensitive to Landscape Composition and Configuration within the city centre. *Landscape Urban Plan* 104: 181– 188.
- Petal J. 1992. The role of ants in nutrient cycling in forest ecosystems. In *Biology and Evolution of Social Insects* (J. Billen, ed.): 167-170. Leuven: Leuven University Press.
- Philpott S.M. & Foster P.F. 2005. Nest-site limitation in coffee agroecosystems: Artificial nests maintain diversity of arboreal ants. *Ecological Applications* 15: 1478-1485.
- Pisarski B. & Vepsäläinen K. 1989. Competition hierarchies in ant communities (Hymenoptera, Formicidae). *Annales Zoologici* 42 (13): 321-328.
- Prance G.T. eds. 1986. *Tropical Forests and the World Atmosphere*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Pyle R., Bentzien M. & Opler P. 1981. Insect conservation. *Annual Review of Entomology* 26: 233-258.
- Quadros G., Gurav G., Bhagat K., Chorgue A., Dhamorikar A., Khot K., Nagarkar M. & Shah U. 2009. Study of the Biodiversity of Indian Institute of Technology Bombay Campus. *Accessible at* http://www.iitb.ac.in/deanpl/images/basic/WWF_Report.pdf. *Captured on* 12 October 2013.
- Ramírez-Chaves H. E., Pérez,W.A., Mejía-Egas O., Tobar-Tosse H.F., Muñoz A. & Trujillo Lozada A. 2010. Biodiversidad en el Campus de la Universidad del Cauca, Popayán, Colombia. *Facultad de Ciencias Agropecuarias* 8(2): 104-117.
- Rapport D.J., 1999. Perspectives on ecological integrity. *Environmental Values* 8: 116–118
- Rebele F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology & Biogeography Letters* 4: 173–187.
- Redolfi I., Tinaut A., Pascual F. & Campos M. 1999. Qualitative aspects of myrmecocenosis (Hym., Formicidae) in olive orchards with different agricultural management in Spain. *Journal of Applied Entomology* 123: 621-627.
- Rees W.E. 1997. Urban ecosystems: the human dimension. *Urban Ecosystems* 1: 63-75.

- Renöfält B.M., Nilsson C. & Jansson R. 2005b. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography* 32: 2025–2037.
- Retana J., Cerdá X., Cavia V., Arnal J. & Company D. 1989. La comunidad de hormigas (Hym. Formicidae) del boalar de Jaca (Jaca, Huesca). *Lucas Mallada* 1: 133-150.
- Reyes-López J. & Carpintero S. 2014. Comparison of the exotic and native ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in urban green areas at inland, coastal and insular sites in Spain. *European Journal of Entomology* 111(3): 421-428.
- Reyes-López J., Carpintero-Ortega S. & Retamosa-Muñoz E. 2010. Adiciones a la relación de especies de hormigas (Hym., Formicidae) del Parque Natural del Cabo de Gata-Níjar (Almería, España). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 34 (1-2): 67-76.
- Reyes López J., Carpintero S. & Ordóñez Urbano C. 2008. Nuevos e interesantes datos para los Formícidos de Andalucía (Hymenoptera: Formicidae). Subfamilia Myrmicinae. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 32 (1-2): 173-177.
- Reyes-López J., Ordóñez-Urbano C. & Carpintero-Ortega S. 2008. Relación actualizada de las hormigas alóctonas de Andalucía (Sur de España). *Boletín de la Asociación española de Entomología* 32 (1-2):81-94.
- Reyes López J. & Carpintero-Ortega S. 2006. *¿Puede el medio urbano y suburbano potenciar la biodiversidad?*. XII Congreso Ibérico de Entomología. Alicante. Libro de resúmenes, p.216.
- Reyes-López J. & Espadaler X. 2005. Tres nuevas Especies Foráneas de Hormigas para la Península Ibérica (Hymenoptera, Formicidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 36: 263-265.
- Reyes-López J., Luque-García G., Fernández-Haeger J. & Jordano D. 2003. *Caracterización de las comunidades de hormigas de la cuenca del río Guadiamar. Ciencia y Restauración del Río Guadiamar*. Picover 1998-2002. pp. 386-395. Andalucía. Spain: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. ed. Kadmos Press.
- Reyes-López J. 2000. Observaciones sobre cambios de localización de hormigueros en la hormiga granívora *Messor barbarus* (Hymenoptera, Formicidae) *Boletín de la Asociación española de Entomología* 24: 3-4
- Reyes-López J. 1985. Descripción de *Messor celiae* nov. sp. (Hym., Formicidae). *Boletín Asociación Española de Entomología*. 9: 255-261.
- Rodewald, A.D., & Bakermans, M.H. 2006. What is the appropriate paradigm for riparian forest conservation? *Biological Conservation* 128: 193-200.

