

RESERVA DE
VIDA SILVESTRE

SAN
PABLO
DE
VALDÉS
10 AÑOS

5



ARTRÓPODOS TERRESTRES, SU ROL COMO INDICADORES AMBIENTALES

Terrestrial arthropods. Their rol as environmental indicators

Germán H. Cheli* & Fernando J. Martínez

Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC CONICET-CENPAT). Boulevard Brown 2915, Puerto Madryn (U9120ACD), Chubut, Argentina.

Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, sede Puerto Madryn. Boulevard Brown 3051, Puerto Madryn (U9120ACD), Chubut, Argentina.

* cheli@cenpat-conicet.gob.ar

Palabras clave: arácnidos, heterogeneidad ambiental, insectos, pastoreo, Península Valdés.

Key words: arachnids, environmental heterogeneity, insects, grazing, Península Valdés.

Resumen. Los artrópodos son esenciales para los ecosistemas áridos. Su principal amenaza es la pérdida de hábitat. Es valioso analizar su dinámica espacial en función de factores ambientales porque permiten predecir cambios en la biodiversidad. Así la Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés (RSPV) constituye un sitio único para estudiar cómo los artrópodos interactúan con la heterogeneidad ambiental natural y con el principal disturbio antrópico de la región, el pastoreo ovino. En este trabajo se describe la comunidad de artrópodos en la RSPV y se resalta su importancia como indicadores de cambio ambiental. Utilizando trampas de caída se colectaron más de 30000 artrópodos pertenecientes a 17 órdenes y 61 familias. Se demostró que estos artrópodos son sensibles a los cambios ambientales mediados por la heterogeneidad ambiental natural y por el pastoreo. Los principales indicadores de estos cambios son alteraciones en sus abundancias, riqueza y diversidad,

que determinan diferentes ensamblajes tanto a niveles supraespecífico como de especie. Dada la relevancia que tienen los artrópodos en el funcionamiento ecosistémico, su sensibilidad a cambios en el hábitat y el bajo costo económico de su muestreo, se postula a estos organismos como buenos objetos de conservación, sugiriéndose su inclusión en futuros planes de manejo y monitoreo de Península Valdés.

Abstract. Arthropods are essential for arid ecosystems. Due to their habitat fidelity, habitat loss represents their main threat. Therefore, it is valuable to analyze their spatial dynamics in relation to environmental factors because these could predict early changes in biodiversity. In this context, the Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés (RSPV) is a unique place to study how arthropods interact with both, the natural environmental heterogeneity and sheep grazing, which is the main anthropogenic disturbance in the region. This chapter describes the arthropod community of RSPV and emphasizes their importance as environmental change indicators. Using pitfall traps, we collected over 30000 arthropods belonging to 17 orders and 61 families. We demonstrated that arthropods in the RSPV are sensitive to habitat changes caused by both natural environmental heterogeneity and grazing. The most important indicators of such changes are variations in abundance, richness and diversity, which determine different assemblages at both specific and supraspecific levels. Given the relevance of arthropods for the functioning of arid ecosystems, their sensitivity to habitat changes and the low sampling costs, we postulate these organisms as good conservation targets in Península Valdés, and suggest their inclusion into future management and monitoring plans within the region.

ARTRÓPODOS

INTRODUCCIÓN

El Área Natural Protegida Península Valdés (PV) es una de las unidades de conservación de ecosistemas áridos más grande de Argentina. Fue declarada Patrimonio Natural de la Humanidad y Reserva de la Biosfera por la UNESCO y según la IUCN es un área protegida categoría VI: con manejo sostenible de recursos naturales. Si bien esta región es ampliamente conocida a nivel mundial por su fauna marina, posee una gran heterogeneidad de ambientes continentales que determinan una abundante y diversa biota terrestre asociada (Bertiller et al. 2017; Cheli et al. 2010).

Al igual que en otras regiones áridas, los artrópodos terrestres de PV (arácnidos, insectos, miriápodos y otros grupos menos abundantes) actúan tanto como descomponedores, herbívoros y predadores, desarrollando así roles importantes en el flujo de nutrientes y de la energía a través de todos los niveles de la cadena trófica (Polis 1991; Ayal 2007; Footitt & Adler 2009). A pesar de su importancia ecológica, la comunidad de artrópodos terrestres (en adelante sólo artrópodos) en PV ha comenzado a estudiarse recientemente. Los estudios realizados por Dellapé & Cheli (2007), Carpintero et al. (2008), Cheli (2009), Ojanguren-Affilastro & Cheli (2009), Cheli et al. (2010, 2013), Carrara et al. (2011), Flores et al. (2011), Martínez (2013) y Dellapé et al. (2015) han aportado las primeras listas de especies de artrópodos terrestres en PV y demostraron que la conservación de su diversidad en la región es importante. Así, actualmente sabemos que los artrópodos son más abundantes y diversos en la PV de lo que se suponía, estando representados por alrededor de 200 especies (varias de ellas endémicas), pertenecientes a 17 órdenes y 60 familias (Cheli et al. 2010; Baldi et al. 2017). Al mismo tiempo, varios estudios han demostrado que los artrópodos terrestres en PV tienen gran fidelidad de hábitat y presentan una rá-

pida respuesta a las modificaciones en su entorno, por lo que serían buenos indicadores de cambio ambiental en la región (Cheli 2009; Cheli et al. 2010; Carrara et al. 2011; Flores et al. 2011; Martínez 2013).

Al mismo tiempo, la principal amenaza a la que están expuestos los artrópodos terrestres de PV es la pérdida de hábitat. Ésta puede estar mediada por cambios “naturales” como el actual escenario planteado por el calentamiento global (Travis 2003; Santiago Lastra et al. 2008), pero también por la alteración de los suelos y comunidades vegetales por pastoreo y/u otras actividades antrópicas que modifican los procesos ecosistémicos produciendo pérdidas irreversibles en la biodiversidad (Ward 2009). Así, analizar la dinámica espacial de las comunidades de artrópodos en función de los factores ambientales es de extremo valor porque permitirá predecir cambios en la biodiversidad debido a la pérdida de hábitats (Tews et al. 2004).

Dentro de PV se encuentra la Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés (RSPV), donde existe una gran diversidad natural de hábitats que contempla las unidades ambientales más representativas de la región (véase Rostagno et al., este libro). Al mismo tiempo las estrategias de manejo de esta reserva, como la exclusión de la totalidad del ganado ovino desde el momento de su creación en el año 2005 (Codesido et al. 2005; Arias et al., este libro; Pazos et al., este libro), hacen que ésta constituya un sitio único, especialmente adecuado para realizar experimentos observacionales que analicen la respuesta de la comunidad de artrópodos frente a distintas modificaciones del hábitat. En el presente capítulo describimos la comunidad de artrópodos epigeos en la RSPV y, a través del estudio de su interacción con la heterogeneidad ambiental natural y con los cambios ambientales devenidos al eliminar el pastoreo ovino en la reserva, demostramos que son importantes indicadores ambientales para la región.

