

Efectos de la planta invasora *Acacia melanoxylon* (R. Br.) sobre las comunidades de Hormigas (Insecta, Hymenóptera) y Carábidos (Insecta, Coleóptera) en un área valiosa de pastizal.

Juan M. Arcusa¹ y Armando C. Cicchino²

juan.arcusa@yahoo.com.ar , cicchino@copetel.com.ar

¹ GENEBSO-INBIOTEC-CONICET-CIC Laboratorio de Artrópodos,
Departamento de Biología, Universidad Nacional de Mar de Plata
Deán Funes 3250, 7600 Mar del Plata

² GENEBSO-INBIOTEC-CONICET- Laboratorio de Artrópodos y Laboratorio de Parasitología,
Departamento de Biología, Universidad Nacional de Mar de Plata
Deán Funes 3250, 7600 Mar del Plata

RESUMEN

Las especies invasoras tienen una gran variedad de consecuencias. Algunas de ellas pueden cambiar la estructura de las comunidades y las propiedades de los ecosistemas. Actualmente un sector importante de la sierra de Paititi, perteneciente al sistema de sierras Los Difuntos, se encuentra invadido por la especie *Acacia melanoxylon* la cual está incrementando año tras año el área cubierta, la cual produce cambios en las comunidades sobre y bajo el suelo, microclimas, cambios en los regímenes de humedad del suelo y en los niveles de nutrientes del mismo. Por esta razón es nuestro propósito el dar a conocer el elenco, fenología y densidad-actividad otoñal e invernal de la mirmecofauna presente en esta sierra, conjuntamente con la fauna de coleópteros carábidos asociada, con el propósito de investigar las posibles diferencias entre los sectores más prístinos y los parches invadidos por la *A. melanoxylon*. El diseño muestral comprende 6 estaciones, 3 de ellas representando la vegetación prístina y otras 3 ampliamente invadidas por la exótica. En cada una de las estaciones se colocaron 10 trampas de caída. El elenco mirmecológico muestreado para el período de otoño e invierno de 2014 comprende 10 especies, distribuidas en 7 géneros y 4 subfamilias. Para el caso de los carábidos se capturaron 8 especies, en 5 géneros y 3 tribus. No resulta extraño que las especies dominantes, todas ellas generalistas de hábitat, no se vieran afectadas en cuanto a su composición por la presencia de *Acacia melanoxylon*. Como se ha demostrado en otros estudios algunas especies de hormigas pueden resultar beneficiadas, o no ser afectadas, por plantas invasoras. De manera análoga se observa una acción indiferente en la abundancia y densidad-actividad del binomio *Argutoridius* sp. 2–*A. bonariensis*, el cual no se ha visto afectado diferencialmente por los efectos de la *Acacia* invasora. Los parches de *Acacia* conforman pequeños ecosistemas con sus propias características e incluidos dentro de la matriz del arbustal. A los fines de conservación se sugiere el mantenimiento de estos parches invadidos.

Palabras clave: *Acacia melanoxylon*, Artrópodos, Comunidades.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas serranos representan áreas naturales de reserva de gran riqueza biológica, debido a que la heterogeneidad ambiental posibilita la existencia de una elevada diversidad de especies y de comunidades (Secretaría de minería de la Nación, 2006), de allí que se consideren áreas de biodiversidad sobresaliente (Bertonatti y Corcuera, 2000). Tal es el caso de las serranías bonaerenses, las que presentan menor grado de modificación antrópica que las zonas de uso agrícola o ganadero (Secretaría de minería de la Nación, 2006) y

constituyen ambientes propicios para la reconstrucción de las comunidades prístinas (Cabrera y Wilkink, 1980). El conjunto de macizos serranos que conforman el sistema de Tandilla, constituye un "ambiente-isla" donde es posible el hallazgo de poblaciones aisladas o endémicas. Algunas presencias llamativas en la fauna de opiliones, caracoles terrestres e insectos llevaron a Ringuelet (1955) a considerar esta zona serrana como un área diferente a la circundante, desde un punto de vista zoogeográfico.