- Rodríguez González A. 1982. Contribución al conocimiento de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Sierra Morena Central. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 5: 181-188.
- Roig X. & Espadaler X. 2010. Propuesta de grupos funcionales de hormigas para la Península Ibérica y Baleares, y su uso como bioindicadores. *Iberomyrmex* 2: 28-29.
- Rowles A.D. & O'Dowd D.J. 2007. Interference competition by Argentine ants displaces native ants: implications for biotic resistance to invasion. *Biological Invasions* 9:73–85.
- Ruiz Heras P., Martínez Ibañez M. D., Cabrero-Sañudo F. J. & Vázquez Martínez M. A. 2011. Primeros datos de Formicidos (Hymenoptera, Formicidae) en Parques Urbanos de Madrid. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 35 (1-2): 87-106.
- Sakai A., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Molofsky J., With K.A., Baughman S., Cabin R.J., Cohen J.E., Ellstrand N.C., McCauley D.E., O'Neil P., Parker I.M., Thompson J.N. & Weller S.G. 2001 The population biology of invasive species. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 32: 305-332.
- Sakchoowong W., Jaitrong W., Ogata K., Nomura S. & Chanpaisaeng J. 2008. Diversity of Soil-Litter Insects: Comparison of the Pselaphine Beetles (Coleoptera: Staphylinidae: Pselaphinae) and the Ground Ants (Hymenoptera: Formicidae). *Thai Journal of Agricultural Science* 41(1-2): 11-18.
- Sanders N.J., Lessard J.P., Fitzpatrick M. C. & Dunn R. R. 2007. Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains. *Global Ecology and Biogeography* 16: 640–649.
- Sandler R.V., Falco L.B., Di Ciocco C., De Luca R. & Coviella C.E. 2010. Eficiencia del Embudo Berlese-Tullgren para extracción de Artrópodos Edáficos en Suelos Argiúoles Típicos de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 28 (1): 1-7.
- Sanford M.P., Manley P.N. & Murphy D.D. 2009. Effects of Urban Development on Ant Communities: Implications for Ecosystem Services and Management. *Conservation Biology* 23(1): 131-141
- Sattler, T, Duelli, P., Obrist, M. K., Arlettaz & Moretti, M. 2010. "Response of Arthropod Species Richness and Functional Groups to Urban Habitat Structure and Management". *Landscape Ecol*, 25: 41–954.
- Sattler T. (2009) *Biodiversity in urban landscape matrices: from species richness to functional community structure*. Tesis doctoral. University of Bern.
- Seifert B. 2012. Clarifying naming and identification of the outdoor species of the ant genus *Tapinoma* FÖRSTER, 1850 (Hymenoptera: Formicidae) in Europe north

of the Mediterranean region with description of a new species. *Myrmecological News* 16: 139-147.

Serrano J.M., Acosta F.J. & López F. 1993. Belowground space occupation and partitioning in an ant community during succession. *European Journal of Entomology* 90: 149-158.

Sidra S., Ali Z. & Nawaz Chaudhry M. 2013. Avian Diversity at New Campus of Punjab University in Relation to Land Use Change. *Pakistan Journal of Zoology* 45(4): 1069–1082.

Sierra Rodríguez I. & Ramírez-Silva J. P. 2010. Los parques como elementos de sustentabilidad de las ciudades. Artículo de divulgación. *Revista Fuente Año 2*, No. 5: 6-14.

Silva J.C. 1955. Biologia e ecologia da formiga argentina (*Iridomyrmex humilis* Mayr). Notas para o seu estudo em Portugal. *Boletim da Junta Nacional das frutas*.

Silverman J. 2005. *Why do certain ants thrive in the urban environment?* Proceedings of the Fifth International Conference on Urban Pests. Chow-Yang Lee & William H. Robinson (editors).