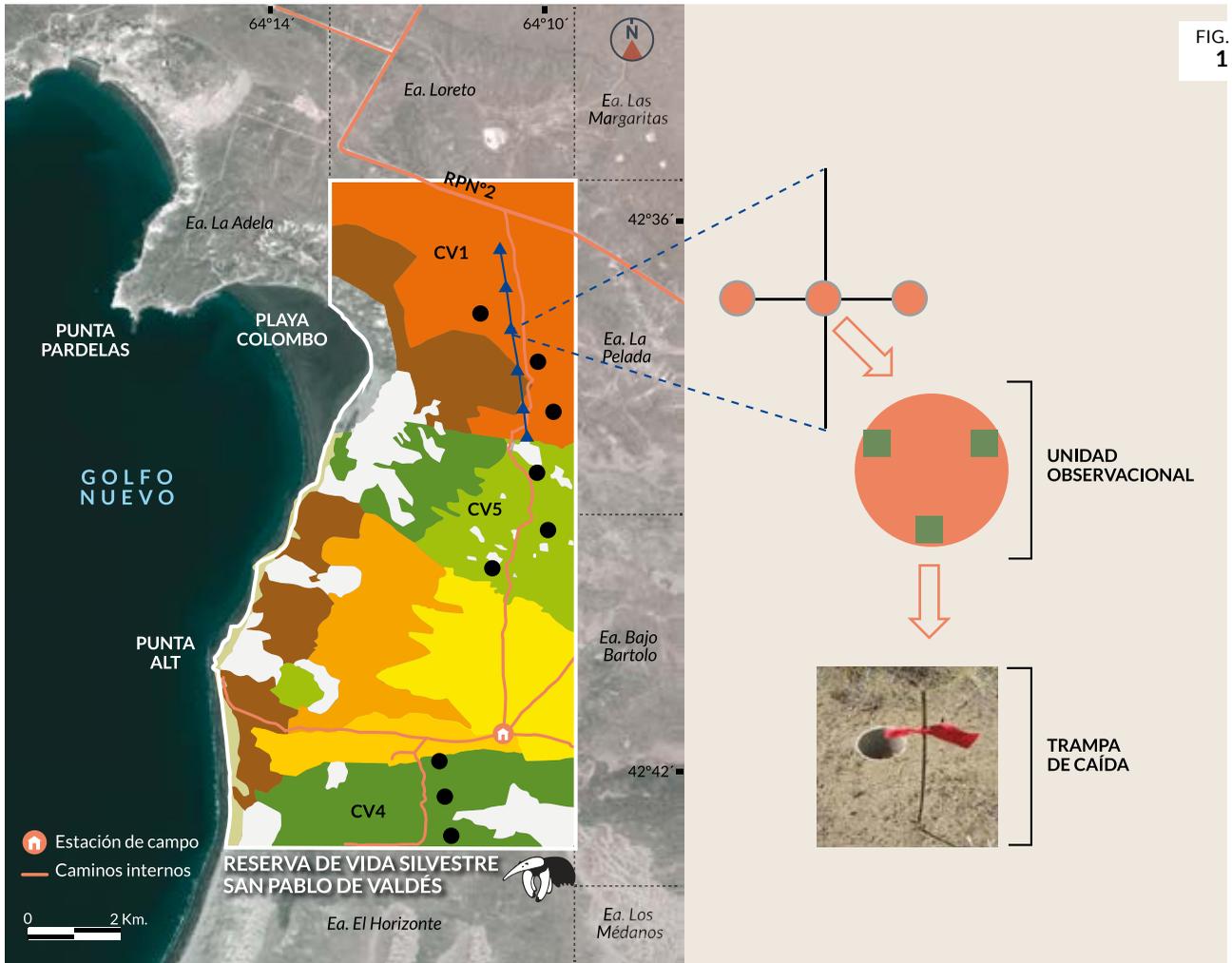
FIG.
1

Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo dentro de la RSPV. Con círculos negros se muestran los sitios utilizados para la comparación de los ensamblajes entre comunidades vegetales y en triángulos azules los correspondientes al estudio de la remoción del pastoreo ovino; en este último caso se detalla el diseño de muestreo. Se indican las comunidades vegetales donde se realizaron los muestreos: estepas arbustivas (CV1), subarbustivas (CV4) y herbáceas (CV5). Mapa de vegetación según Pazos et al. (este libro).

LA COMUNIDAD DE ARTRÓPODOS TERRESTRES DE LA RSPV

Las investigaciones sobre artrópodos terrestres en la RSPV comenzaron en el año 2005, antes del retiro del ganado ovino. Los proyectos desarrollados involucraron el muestreo de artrópodos en varios puntos de la reserva y en años distintos (Fig. 1). Con el devenir de las diferentes campañas (detalladas en contexto en las secciones siguientes) se han colectado numerosas muestras de artrópodos que permiten realizar una caracterización general de la comunidad de estos organismos en la RSPV. La captura fue realizada utilizando trampas de caída del tipo "pitfall". Éstas consistieron en recipientes de mate-

rial plástico colocados con su boca al ras del suelo, a los que se les agregó líquido conservante y fueron dejados en el campo por 15 días (Fig. 2). Luego, el material entomológico colectado fue preservado en alcohol 70%. En el laboratorio, todos los ejemplares colectados fueron cuantificados y determinados al nivel de orden, familia y especies de coleópteros (escarabajos; Fig. 3). Para más detalles véase Cuadro 1.

Sobre un total de 32892 individuos de artrópodos colectados en la reserva, se han identificado 17 órdenes y 61 familias. Las hormigas (Formicidae) representaron el 93% de las capturas debido, en gran parte, al comportamiento social que presentan estos organismos. Así para poder observar adecuadamente la estructura de la comunidad de artrópodos se calcularon los porcentajes de captura de cada grupo, excluyendo a las hormigas. Este

Cuadro 1. Trampas Pitfall, determinación y repositorio del material entomológico

Los artrópodos fueron capturados con trampas de caída (del tipo *pitfall*) por ser estas las de mejor desempeño en este tipo de estudios. Las trampas recibieron la configuración óptima para el área de PV descrita por Cheli & Corley (2010). Las mismas estuvieron compuestas por recipientes de material plástico de un litro de capacidad y 12 cm de diámetro sin embudos ni techos de ningún tipo colocadas con su boca al ras del suelo (Fig. 2). De acuerdo con lo sugerido por estos autores, para fijar y preservar adecuadamente el material entomológico colectado, se utilizó a modo de fluido conservante y fijador 0,3 litros de etilenglicol al 30% en cada trampa. Las trampas fueron dejadas activas en el campo durante 15 días. Luego la totalidad del material entomológico colectado fue fijado y preservado en alcohol 70%.

Posteriormente, la determinación y cuantificación de los ejemplares se realizó en laboratorio utilizando lupas binoculares, claves taxonómicas (Borrer et al. 1989; Morrone & Coscarón 1998; Claps et al. 2008; Roig-Juñent et al. 2014a y b) y consultando a especialistas taxónomos (Fig. 3). Todos los individuos colectados fueron contados y determinados a nivel de orden y familia, excepto los coleópteros que fueron identificados también al nivel de especie para un análisis más detallado. La elección de este taxón se basó en su gran variedad de hábitos alimentarios, alta representatividad en las muestras y por ser uno de los grupos taxonómicos más utilizados como indicadores ambientales entre los artrópodos terrestres (Flores 1998; Rainio & Niemelä 2003; Andersen et al. 2004; Pearsall 2007). Todo el material entomológico colectado fue depositado en la colección Entomológica del IPEEC-CONICET.

FIG.
2



Figura 2. Muestreo de artrópodos terrestres. Diagrama mostrando el procedimiento de colocación de las trampas "de caída" (*pitfall*).

FIG.
3



Figura 3. Diagrama indicando el procesamiento en laboratorio del material capturado con las trampas de caída, desde la toma de muestra hasta la determinación taxonómica.

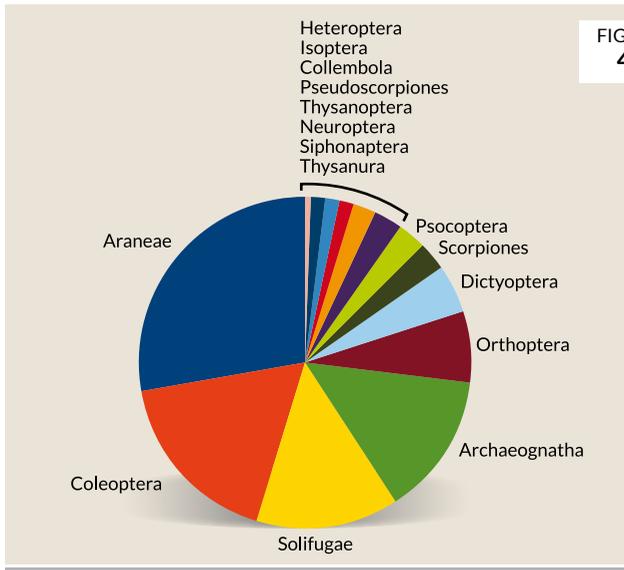


Figura 4. Composición y abundancias relativas de la comunidad de artrópodos terrestres en la RSPV al nivel de orden, sin considerar a las hormigas.

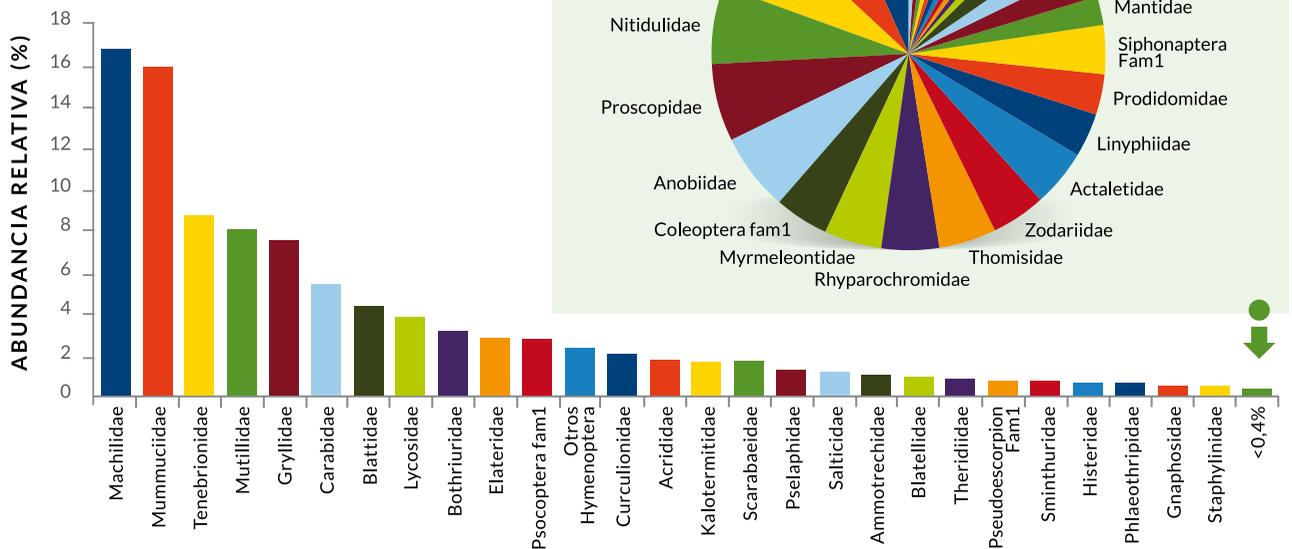


Figura 5. Composición y abundancias relativas de la comunidad de artrópodos terrestres en la RSPV al nivel de familia, sin considerar a las hormigas.