Cada vez son más numerosas las áreas protegidas que en los hechos se encuentran amenazadas por procesos de degradación y las invasiones biológicas suelen acompañar dicho proceso de deterioro ambiental o incluso son sus causantes, llegando a eliminar la capacidad de recuperación de los ecosistemas invadidos (resiliencia) (APN 2005; Bilenca y Minarro, 2004). especialmente cuando tienen características muy diferentes a las especies de la comunidad recipiente (Christian y Wilson 1999, Mack et al. 2001, Luire et al. 2003, en Doménech et al. 2006). Por otro lado, pueden cambiar las características abióticas de los ecosistemas, afectando variables como concentraciones químicas, flujos y la estructura física de los ecosistemas. Además, pueden desplazar a las especies nativas y reducir la diversidad de plantas (Christian y Wilson 1999, en Doménech et al. 2006). Las especies invasoras que alteran los procesos de los ecosistemas, tales como productividad primaria, descomposición, hidrología, geomorfología, ciclo de nutrientes y/o regímenes de disturbios, no solamente compiten o consumen especies nativas, sino que cambian las reglas de existencia para todas las especies (Vitousek et al. 1997).

(Marchante et al., 2003, 2008; Yelenik et al., 2004; Werner et al., 2010; Gaertner et al., 2011). Desde el punto de vista mirmecológico los únicos datos disponibles en cuanto a diversidad y densidad-actividad estacional están referidos a la sierra de La Brava (sector sur de la sierras de Balcarce) que ofrece características distintivas en relación al complejo serrano Difuntos-La Copelina (Arcusa et al, 2015).

MATERIALES Y METODOS

Área de Estudio: El complejo serrano tiene una extensión lineal de aproximadamente 4.200 m, y debe tenerse en cuenta que su historia geológica es el resultado de diferentes episodios acaecidos en distintas épocas, y que comienzan con la depositación de sedimentos en una cuenca marina 500 millones de años atrás, a comienzos del Paleozoico, cuando África y Sudamérica no estaban aún separadas, y gran parte del sudeste bonaerense se encontraba ocupado por un mar poco profundo. Las arenas y pséfitas cuarcíferas generadas por la acción de este mar dieron origen, luego de su compactación y litificación a ortocuarcitas. Posteriormente se produjo el ascenso de las Sierras de Los Padres, La Peregrina (a la que pertenece Difuntos) y La Copelina, hacia fines del terciario o principios del Cuaternario. Luego siguió un período de clima árido que habría producido una reducción en el sistema fluvial, depositándose sedimentos eólicos que habrían rellenado tanto los valles preexistentes como las cumbres de los cerros. La Sierra de Difuntos se encuentra en una zona considerada con perturbación antrópica media, y forma parte del sistema de La Peregrina dentro de las Sierras de Mar del Plata (Guazzelli, 1999), integrando la unidad geomorfológica "Serranías" (Martínez, 1988). Está constituida por ortocuarcitas tabulares o "mesas" (Teruggi y Kilmurray, 1975). La tipología edáfica predominante corresponde a *Hapludoles*, esto es, Molisoles desarrollados en las pendientes de las sierras y serranías, provistos de buen drenaje, escaso espesor (5-30 cm) y en contacto con los afloramientos rocosos subyacentes, y horizontes superficiales con alto contenido de materia orgánica, pH neutro a ligeramente ácido, y desarrollo de horizontes subsuperficiales nulo (Osterrieth & Cabria, 1995).

Vegetación: Los sitios muestreados en este estudio, nativo e invadido, difieren marcadamente entre sí en cuanto a vegetación. El sector pristino corresponde a un arbustal dominado por las especies de *Dodonea viscosa*, *Baccharis dracunculifolia*, *B. coridifolia* y *Colletia paradoxa*. En el sector invadido sólo se encontró la especie *Acacia melanoxylon*, la cual forma un colchón de

hojarasca haciendo de este sitio un lugar sumamente simplificado en cuanto a estructura vegetal (figs 5 y 6). Estos cambios alteran la temperatura del ambiente, generando un microclima diferente al circundante, modifican los regímenes de humedad y la disponibilidad de luz del sistema (Le Maitre et al., 2011). El desplazamiento de las especies locales produce marcados efectos en los procesos que regulan los ecosistemas y en las interacciones que en ellos ocurren (Chapin, 2003). Estas invasoras, más que “simplificar” las porciones ecosistémicas que invade, pues se convierten en verdaderas “especies clave” o “ingenieras ecosistémicas”. Estos términos se refieren a especies cuya adquisición -o eventualmente pérdida- genera un impacto desproporcionado en toda la comunidad, cuando éste se compara con la ganancia o pérdida de otras especies cuya acción es mucho más banal (Naeem et al., 1999).