Ślipiński P., Zmihorski M. & Czechowsky W. 2012. Species Diversity and nestedness of Ant Assemblages in an Urban Environment. *European Journal of Entomology* 109: 197–206.

Smith D., Carmack J. & Harding G. 2010. Biodiversity Action Plan. Accessible at <http://www.uwe.ac.uk/facilities/estates/ecology/documents/Biodiversity%20Action%20Plan%202010.pdf>. Captured on 15 September 2013.

Solida L., Grasso D.A., Testi A., Fanelli G., Scalisi M., Bartolino V., Mori A. & Fanfani A. 2011. Differences in the Nesting Sites Microhabitat Characteristics of two Syntopic Species of Messor harvester Ants in a Phytosociological Homogeneous Grassland Area. *Ethology, Ecology & Evolution* 23: 229-239.

Solida L., Scalisi M., Fanfani A., Mori A. & Grasso D.A., 2010. Interspecific space partitioning during the foraging activity of two syntopic species of Messor harvester ants. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 13: 3-12.

Sorace A. & Gustin M. 2010. Bird species of conservation concern along urban gradients in Italy. *Biodiversity and Conservation* 19: 205-221.

Soulè M.E., Bolger D.T., Alberts A.C., Wright J., Sorice M. & Hill S. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2: 75-92.

Spackman S.C. & Hughes J.W. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation* 71: 325-332.

Spengler O. 1923. *La Decadencia del Occidente* (tr. Espasa Calpe, Madrid, I-IV (1927)).

Stringer L.D., Stephens A.E., Suckling D.M. & Charles, J.G. 2009. Ant dominance in Urban Areas. *Urban Ecosystems* 12: 503–514

Sukopp H. & Werner P. 1991. *Naturaleza en las ciudades*. Ministerio Obras Públicas y Transportes, Madrid.

Sykes J.M. & Lane A.M.J. 1996. *The United Kingdom Environmental Change Networ., Protocols for Standard Measurements at Terrestrial Sites*. London: The Stationary Office. 219 pp.

Tabacchi E., Correll D.L., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A.-M. & Wissmar R.C. 1998. Development, maintenance and Role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40: 497-516.

Thomas M.L., & Holway D.A.. 2005. Condition-specific competition between invasive Argentine ants and Australian Iridomyrmex. *Journal of Animal Ecology* 74: 532–542.

Thompson B. & McLachlan S. 2007. The effects of urbanization on ant communities and myrmecochory in Manitoba, Canada. *Urban Ecosystems* 10:43–52

Tinaut A., Mira O., Vidal J.M. & Aguirre-Segura A., 2009. Las Hormigas de Cabo de Gata (Almería, España), aspectos faunísticos (Hymenoptera, Formicidae). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 33 (1-2): 227-251.

Tinaut A. 1989. Nueva cita de *Messor celiae* Reyes, 1985 (Hym. Formicidae). *Boletín Asociación Española de Entomología* 13: 1.

Tinaut A. 1987. Descripción de *Leptothorax pardoi* nov. sp. (Hymenoptera: Formicidae). *Eos* t. LXIII: 315-320.

Tinaut A. & Espadaler X. 1987. Descripción del macho de *Myrmica aloba* FOREL 1909 (Hymenoptera: Formicidae). *Nouvelle Revue d'Entomologie*. (N.S.), T4, Fasc.1: 61-69.

Tinaut A. 1981. *Estudio de los formícidos de Sierra Nevada*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, 463 pp

Toennisson T.A., Sanders N.J., Klingeman W.E. & Vail K.M. 2011. Influences on the Structure of Suburban Ant (Hymenoptera: Formicidae) Communities and the Abundance of *Tapinoma sessile*. *Environmental Entomology* 40 (6): 1397-1404.