procedimiento reveló que los grupos no coloniales más abundantes de la comunidad de artrópodos son las arañas (Araneae: 31,3%) y los coleópteros (Coleoptera: 19,3%), seguidos en magnitud por las arañas de sol (Solifugae: 13,7%), pececitos de plata (Archaeognatha: 13,6%) y langostas y grillos (Orthoptera: 7,6%). A nivel de familia, sólo seis concentraron más del 60% de las capturas: maquílidos (Machilidae), arañas de sol mumúcidos (Mummuciidae), escarabajos tenebriónidos (Tenebrionidae), hormigas terciopelo (Mutilidae), grillos (Gryllidae) y escarabajos del suelo o carábidos (Carabidae). Las Figuras 4 y 5 muestran la composición de la comunidad a nivel supraespecífico.

Finalmente, hasta el momento hemos registrado 36 especies de coleópteros, de las cuales sólo cinco concentran más del 56% de las capturas de este grupo: *Hyllithus tentyroides* (Tenebrionidae), *Trirammatus (Plagioplatys) vagans* (Carabidae), *Conoderus sp.1* (Elateridae), *Omphophorus forsteri* (Tenebrionidae) y *Cylydrorhinus sp.1* (Curculionidae). La Figura 6 muestra la composición de la comunidad de especies de coleópteros, mientras que en la Figura 7 se muestran los taxones más representativos de la comunidad de artrópodos en general.

FIG. 6

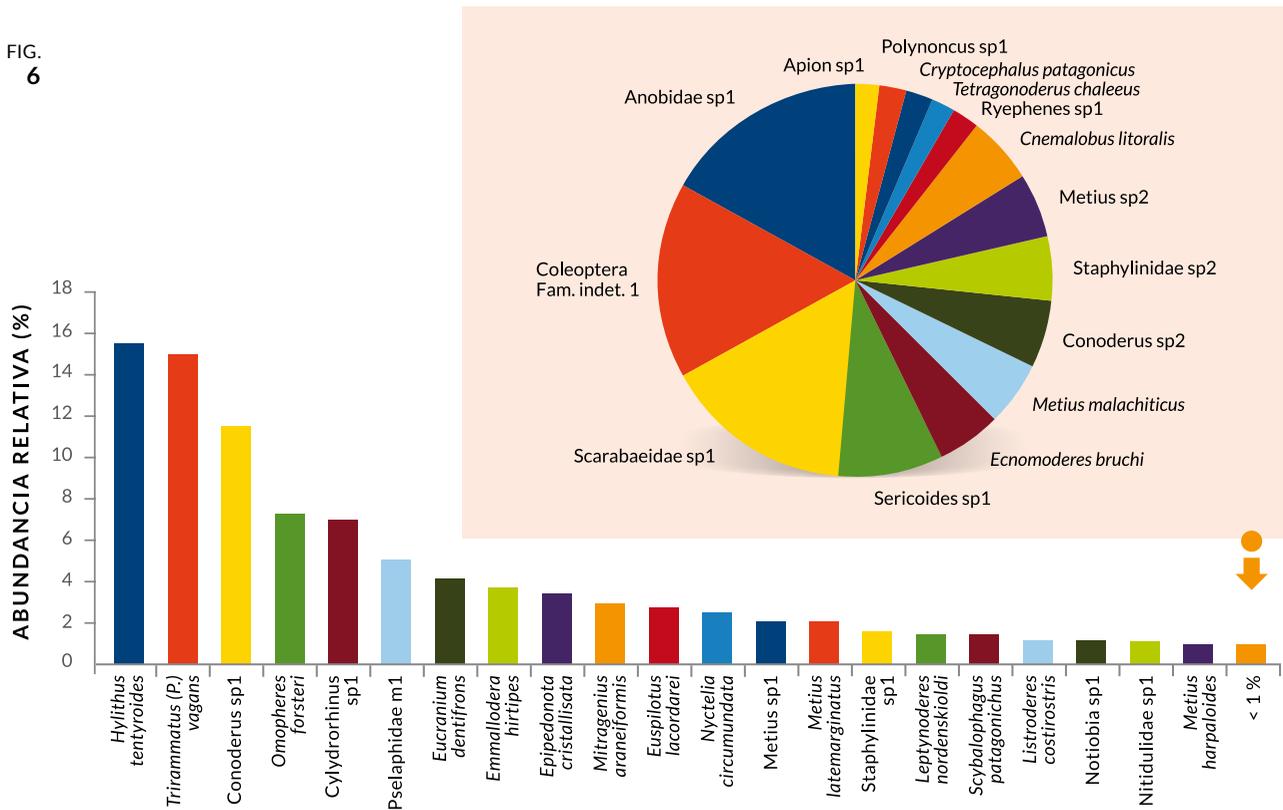


Figura 6. Composición y abundancias relativas de la comunidad de especies de coleópteros en la RSPV.

Variación en la comunidad de artrópodos entre las diferentes unidades ambientales

Estos cambios se estudiaron en las tres comunidades vegetales de la RSPV más contrastantes en cuanto a su heterogeneidad ambiental (Pazos et al., este libro): 1- Estepa arbustiva media de *Chuquiraga avellanae*, *Lycium ameghinoi*, *Schinus johnstonii*, *Menodora robusta* y *Acantholippia seriphoides* (CV1); 2- Estepa subarbustiva-herbácea de *Hyalis argentea*, *Nassella tenuis* y *Poa lanuginosa* (CV4); 3- Estepa herbácea de *Sporobolus rigens*, *Poa lanuginosa* y *Nassella tenuis* (CV5). Dentro de cada comunidad vegetal se seleccionaron tres sitios con una separación mínima de 800 m (nueve sitios en total; Fig. 1). En cada sitio de muestreo se dispusieron 10 trampas de caída separadas 10 m entre sí a lo largo de dos transectas lineales de 50 m de longitud. Así, en total se colocaron 90 trampas. El muestreo se realizó en febrero de 2010.

Los cambios en la artropodofauna entre comunidades vegetales se estudiaron a partir de observar las modificaciones en la riqueza, abundancia y diversidad de órdenes, familias y especies de coleópteros. La variación de estos

parámetros faunísticos entre comunidades vegetales se evaluó estadísticamente a partir de un Análisis de la Varianza (ANOVA) de un factor. Para identificar la existencia de diferentes ensamblajes de artrópodos asociados a las distintas comunidades vegetales se realizaron análisis de Escalamientos Multidimensionales no métricos (MDS) y sus diferencias significativas fueron evaluadas mediante Análisis de Similitud (ANOSIM). Para más detalles sobre los análisis estadístico véase Anexo I.

Como resultado de estos análisis pudimos ver que la riqueza de órdenes y familias no varió significativamente entre comunidades vegetales, mientras que el número observado de especies de coleópteros ($F_{2,6} = 22,68$; $P = 0,002$) y su diversidad ($F_{2,6} = 9,62$; $P = 0,013$) fueron mayores en las comunidades vegetales de estepa subarbustiva-herbácea (CV4) y estepa herbácea (CV5; Fig. 8).