Métodos y técnicas de muestreo: Las trampas utilizadas son las clásicas *pitfall*, de uso casi universal para determinar la densidad-actividad de distintos artrópodos cursores edáficos (Agosti et al. 2000). Como conservante se utilizó una solución de alcohol al 30% y detergente. Éstas se colocaron a una distancia mínima de 10 mtrs. entre sí, con un periodo de actividad de una semana. Los muestreos se efectuaron durante las estaciones de otoño e invierno de 2014. La totalidad de los ejemplares colectados han sido identificados por nosotros utilizando las literaturas especializadas y también claves para la separación de géneros y especies disponibles en la literatura especializada o generadas *ad hoc en los casos en que estas no existieran*. Una parte fue montado en alfileres entomológicos, donándose *vauchers* a las colecciones entomológicas de las siguientes instituciones científicas: Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (Buenos Aires) y Museo Municipal de Ciencias Naturales “Lorenzo Scaglia” (Mar del Plata).

RESULTADOS

El elenco mirmecológico muestreado para el periodo de otoño e invierno de 2014 comprende 10 especies, distribuidas en 7 géneros y 4 subfamilias (figs. 7 y 8). Para el caso de los carábidos se capturaron 8 especies, en 5 géneros y 3 tribus (figs. 9 y 10). Las dos especies netamente cortadoras (*Acromyrmex ambiguus* y *A. lundii*) predominan y nidifican en el arbustal, en ambas estaciones, siendo minoritarias y ocasionales en los parches de Acacia. Para el caso de las netamente depredadoras, *Nylanderia silvestrii*, ha sido abundante y dominante en ambas estaciones climáticas y en ambos sitios. Por otro lado *Gnamptogenys striatula* mostro actividad durante los meses otoñales y ninguna en los invernales. Además, esta actividad fue mayor en el ambiente invadido. Para las especies omnívoras *Pheidole sp. 1* y *Pheidole sp.3* mostraron un comportamiento fenológico y de densidad-actividad análogo al observado en sierra La Brava (Arcusa, 2013). Corresponde señalar que la especie ubicuista e invasora *Linepithema humile*, ha sido en todos los casos minoritaria para ambas comunidades de hormigas.

La fauna de carábidos mostro una estructura de dominancia con rasgos únicos, con predominio del *Argutoridius sp.2* -xerófila y propia de ambientes áridos y eremicos de la mitad sur de la Provincia de Buenos Aires- por sobre la eurítropa, ubicuista y sinantropica *A. bonariensis* – dominante en los ambientes simplificados por acción antrópica, en especial pastizales y otros sitios abiertos (Porrini, 2015)-, las restantes seis especies han mostrado una abundancia y densidad actividad realmente baja para estas estaciones y estos dos sitios.

DISCUSION

Los cambios en la vegetación y estructura del suelo resultan determinantes para muchos artrópodos debido a que afectan su movilidad, alimentación y sitios de anidamiento (Cord, 2011). La humedad, la temperatura, la intensidad de luz y el PH son algunos factores importantes que determinan la distribución de algunos grupos de artrópodos, cambios en estas condiciones por parte de las plantas invasoras modifican la calidad del hábitat (Niemela & Mattson 1996, Antvogel & Bonn 2001; de Souza & de Souza Modena 2004; Lassau et al. 2005; en Cord 2011). No obstante, hay ejemplos en donde la abundancia y riqueza de artrópodos en