- Trepl L. 1994. Towards a theory of urban biocenosis: some hypotheses and research questions. *Memorabilia Zoologica* 49: 15-19.
- Turner W.R. 2003. Citywide biological monitoring as a tool for ecology and conservation in urban landscapes: the case of the Tucson bird count. *Landscape and Urban Planning* 65: 149-166.
- Underwood E.C., Fisher B.L. 2006. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. *Biological Conservation* 132: 166-182.
- Uno S., Cotton J. & Philpott S. M. 2010. Diversity, Abundance, and Species Composition of Ants in Urban Green Spaces. *Urban Ecosystems* 13: 425-441.
- Urban M., Leibold M., Amarasekare P., Demeester L., Gomulkiewicz R., Hochberg M., Klausmeier C., Loeuille N., Demazancourt C. & Norberg J. 2008. The evolutionary ecology of metacommunities. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 311-317.
- Utsumi S. 2013. Evolutionary community ecology of plant-associated arthropods in terrestrial ecosystems. *Ecological Research* 28: 359-371.
- Van Hengstum T., Hooftman D.A.P., Oostermeijer J.G.B. & Van Tienderen P.H. 2014. Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 102: 4-11.
- Van Oudenhove L., Boulay R., Lenoir A., Bernstein C. & Cerdá X. 2012. Substrate temperature constrains recruitment and trail following behavior in ants. *Journal of Chemical Ecology* 38(6): 802-9.
- Van Oudenhove L., Billoir E., Boulay R., Bernstein C. & Cerdá X. 2011. Temperature limits trail following behaviour through pheromone decay in ants. *Naturwissenschaften* 98: 1009-1017.
- Vepsäläinen K., Ikonen H., Koivula M.J. 2008 The structure of ant assemblages in an urban area of Helsinki, southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 45:109–127.
- Vepsäläinen K. & Savolainen R. 1990. The effect of interference by Formicine ants on the foraging of *Myrmica*. *Journal of Animal Ecology* 59: 643-654.
- Vergara-Navarro E.V. & Serna F. 2013. A checklist of the ants (Hymenoptera: Formicidae) of the department of Antioquia, Colombia and new records for the country. *Agronomía Colombiana* vol. 31(3): 324-342.
- Viketoft M. 2007. Plant induced spatial distribution of nematodes in a semi-natural grassland. *Nematology* 9: 131-142.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco I. & Melillo I. 1997. Human domination of Earth's ecosystem. *Science* 277: 494-499.
- Walbridge M.R. 1997. Urban ecosystems. *Urban Ecosystems* 1: 1-2.

- Wang C., Strazanac J.S. & Butler L. 2001. Association between ants (Hymenoptera: Formicidae) and habitat characteristics in Oak-dominated mixed forests. *Environmental Entomology* 30 (5): 842-848.
- Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B. & Claret C. 2002 Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47: 517–539.
- Ward Philip S. 2005. A synoptic review of the ants of California (Hymenoptera: Formicidae). *Zootaxa* 936: 1-68.
- Wardle D. A. 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 408 pp.
- Watt A.D., Stork N.E. & Bolton B. 2002. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. *Journal of Applied Ecology* 39: 18-30.
- Werenkraut V. 2010. *Patrones altitudinales en la diversidad de coleópteros y hormigas epígeos del noroeste de la Patagonia argentina*. Tesis doctoral.
- Wetterer James K. 2012. Worldwide Spread of the Moorish sneaking Ant, *Cardiocondyla mauritanica* (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 59 (3): 985-997.
- Wetterer J.K., Espadaler X., Ashmole, N.P., Mendel H., Cutler C. & Enderman J. 2007. "Ants (Hymenoptera: Formicidae) of the South Atlantic Islands of Ascension Island, St. Helena, and Tristan da Cunha. *Myrmecological News* 10: 29-37.
- Wetterer J.K., Espadaler X., Wetterer A.L. & Cabral S.G.M. 2004. Native and Exotic Ants of the Azores (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 44 (1): 1-19.
- White J.G., Antos M.J., Fitzsimons J.A. & Palmer G.C. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* 71: 123-35.
- Whittaker R.J., Willis K.J. & Field R. 2001 Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.
- Wiens J.A. 1997. Scientific responsibility and responsible ecology. *Conservation Ecology* 1(1): 16.
- Wynhoff I., van Swaay C.A.M., Brunsting A.M.H. & van der Made J.G. 2001. Conservation of Maculinea butterflies at landscape level. *Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (NEV)* 12: 135-140.

Xu Y.J., Zeng L., Lu Y.Y. & Liang G.W. 2009a. Effect of soil humidity on the survival of *Solenopsis invicta* Buren workers. *Insectes Sociaux* 56(4): 367-373.

Yamaguchi T. 2005. Influence of urbanization on ant distribution in parks of Tokyo and Chiba City, Japan II. Analysis of species. *Entomological Science* 8: 17-25.

Yamaguchi T. 2004. Influence of urbanization on ant distribution in parks of Tokyo and Chiba City, Japan I. Analysis of ant species richness. *Ecological Research* 19: 209-216.