Al mismo tiempo, los MDS y ANOSIM identificaron diferentes ensamblajes faunísticos en las tres comunidades vegetales tanto al nivel de órdenes, familias como al de especies de coleópteros (Fig. 9a, b y c; Tabla 1). A nivel de orden y familia, las muestras correspondientes a la

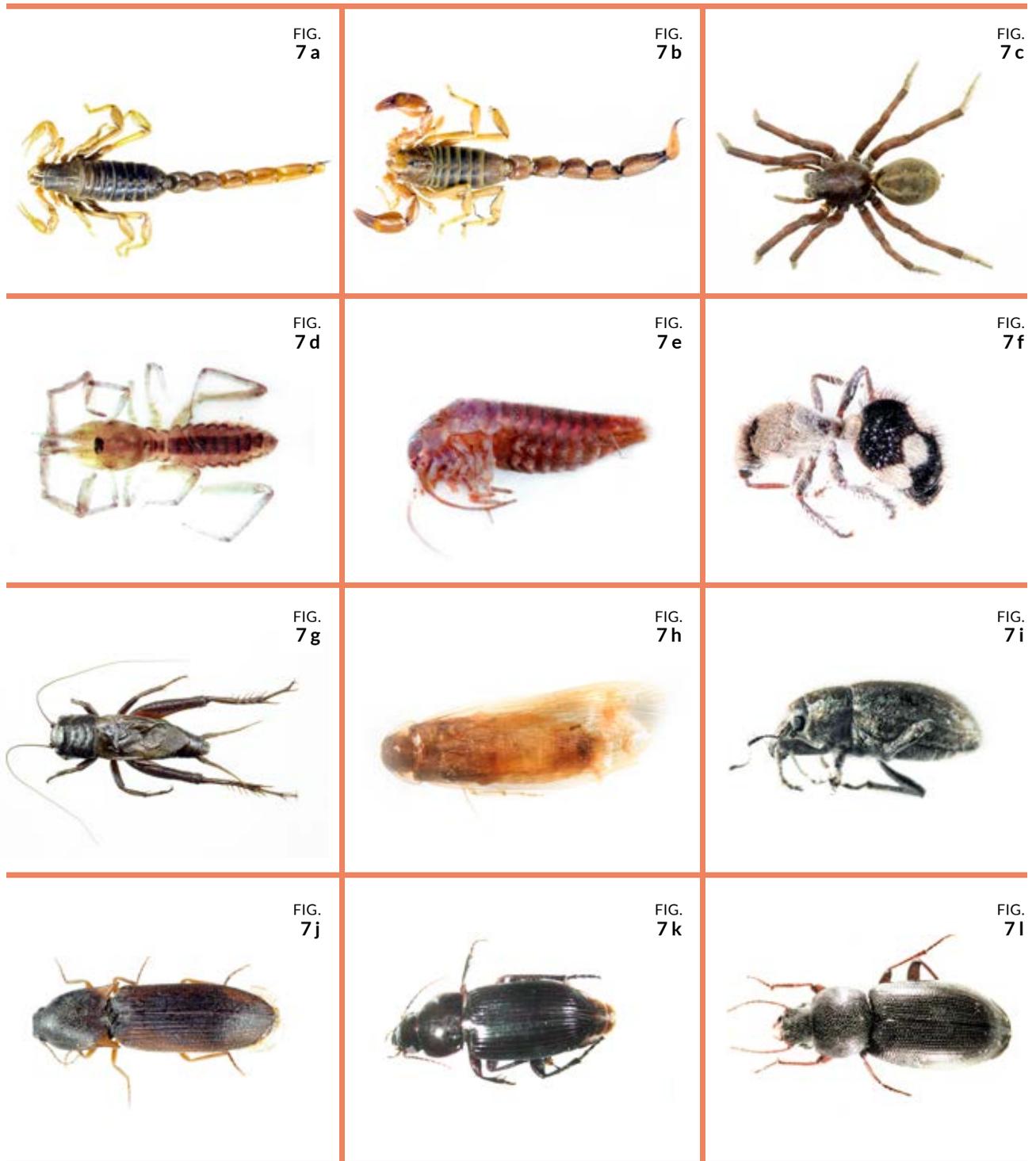


Figura 7. Artrópodos terrestres más representativos de la RSPV. a) Escorpión (Scorpiones: Bothriuridae: *Brachistosternus alienus*); b) Escorpión (Scorpiones: Bothriuridae: *Bothriurus burmeisteri*); c) Araña lobo (Araneae: Lycosidae); d) Arañas de sol (Solifugae: Mummuciidae); e) Maquillido (Archaeognatha: Machilidae); f) Hormiga terciopelo (Hymenoptera: Mutillidae); g) Grillo (Orthoptera: Gryllidae); h) Cucaracha silvestre (Dictyoptera: Blattodea: Blatellidae); i) Curculiónido (Coleoptera: Curculionidae: *Cyldrorhinus sp.1*); j) Salta perico (Coleoptera: Elateridae: *Conoderus sp.1*); k) Carábido (Coleoptera: Carabidae: *Trirammatus (Plagioplatys) vagans*); l) Tenebriónido (Coleoptera: Tenebrionidae: *Hylithus tentyroides*).

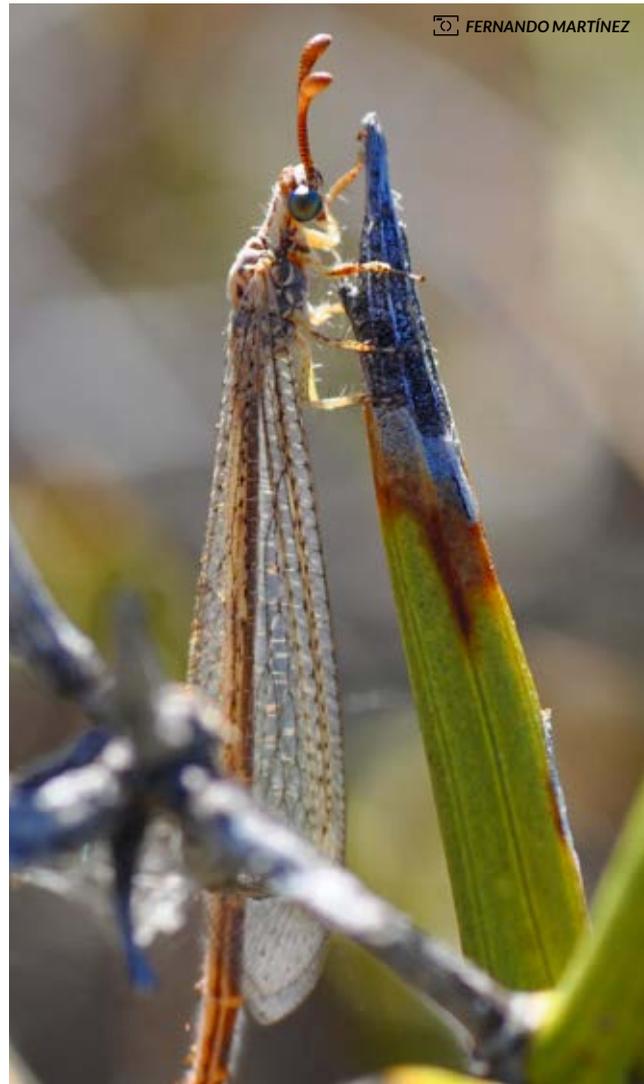


Figura 8. Variación de la riqueza (a) y diversidad (b) de artrópodos terrestres entre comunidades vegetales (CV) para los distintos niveles taxonómicos. La media, el error estándar y las diferencias significativas se indican con círculos, barras y letras distintas, respectivamente. Acrónimos para CV como en Fig. 1.

estepa herbácea (CV5) fueron las más similares entre sí y se apartaron de las otras dos unidades (Fig. 9a y b). En cuanto a las especies de coleópteros, las muestras correspondientes a la estepa arbustiva (CV1) mostraron una gran variabilidad y se ubicaron separadas de las demás unidades vegetales (Fig. 9c). Sin embargo, el valor de R menor a 0,5 indicaría que las tres comunidades vegetales consideradas comparten un mayor número de especies que en el caso de los otros grupos taxonómicos. Si bien los contrastes de a pares de los ANOSIM no expresaron diferencias significativas, el estadístico R permitió corroborar lo arriba expresado observando que a nivel de orden y familia las tres comunidades vegetales presentaron ensambles bien diferenciados, mientras que sólo se hallaron ensambles de especies de coleópteros bien diferenciados entre las estepas subarbustivas (CV4) y las herbáceas (CV5; Tabla 1).