sitios invadidos ha aumentado, o se ha mantenido constante con el tiempo, dependiendo de la estación climática en la que se tomaron los datos (Jonas et al. 2002; Greenwood et al. 2004). Tal es el caso de este trabajo, en donde la composición de hormigas de ambos sitios (teniendo en cuenta las especies dominantes) no varía significativamente. Para las hormigas la vegetación condiciona la disponibilidad de recursos alimenticios entre los que encontramos semillas, néctar, melaza producida por pulgones, un amplio espectro de presas animales y cadáveres de insectos entre otros. No resulta extraño que las especies dominantes, todas ellas generalistas de hábitat, no se vieran afectadas en cuanto a su composición por la presencia de *Acacia melanoxydon*. Como se ha demostrado en otros estudios (Ostoja et al. 2009; Wolkovich et al. 2009) algunas especies de hormigas pueden resultar beneficiadas, o no ser afectadas, por plantas invasoras. Dichas especies son capaces de aprovechar los recursos alimenticios y las condiciones microclimáticas para su beneficio. Tal es el caso de *Nylanderia silvestrii*, *Pheidole sp.1* y *Pheidole sp.3* cuya densidad-actividad resulto similar para ambos sitios en ambas estaciones. El caso contrario tiene lugar con las especies cortadoras *Acromyrmex ambiguus* y *A. lundii* que se vieron afectadas negativamente, sea por la drástica disminución de las especies herbáceas que estas trozan o por el obstáculo físico del mantillo generado por la hojarasca de Acacia (fig. 5 y 6).

De manera análoga se observa una acción indiferente en la abundancia y densidad-actividad del binomio *Argutoridius sp. 2*–*A. bonariensis*, el cual no se ha visto afectado diferencialmente por los efectos de la Acacia invasora para ninguna de las estaciones climáticas y en las cuales ambas especies suelen ser predominantes. No obstante, para las otras especies su acción parece ser antagónica, al menos durante el periodo invernal, en el cual la densidad-actividad de estas especies (fig. 10) va en incremento en relación con el otoño.

CONCLUSION

Los parches de Acacia conforman pequeños ecosistemas con sus propias características e incluidos dentro de la matriz del arbustal. A los fines de conservación se sugiere el mantenimiento de estos parches mediante estrategias de manejo que impidan el incremento de la superficie de los mismos y disminuyan la dispersión de las diásporas, evitando en todos los casos que estos manchones se conviertan en una matriz invasiva uniforme.

BIBLIOGRAFÍA

- Administración de Parques Nacionales. 2005. Lineamientos estratégicos para el manejo de especies exóticas en la APN. Resultados del primer Taller de Manejo de Especies Exóticas en la APN.
- Agosti, D., Majer J.D., Alonso L. E. & T. R Schultz. 2000. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity.
- Arcusa J. M. 2013. Diversidad de hormigas edáficas en un gradiente altitudinal de la sierra La Brava, Partido de Balcarce, Provincia de Buenos Aires. Tesis de Grado para optar al título de Licenciado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Mar del Plata. 65p.
- Arcusa J.M, Cuezco F. y A. C. Cicchino. 2015. Caracterización de la mirmecofauna de las sierras australes del Partido de Balcarce, Buenos Aires, Argentina. Enviado a Revista Mexicana de Biodiversidad.
- Bertoni, C. & J. Corcuera. 2000. Situación ambiental argentina 2000. Buenos Aires. Fundación Vida Silvestre Argentina. 440 p.
- Bilencia, D. & F. Miñarro, 2004. Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, 353 pp.
- Cabrera A, & A. Wilkink. 1980. Biogeografía de América Latina.- Serie de Biología, Monografía n° 13.
- Chapin, F.S. (2003) Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: a conceptual framework for predicting

the consequences of global change. *Annals of Botany*, 91, 455– 463.

- Cord E. E. 2011. Changes in arthropod abundance and diversity with invasive grasses. Submitted to the college of graduate studies Texas A&M University-Kingsville in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science.

- Dómenech R., Vilá M., Gesti J. & I. Serrasoles. 2006. Neighbourhood association of *Cortaderia*

selloana invasion, soil properties and plant community structure in Mediterranean coastal grasslands. *Acta Oecologica* 29: 171- 177.

- Gaertner M., Richardson, D.M. & S. D. J. Privett. 2011. Effects of alien plants on ecosystem

structure and functioning and implications for restoration: insights from three degraded sites in South African fynbos. *Environmental Management*, 48, 57–69.

- Greenwood, H., D. J. O'Dowd, and P. S. Lake. 2004. Willow (*Salix x rubens*) invasion of the riparian zone in south-eastern Australia: reduced abundance and altered composition of terrestrial arthropods. *Diversity and Distributions* 10:485–492.

- Guazzelli, M. A., 1999. Efectos del fuego sobre la fauna y los caracteres fisicoquímicos del suelo en las Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, 43 p.