Agradecimientos

Como bien es sabido, la elaboración de una tesis doctoral no solo se lleva a cabo con horas de esfuerzo y dedicación, sino que sería completamente imposible de realizar sin la aportación profesional y personal de tantas personas que nos acompañan durante el camino. Por ello, me gustaría poder reflejar en estas líneas mi más profundo y sincero agradecimiento a todas aquellas personas, que de un modo u otro, me ha ayudado a llegar a la meta final, del mismo modo que todas aquellas diminutas obreras colaboran en la construcción del nido.

Como no, la primera gran persona (profesional y personalmente) en esta lista debe ser el Dr. Joaquín Reyes López, quien hace varios años me acogió en este pequeño gran mundo, y que pacientemente me ha enseñado y guiado capítulo a capítulo, compartiendo conmigo aquellos conocimientos y datos adquiridos en tantos años de experiencia con la cercanía de un amigo, haciendo de él una persona irremplazable.

La Dra. Soledad Carpintero, gran profesional y mejor persona, sigue en esta lista, habiéndome apoyado durante todo este tiempo y mostrándose siempre dispuesta a colaborar en todo lo necesario; además de ser la persona con quien he podido compartir, junto a Ana, esos tan buenísimos momentos en el campo que siempre guardaré con cariño.

No pueden faltar en esta lista Ana Moreno y Carmen Ordóñez, quienes, con ayuda de otros compañeros, han dedicado tantas horas de trabajo de campo y laboratorio, contribuyendo en gran parte de los cimientos de este proyecto; ni otros compañeros de departamento quienes me han animado y escuchado tantas mañanas.

De forma externa a la Universidad de Córdoba, ha sido fundamental para continuar en esta línea de trabajo las oportunidades que, acompañadas fundamentalmente del factor suerte, han venido de la mano del Profesor Czechowski, quien me ha dado su confianza, acogéndome en el Museo e Instituto de Zoología de Varsovia (PAS), donde durante este año he podido aprender y seguir desarrollándome laboralmente junto a dos grandes profesionales, compañeros y amigos, sin quienes todo sería muy distinto: Magdalena Witek y Piotr Ślipiński.

Igualmente quiero agradecer a Vera Antonova y Jürgen Heinze su plena disposición para la revisión de la tesis, así como todos los consejos que me han dado.

Del mismo modo, el apoyo de mi familia y amigos ha sido fundamental para seguir adelante. Por ello no puedo dejar atrás a las personas más importantes en mi vida, mis padres, Juan Trigo y Dolores Peral, y a mi marido, Alberto Díaz, quienes desde el primer día han creído en mí, apoyándome y ayudándome en todo lo que ha sido necesario.

No puedo olvidar tampoco a mi gran amiga Cristina Morales, quien también ha sufrido conmigo los altibajos que todos conocemos, apoyándome y animándome en todo momento; a mi prima M^a José Padilla, quien me ha ayudado en las traducciones y en la gestión del material fotográfico, y a mi amiga y compañera Carmen M^a Ruiz, sin cuya ayuda hubiese sido imposible cumplir las horas lectivas del doctorado, y por lo tanto, llegar a este punto. Como no, Alberto Muñoz, ejemplo constante de superación y amistad, también ha aportado su granito de arena.

Y por último, a todas aquellas personas no nombradas, pero que también forman parte de esta tesis, abriéndome puertas, enseñándome, dándome facilidades, consejos, apoyo y amistad.

Muchas gracias a todos.

...Son varias las ocasiones en que, en esta sociedad en la que la vida se ha convertido en una carrera constante en busca de recompensas materiales, la gente me pregunta por qué es necesario cuidar el medio ambiente o las especies nativas que encontramos en distintos lugares si al fin y al cabo su hueco será sustituido por la llegada de otras especies. Y yo, siempre en la búsqueda de esa respuesta no tangible pero bien documentada, intento explicarlo a través de todas las funciones ecológicas que se llevan a cabo: la purificación del aire por parte de las plantas, el cuidado del suelo que realizan los distintos artrópodos... y finalmente, más allá de toda explicación científica, creo que la respuesta es aún más sencilla que todas esas explicaciones, puede que no haya más explicación de que en realidad quizás nosotros los necesitamos a ellos para sobrevivir más que ellos a nosotros...