Variación en la comunidad de artrópodos luego de la eliminación del pastoreo ovino

Este estudio se desarrolló en el cuadro que se ubicaba al norte de la RSPV (Fig. 1), coincidente en su mayor parte con la estepa arbustiva (CV1; véase Arias et al., este libro), debido a que éste poseía características óptimas para evaluar los cambios en la comunidad de artrópodos epigeos tras la eliminación del pastoreo ovino: 1- Una sola aguada artificial y permanente, 2- una superficie extensa (25 km²) y 3- alta carga de animales (1000 capones en febrero de 2005). Así, se realizó un primer muestreo con pastoreo ovino durante febrero de 2005 y un segundo relevamiento en el mismo mes del año 2007, aproximadamente un año y medio después que los ovinos fueran retirados. En ambos muestreos se siguió el mismo diseño: una transecta con rumbo noroeste a partir del punto de oferta de agua del cuadro. Ésta tuvo una longitud de 3200 m, y sobre ella se definieron seis sitios de muestreo dispuestos

	ÓRDENES		FAMILIAS		ESPECIES DE COLEÓPTEROS	
	R	P	R	P	R	P
Total	0,802	0,004	0,868	0,004	0,362	0,011
CV1 vs CV4	0,630	0,1	0,778	0,1	0,389	0,1
CV1 vs CV5	0,815	0,1	1	0,1	0,111	0,4
CV4 vs CV5	0,93	0,1	0,815	0,1	0,63	0,4

Tabla 1: Resultados de ANOSIM (total y comparaciones entre comunidades vegetales). Se indica el valor del estadístico R y el nivel de significancia. Acrónimos para comunidades vegetales como en Fig. 1.

según una escala geométrica a 100, 200, 400, 800, 1600 y 3200 m de la aguada. A su vez, en cada sitio se definieron tres unidades observacionales dispuestas a lo largo de una línea perpendicular a la transecta de muestreo, separadas entre sí por una distancia mínima de 100 m (Fig. 1). En cada unidad observacional se dispusieron tres trampas de caída en un triángulo equilátero con una separación de 2 m entre trampas. Luego las tres trampas de cada unidad observacional se fusionaron y se consideraron como una única muestra. Así, se colocaron 108 trampas en total (54 trampas/año) = 36 muestras en total (18 muestras/año). Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo fusionándose las tres unidades observacionales de cada sitio de muestro, excepto para las especies de coleópteros, donde debido a las escasas capturas cada unidad se tomó de manera independiente.

Los cambios en los artrópodos luego de la eliminación del pastoreo se estudiaron a partir de las variaciones en los siguientes parámetros: abundancias de órdenes, familias y especies de coleópteros, riqueza, diversidad y dominancia de familias de artrópodos. Para evaluar si los cambios registrados en la riqueza, abundancia y diversidad de artrópodos fueron significativamente diferentes entre los períodos con pastoreo ovino y sin ganado se empleó la prueba “t”. Para identificar si estos cambios determinaron la existencia de diferentes ensamblajes de artrópodos en el período con pastoreo ovino respecto al no pastoreado, se implementaron Análisis de Escalamientos Multidimensionales no métricos (MDS), mientras que la significancia estadística de las diferencias entre ellos fue evaluada mediante Análisis Permutacional de la Varianza (PERMANOVA). Finalmente los cambios conjuntos en la composición y abundancia de artrópodos entre ambos ensamblajes fueron revelados mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) a cada nivel taxonómico (para mayor detalle respecto de los análisis estadísticos véase Anexo I).

En función de estos análisis observamos que las hormigas (Formicidae), a pesar de tener abundancias muy variables entre muestras, presentaron una tendencia marcada a incrementar sus abundancias en el período sin

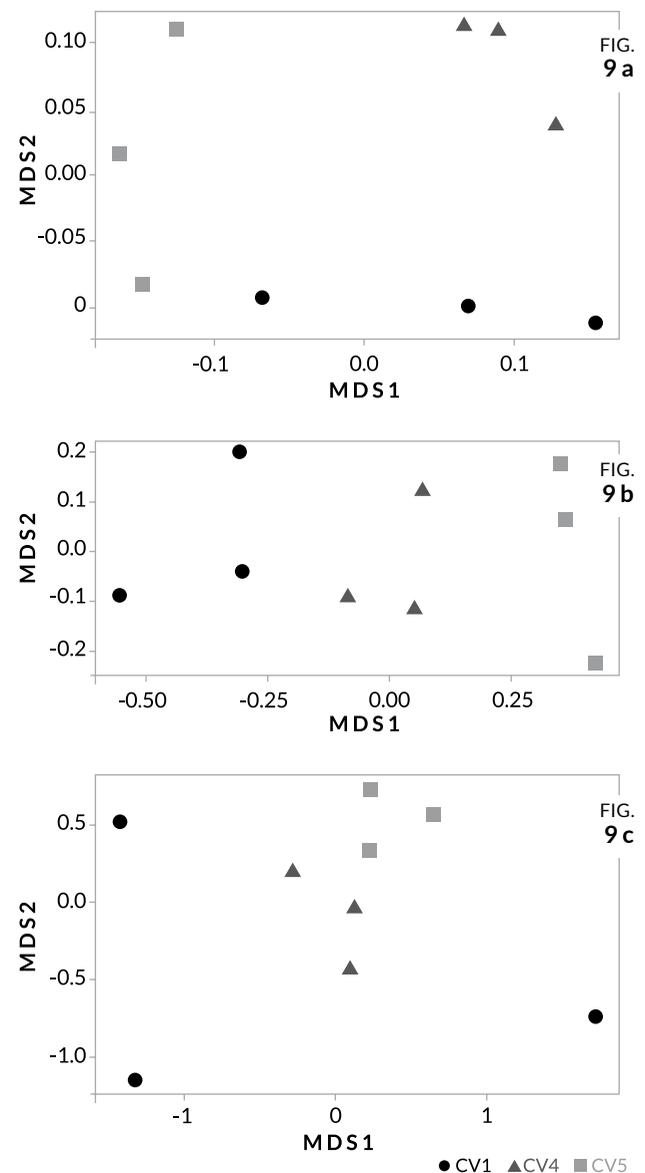


Figura 9. Análisis Multidimensional no métrico (MDS) de los ensamblajes de artrópodos a nivel de orden (a), familia (b) y especies de coleópteros (c) para las distintas comunidades vegetales (CV; cada punto representa un sitio de estudio). Acrónimos para CV como en Fig. 1.

pastoreo ovino (Fig. 10a). Sin embargo, por las mismas razones expuestas en el apartado anterior se decidió no considerar a las hormigas en los sucesivos análisis. Así se pudo determinar que luego de la remoción del pastoreo ovino las abundancias totales de la comunidad de artrópodos se incrementaron significativamente (Fig. 10b). Si bien la riqueza de familias no varió entre los períodos de tiempo analizados, la diversidad de familias y su equitatividad fueron mayores en el período con pastoreo ovino (Fig. 10c y d).

Estos cambios en la comunidad de artrópodos luego de la eliminación del pastoreo determinaron la presencia de diferentes ensamblajes tanto al nivel taxonómico de orden ($F_{1,10} = 3,96$; $P = 0,0468$), familia ($F_{1,10} = 2,62$; $P = 0,0156$) como al de especies de coleópteros ($F_{1,10} = 1,81$; $P = 0,0380$; Fig. 11a, b y c). A partir de los dos primeros ejes del ACP se observó que estos cambios implicaron una variación conjunta del 66,2% en la comunidad de artrópodos al nivel de orden al retirar el ganado. Los pececitos de plata (*Archaeognatha*), cucarachas y tatadiós (*Dictyoptera*), arañas de sol (*Solifugae*), arañas (*Araneae*) y, en menor medida, los Pseudoscorpiones fueron más abundantes

durante el período sin ganado. Mientras, las langostas y grillos (*Orthoptera*), escorpiones (*Scorpiones*), colémbolos (*Collembola*), chinches (*Heteroptera*) y escarabajos (*Coleoptera*) lo fueron ante la presencia del ganado (Fig. 12a). Por otro lado, los dos primeros ejes del ACP a nivel de familia evidenciaron que la ausencia de ovinos se relacionó con una variabilidad conjunta del 42,8% en la comunidad de artrópodos, donde las arañas de sol mumúcidas (*Mummuciidae*), las termitas kalotermitidas (*Kalotermitidae*), los cascarudos (*Scarabaeidae*), las cucarachas blátidas (*Blattidae*) y los maquilidos (*Machilidae*) presentaron mayores abundancias en ausencia de pastoreo ovino. Mientras, las tucuras (*Acrididae*), grillos (*Gryllidae*), piojos de los libros (*Psocoptera* familia 1), escorpiones botriúridos (*Bothriuridae*), los escarabajos histéridos (*Histeridae*) y pseláfidos (*Pselaphidae*), las chinches riparocrómidas (*Rhyparochromidae*), los escarabajos estafilínidos (*Staphylinidae*), las chinches nitidúlidas (*Nitidulidae*) y cídnidas (*Cydniidae*), los colémbolos actalétidos (*Actaletidae*) y los escarabajos de suelo (*Carabidae*) fueron más abundantes durante el período con pastoreo ovino (Fig. 12b). Finalmente, si bien el patrón no fue tan marcado como