- Jonas, J. L., M. R. Whiles, and R. E. Charlton. 2002. Aboveground invertebrate responses to land management differences in a central Kansas grassland. *Environmental Entomology* 31:1142–1152.

- Le Maitre David, Mirijam Gaertner, Elizabete Marchante, Emilie-Jane Ens, Patricia M. Holmes, Anibal Pauchard, Patrick J. O'Farrell, Andrew

M. Rogers, Ryan Blanchard, James Bignaut and David M. Richardson. (2011). Impacts of invasive Australian acacias: Implications for management and restoration. *Diversity and distribution*, 17, 1015-1029.

- Marchante, H., Marchante, E. & F. Freitas. (2003). Invasion of the Portuguese dune ecosystem

by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Wild: effects at community level. *Plant invasions: ecological threats and management solutions* (ed. by L.E. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach, P. Pyšek, P.M. Wade and M. Williamson), pp. 75–85, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

- Marchante, E., Kjølner, A., Struwe, S. & H. Freitas. (2008). Invasive *Acacia longifolia* induces changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2563–2568.

- Martínez, G., 1998. Geología y geomorfología del Cenozoico Superior de las cuencas de los arroyos Los Cueros y Seco, vertiente nororiental de las de las Sierras Septentrionales, Provincia de Buenos Aires. Informe de Beca Doctoral CONICET, Instituto de Geología de Suelos y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata.

- Naeem, S., F. S. Chapin III, R. Costanza, P. R. Ehrlich, F. B. Golley, D. U. Hooper, J.H. Lawton, R. V. O'Neill, H. A. Mooney, O. E. Sala, A. J. Symstad y D. Tilman, 1999. La biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas: manteniendo los procesos naturales que sustentan la vida. *Tópicos en Ecología* 4, 16 pp.

- Osterrieth M. L. y F. Cabria. 1995. Mapa de Capacidad de Uso de Suelos. Pp. 63-68. En Del Río, J. L., Bó, M. J., Martínez Arca, J. y Bernasconi, V. (Editores). *Carta Ambiental del Partido de General Pueyrredón*, Tomo 1. Informe Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata.

- Ostojka, S. M., E. W. Schupp, and K. Sivy. 2009. Ant assemblages in intact big sagebrush and converted cheatgrass-dominated habitats in Tooele County, Utah. *Western North American Naturalist* 69:223–234.

- Porrini, D. P., 2015. Los carabidos (Insecta: Coleoptera) como bioindicadores del estado de Conservación en cinco ambientes de la Reserva Integral Laguna de los Padres. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Mar del Plata, 160pp.

- Ringuelet R. A. 1955. Biogeografía de los arácnidos argentinos del orden Opiliones.-

Contribuciones científicas, serie zoológica. Vol1, n° 1.

- Secretaría de Minería de la Nación (República. Argentina). 2006. Provincia de Buenos Aires Ambiente biológico ecológico.

- Teruggi, M. y Kilmurray. 1975 J. Tandilia. En: Relatorio Geológico de la Provincia de Buenos Aires. VI Congreso Geológico Argentino, Actas: 55-57.

- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Rejmánek M. & R. Westbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology 21:1-16.

- Werner C., Zumkier U., Beyschlag W. & C. Ma'guas. (2010) High competitiveness of a resource demanding invasive acacia under low resource supply. Plant Ecology, 206, 83– 96.

- Wolkovich, E. M., D. T. Bolger, and D. A. Holway. 2009. Complex responses to invasive grass litter by ground arthropods in a Mediterranean scrub ecosystem. Oecologia

161:697–708.

- Yelenik, S.G., Stock, W.D. & D. M. Richardson. (2004) Ecosystem level impacts of invasive Acacia saligna in the South African fynbos. Restoration Ecology, 12, 44–51