FIG. 10 a

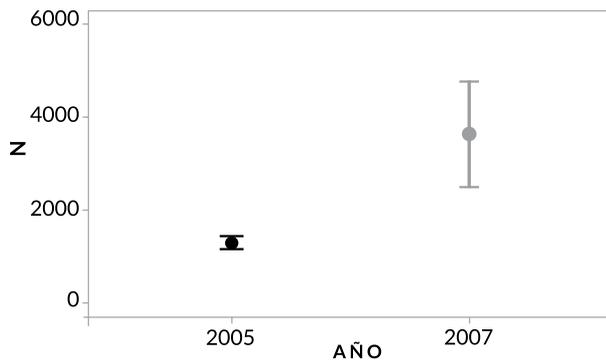


FIG. 10 b

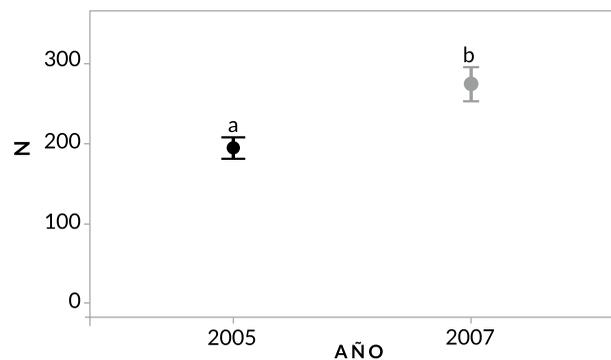


FIG. 10 c

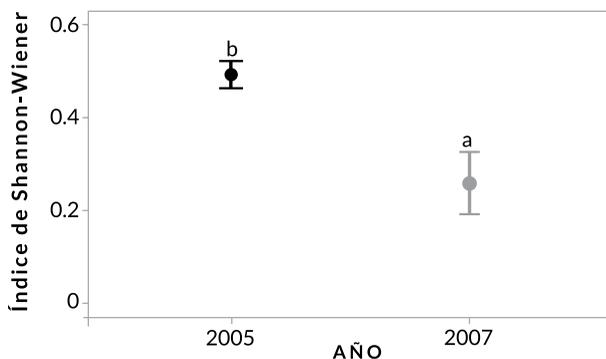


FIG. 10 d

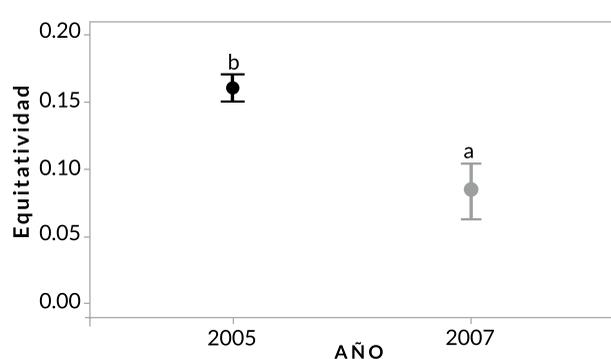


Figura 10. Abundancias totales (N) de artrópodos capturados en la RSPV: incluyendo a las hormigas (*Formicidae*) (a) y excluyéndolas (b). Diversidad (c) y Equitatividad (d) de familias capturadas excluyendo las hormigas, antes (2005) y después (2007) del retiro del ganado ovino. La media, el error estándar y las diferencias significativas se indican con círculos, barras y letras distintas, respectivamente.

en los casos anteriores, en función de los dos primeros componentes del ACP determinamos que la ausencia de ganado se asoció con una variación del 41,7% entre las especies de coleópteros, según la cual *Hylithus tentyroides* (Tenebrionidae), *Cyldrorhinus* sp.1 (Curculionidae) y *Pselaphidae* sp.1 (Pselaphidae) fueron más abundantes al eliminar el pastoreo, mientras que *Trirammatus (P) vagans* (Carabidae) y, en menor medida, *Euspilotus lacordarei* (Histeridae), *Emmallodera hirtipes* (Tenebrionidae) y *Listroderes costirostris* (Curculionidae) lo fueron en el período con ovejas (Fig. 12c).

DISCUSIÓN

Este trabajo demostró que los artrópodos terrestres de la RSPV son sensibles tanto a la heterogeneidad ambiental natural como al pastoreo ovino. Cada una de las comunidades vegetales analizadas presentó un ensamble característico de insectos y arácnidos a nivel de orden y familia. Para el caso de las especies de coleópteros, las escasas capturas en la estepa arbustiva (CV1) dificultaron las comparaciones. Sin embargo, en las dos comunidades vegetales donde la captura de coleópteros fue mayor [estepas subarbustivas (CV4) y herbáceas (CV5)], los ensambles de especies se diferenciaron mejor. Así, creemos que si se incrementara el esfuerzo de muestreo en las estepas arbustivas de la RSPV seguramente se distinguirán mejor los ensambles de especies de escarabajos.

Si bien la riqueza de taxones es un componente importante en la estructura de las comunidades, sólo varió significativamente a nivel de especies de coleópteros, siendo más elevada en las comunidades herbáceas y subarbustivas. Estos resultados señalarían a los coleópteros como buenos indicadores ambientales a nivel específico ya que una medida sencilla e instantánea para estimar la diversidad, como lo es la riqueza, reflejó la heterogeneidad ambiental. Por otro lado, mientras que el número de órdenes y familias fue elevado, el índice de Shannon-Wiener para los niveles supraespecíficos evidenció un valor relativamente bajo. Esto indicaría la presencia de comunidades con baja equitatividad, donde unos pocos órdenes y familias son muy abundantes, mientras que muchos son escasos. En este sentido, si se considera que la abundancia relativa de cada taxón es proporcional al espacio del nicho que ocupa cada uno (Magurran 2004), las relaciones de dominancia observadas indicarían que los recursos se aprovechan de manera desigual entre taxones. Según esta idea, los pocos órdenes y familias que aprovechan muy bien la mayor parte de los recursos y/o son exitosos competitivamente, son también muy abundantes (por ej., hormigas, arañas y coleópte-

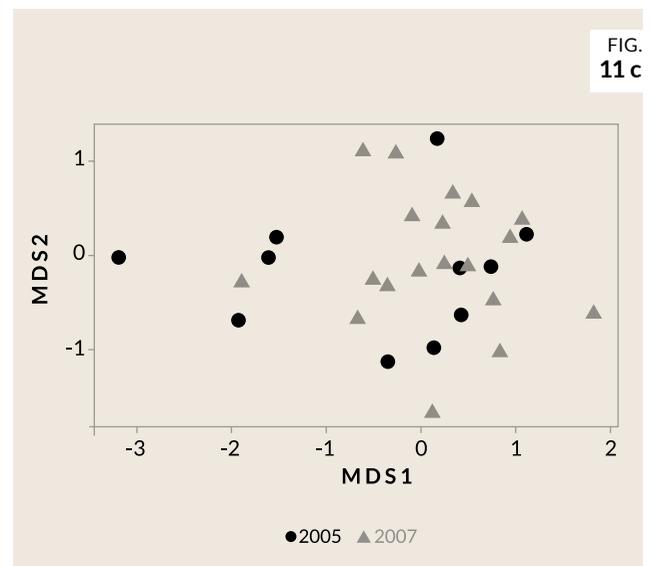
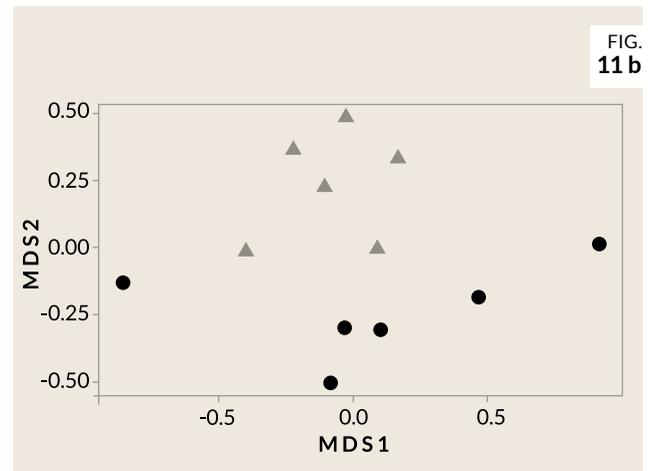
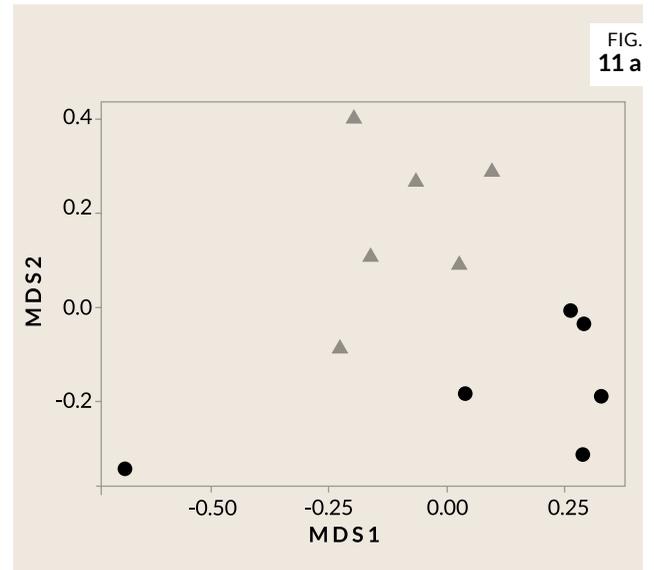


Figura 11. MDS mostrando los diferentes ensambles de artrópodos en la RSPV a nivel de orden (a), familias (b) y especies de coleópteros (c) entre el período con (2005) y sin (2007) pastoreo ovino. Los símbolos indican los sitios de muestreo, salvo en las especies de coleópteros, en las que cada uno representa una unidad observacional.

ros), mientras que la gran mayoría de los demás taxones sólo aprovechan los recursos “sobrantes” y en consecuencia son poco abundantes (por ej., chinches, escorpiones y pseudoscorpiones). Esto parece ser una característica de la entomofauna epigea de PV, ya que resultados similares fueron encontrados por Cheli et al. (2010) en el sector norte del área natural protegida.