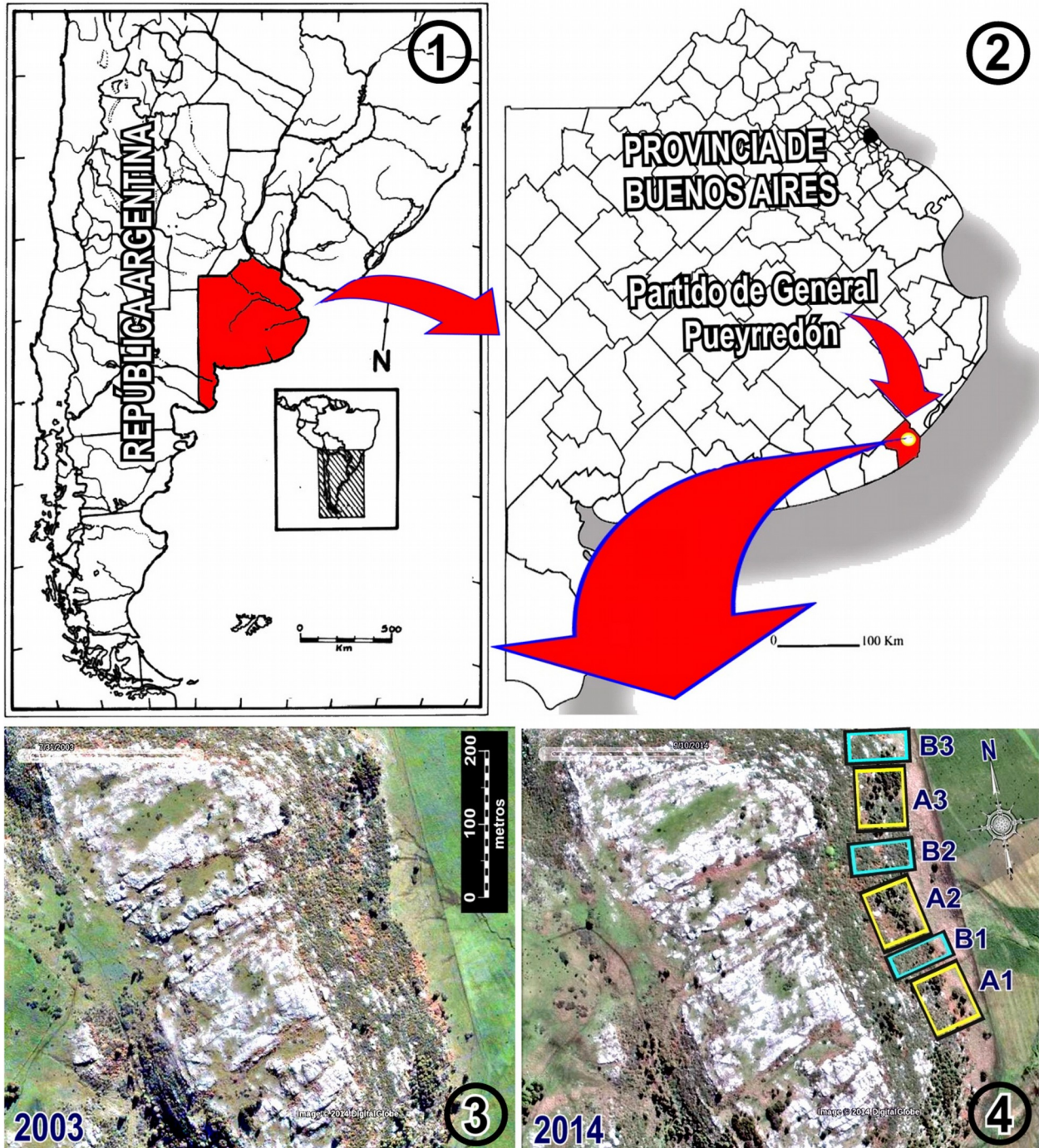


Fig 1: Mapa de la República Argentina, Provincia de Buenos Aires. Fig 2: Partido de General Pueyrredón. Fig 3: Imagen satelital, tomada de Google Earth, de la Sierra Paititi en el año 2003. Fig 4: Imagen satelital, tomada de Google Earth, en el año 2014 en la que se detallan los sitios de muestreo. A= Acacia; B= Nativo.