En cuanto a la variación de la diversidad de artrópodos entre comunidades vegetales, nuevamente las diferencias significativas se detectaron a nivel específico, siendo las unidades subarbuscivas (CV4) y herbáceas (CV5) las que presentaron la mayor diversidad de coleópteros. La mayor riqueza y diversidad de artrópodos epigeos halladas en las comunidades subarbusciva (CV4) y herbácea (CV5)

se puede asociar al sustrato arenoso (médanos) sobre el cual éstas se asientan (véase Rostagno et al., este libro). Este tipo de suelo favorece a muchos insectos y arácnidos epigeos, ya que un sustrato de granulometría gruesa, al ser menos compacto y más fácil de excavar, proporciona vías de escape frente a temperaturas extremas o predadores y facilita la reproducción de muchos taxones de artrópodos (Boulton et al. 2005; Rocha & Carvalho 2006). Este tipo de suelos, al ser menos compacto que los de las estepas arbustivas, benefician también a los artrópodos de manera indirecta a través de un mayor establecimiento y desarrollo de especies vegetales, lo que incrementa la cobertura vegetal y contribuye a reducir la temperatura superficial del suelo (Farji-Brener et al. 2008; Pazos et al., este libro).

FIG. 12 a

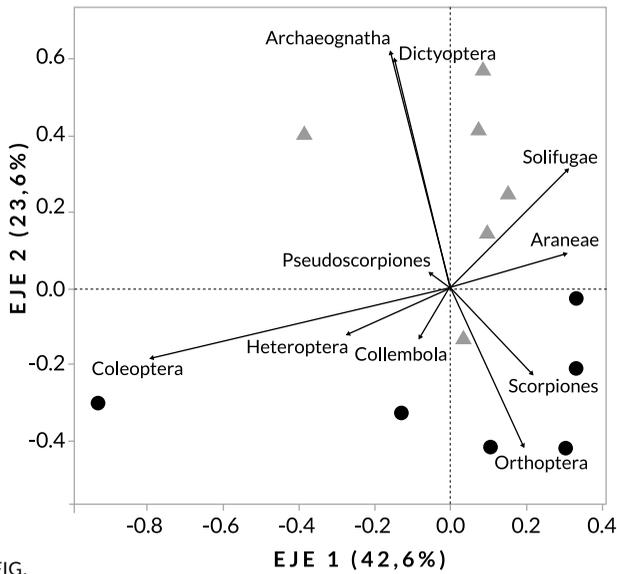


FIG. 12 c

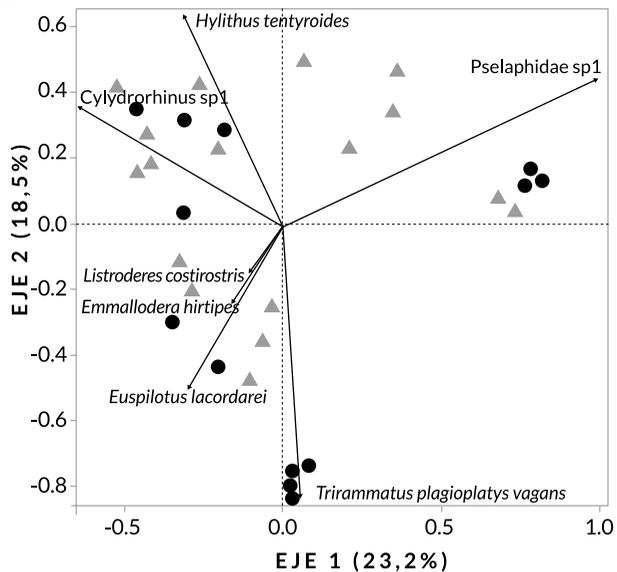
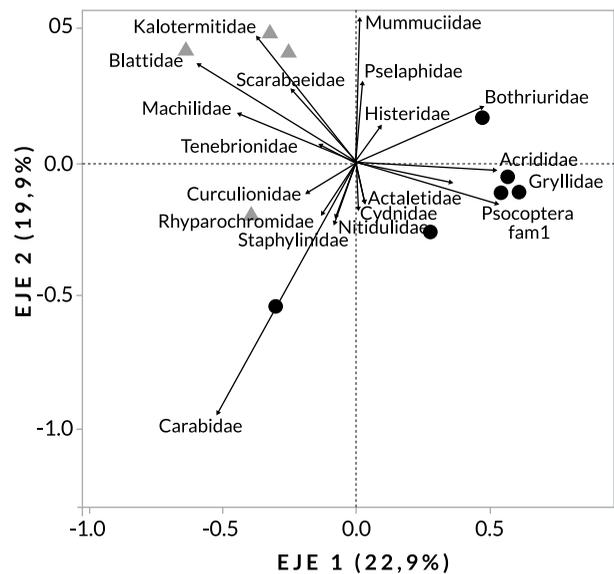


FIG. 12 b



● 2005 ▲ 2007

Figura 12. Primeros dos ejes de ordenamiento del Análisis de Componentes Principales mostrando la composición de los diferentes ensambles de artrópodos en la RSPV a nivel de orden (a), familia (b) y especies de coleópteros (c) entre el periodo con (2005) y sin (2007) pastoreo ovino. Los porcentajes indican la varianza explicada por cada eje. Los símbolos indican los sitios de muestreo, salvo en las especies de coleópteros, en las que cada uno representa una unidad observacional.



Muchos investigadores sostienen que el principal determinante de la dinámica de las comunidades de artrópodos es la interacción con la vegetación. Así, la Hipótesis de Heterogeneidad de Hábitat sugiere que un aumento en el desarrollo y complejidad estructural de la vegetación incrementará la disponibilidad de nichos ecológicos, aumentando en consecuencia la abundancia, riqueza y diversidad de artrópodos (Lawton 1983; Uetz 1991; Samways 1994; Dennis et al. 1997). Sin embargo, nuestro trabajo postula que los insectos y arácnidos epigeos de la RSPV se comportarían contrariamente a lo esperado bajo esta hipótesis, ya que las comunidades vegetales más homogéneas [estepas subarabustivas (CV4) y herbáceas (CV5)] presentaron los ensambles de artrópodos más abundantes y diversos.

Este trabajo también demostró que la supresión del pastoreo ovino se asoció con cambios significativos en la composición, abundancia y diversidad de artrópodos que determinaron diferentes ensambles en el período con ganado respecto del no pastoreado por ovinos. Estos resultados confirman lo señalado por Cheli et al. (2010),

quienes a partir del estudio de la estructura trófica de la comunidad de artrópodos de PV sugirieron que el pastoreo podría estar afectándola. Esto también concuerda con otros hallazgos, tanto de Argentina (Molina et al. 1999; Cagnolo et al. 2002; Cheli 2009) como de otras regiones del mundo (Abensperg-Traun et al. 1996; Seymour & Dean 1999; Debano 2006).

La supresión del ganado ovino se asoció con un incremento de las abundancias totales de artrópodos epigeos. Sin embargo, la diversidad disminuyó, debido fundamentalmente a un aumento en la dominancia numérica de algunas familias sobre otras, lo que implicaría un reparto más inequitativo de los recursos (Magurran 2004; Cheli et al. 2010). Al mismo tiempo Cheli (2009), estudiando el efecto de los gradientes de pastoreo (piósferas) sobre los artrópodos en la porción norte de PV, encontró resultados similares a los de este estudio para la riqueza y diversidad pero opuestos para las abundancias totales. Esto podría ser un indicio de posibles diferencias intrínsecas de los efectos del pastoreo sobre los artrópodos entre la región norte y la sur de PV o simplemente ser consecuencia de los dife-

rentes diseños experimentales abordados. Así, para poder generalizar nuestros resultados, sería interesante replicar la experiencia realizada en este estudio en otros establecimientos, tanto del sur como del norte de PV, y evaluar su consistencia con los resultados aquí expuestos.