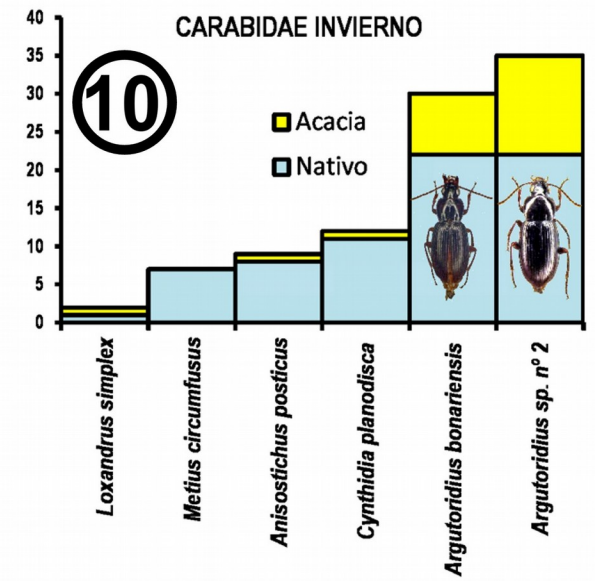
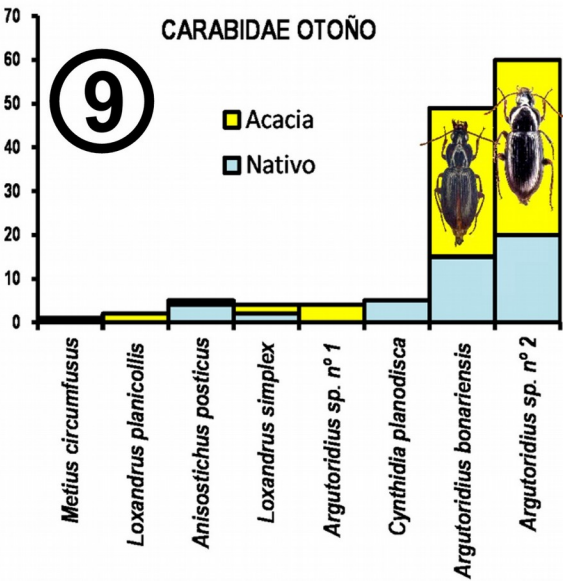
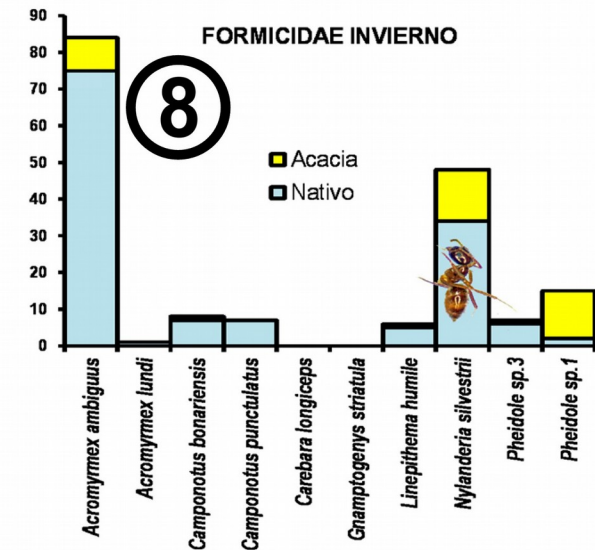
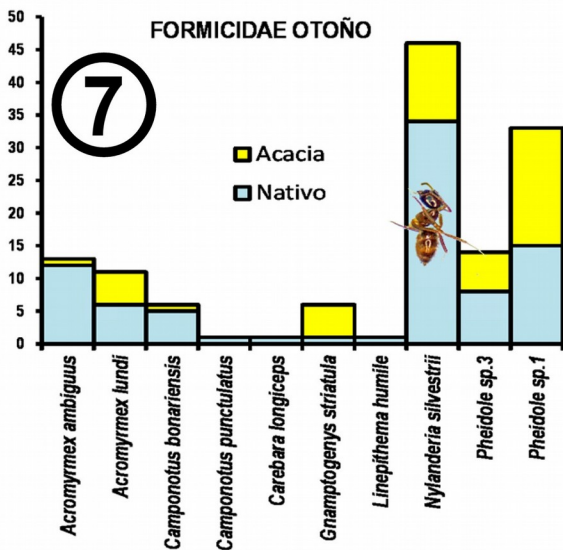


Fig. 5 y 6: Vista del mantillo formado por la hojarasca de *Acacia melanoxylon*. Fig. 7: Fenología de las hormigas para la estación otoñal. Fig. 8: Fenología de las hormigas para la estación

invernal. Fig. 9: Fenología de carábidos para la estación otoñal. Fig. 10: Fenología de los carábidos para la estación invernal.