Las abundancias de coleópteros al nivel de especie fueron mayores durante el período con ovejas. Estos resultados son similares a otros hallados en la región norte de PV (Cheli 2009) y en otros ambientes áridos del mundo (Abensperg-Traun et al. 1996; Seymour & Dean 1999; Deban 2006). Este patrón se originó principalmente en las altas abundancias de la familia Carabidae (especialmente *Trirammatus (P.) vagans* y *Metius latemarginatus*). Esta misma respuesta en los carábidos frente al pastoreo ovino también fue registrada en otros estudios (Gardner et al. 1997; Souminen et al. 2003; Melis et al. 2006; Cheli 2009). En nuestro caso, también otros grupos de escarabajos, como Histeridae (*Euspilotus lacordairei*), Staphylinidae (Staphylinidae sp.1) y Curculionidae (por ej., *Listroderes costirostris*) evidenciaron este mismo patrón. Estos hallazgos están en línea con los de otros autores (véase Putman et al. 1989; Abensperg-Traun et al. 1996; Cheli 2009). Por su parte, las chinches (Heteroptera) también mostraron incrementos de sus abundancias frente al pastoreo, especialmente las familias Rhyparochromidae y Cydnidae. Esta misma respuesta fue hallada entre las chinches de la región norte de PV (Cheli 2009) y en las de otros ambientes áridos del mundo (Seymour & Dean

1999; Deban 2006). De manera similar a otros estudios de Argentina, el orden Collembola (principalmente Actoletidae) también exhibió el mismo patrón que las chinches (véase Cheli 2009; Cagnolo et al. 2002). Los escorpiones evidenciaron un patrón parecido, aunque en la bibliografía frecuentemente se observa que siguen un patrón opuesto (por ej., Abensperg-Traun et al. 1996). Al mismo tiempo, coincidiendo con muchos autores, en el presente trabajo se observaron mayores abundancias de tucuras (Acrididae) y grillos (Gryllidae) durante el período con pastoreo ovino (por ej., Fielding & Brusven 1995). Sin embargo otros investigadores sugieren un patrón opuesto (por ej., Capinera & Sechrist 1982). Probablemente estas discrepancias se deban a que las distintas especies que integran este orden reaccionan de diferentes maneras frente al pastoreo.

Por otro lado, también hubieron varios taxones que incrementaron sus abundancias al suprimir el pastoreo ovino, como las cucarachas (Dictyoptera, Blattidae), arañas (Araneae), arañas de sol (Solifugae, Mummuciidae), maquilidos (Archaeognatha, Machilidae) y las termitas (Kalotermitidae). En el norte de PV, Cheli (2009) halló resultados coincidentes para los tres primeros taxones nombrados, sin identificar ninguna respuesta consistente entre las abundancias de maquilidos y termitas y el pastoreo. Probablemente estas discrepancias se deban a las escasas capturas de estas familias en la región norte de PV. Finalmente, también algunas otras especies de escarabajos incrementaron sus abundancias con la supresión



SANTIAGO CICOTTI

del pastoreo, como *Hylithus tentyroides* (Tenebrionidae), *Cylydrorhinus* sp.1 (Curculionidae) y *Pselaphidae* sp.1.

Varios autores postulan que, esencialmente, el pastoreo afecta a los artrópodos de manera indirecta, modificando aquellas variables que determinan directamente sus abundancias (Lövei & Sunderland 1996; Dennis et al. 1998; Souminen et al. 2003). Entre ellas se destacan la temperatura y humedad del sitio, la textura y el contenido de materia orgánica del suelo y la diversidad de microambientes determinados por la complejidad estructural de la vegetación (Lövei & Sunderland 1996; Souminen et al. 2003). Así el incremento de las abundancias de muchos taxones de artrópodos luego de la supresión del pastoreo ovino en la RSPV, podría explicarse también en base a la Hipótesis de Heterogeneidad de Hábitat antes expuesta (Lawton 1983; Uetz 1991; Samways 1994; Dennis et al. 1998). Pazos et al. (este libro) sugirieron que la vegetación de la RSPV experimentó un período de descanso de la presión de herbivoría luego de la extracción de los ovinos y antes del incremento y estabilización de la población de guanacos, mostrando signos de recuperación luego de 5 años. Además, en un estudio reciente en la región norte de PV, Cheli et al. (2016) encontraron que una menor presión de pastoreo ovino se asoció con una mayor cobertura de herbáceas, de mantillo, de la complejidad vertical de la vegetación y de la microtopografía del suelo. De esta manera, la eliminación del pastoreo en la RSPV podría haber permitido un aumento en el desarrollo y complejidad estructural de la vegetación que incrementó la disponibilidad de nichos ecológicos y aumentó en consecuencia la abundancia de muchos grupos de artrópodos (Lawton 1983; Uetz 1991; Samways 1994; Dennis et al. 1998).

Por otro lado, las mayores abundancias de otros grupos de artrópodos durante el período con pastoreo ovino muy probablemente se deban también a condiciones ambientales favorables para estos órdenes y familias derivadas del pastoreo [por ej., coleópteros tenebriónidos; véase Cheli (2009)]. En este sentido, se ha demostrado que la mayor luz incidente sobre la vegetación abierta, de baja altura y escasa complejidad estructural que se desarrolla en áreas pastoreadas similares a las de la RSPV incrementa la temperatura media de los micrositios, beneficiando a muchos artrópodos, como por ejemplo los coleópteros carábidos (Lövei & Sunderland 1996; Gardner et al. 1997; Souminen et al. 2003). Al mismo tiempo, las heces producidas por el ganado pueden servir de alimento para muchos grupos (por ej., a Scarabaeidae). Éstas además pueden proveer refugios termales, ya que al fermentarse liberan calor al medio, atemperando las variaciones térmicas del sitio (Seely & Mitchell 1987; Parmenter et al. 1989). Por otro lado, este aumento en la temperatura podría incrementar la eficiencia digestiva de la microflora simbiótica intestinal de muchos insectos (Crawford 1988), lo que les permitiría aprovechar mejor

los recursos. Otros factores que también podrían condicionar la elección de los micrositios serían la distribución y abundancia de competidores, disminuida por el pastoreo (Lövei & Sunderland 1996).

CONSIDERACIONES FINALES

Nuestros resultados demuestran que los artrópodos terrestres en la RSPV son buenos indicadores de cambio ambiental, ya sea natural o de origen antrópico. Debido a la relevancia que tienen los insectos y arácnidos en el funcionamiento de los ecosistemas áridos, su sensibilidad a cambios en el hábitat y al bajo costo económico de monitoreo y su celeridad, el presente trabajo postula a los artrópodos terrestres como buenos objetos de conservación para el Área Natural Protegida Península Valdés y sugiere su inclusión en los futuros planes de manejo de ésta y otras áreas a proteger.

AGRADECIMIENTOS

Los autores queremos agradecer al Centro Nacional Patagónico (CCT CONICET-CENPAT) y a la Fundación Vida Silvestre Argentina (especialmente a Manolo Arias) por proporcionar apoyo logístico, permitir el acceso a las áreas de estudio y brindar sus instalaciones. A los profesionales taxónomos que generosamente dedicaron su tiempo a la determinación del material entomológico colectado: G. Flores, S. Roig-Juñent, S. Claver, P. Dellapé, D. Carpintero, F. Ocampo, A. Lanteri, N. Cabrera, M. Ramírez y A. Ojanguren-Affilastro. A la Dirección de Fauna y Flora y a la Dirección General de Conservación de Áreas Protegidas (Subsecretaría de Turismo y Áreas Protegidas de la provincia del Chubut) por proporcionar los permisos de captura. A la Fundación *Idea Wild* por la donación de parte del equipo óptico utilizado para identificar artrópodos. A todos los asistentes de campo que colaboraron con los muestreos y procesamiento de las muestras. Por último, nos gustaría dar gracias especialmente al Gringo Andrés Johnson, por su amistad, apoyo e inestimable colaboración. Este trabajo fue parcialmente financiado por el Préstamo BID-PICT 2012-2660 de la Agencia Nacional de Ciencia y Tecnología, el PIP 112-201101-00987 del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y por un PPCyT 2011 de la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación del Gobierno de la Provincia del Chubut.

ANEXO I - Análisis estadístico.

La riqueza encontrada en los diferentes niveles taxonómicos se estudió a partir del número de taxones capturados por muestra (S), mientras que la diversidad se analizó mediante el índice de Shannon-Wiener calculado de la siguiente manera:

$$H' = \sum_{i=1}^S (p_i) (\ln p_i)$$

donde: H' = índice de diversidad de Shannon-Wiener; s = número de taxones hallados en la comunidad; p_i = proporción del taxón i en la comunidad

Específicamente para estudiar el efecto de la eliminación del pastoreo ovino, también se estimó una medida de uniformidad/dominancia en la comunidad utilizando el índice de equidad de Pielou (E) calculado mediante la siguiente fórmula:

$$E = \frac{H'}{\ln(S)}$$

donde: E = índice de equidad de Pielou; H' = índice de diversidad de Shannon-Wiener; S = número de especies en la comunidad.

Si este índice arroja valores cercanos a 1, los taxones que componen la comunidad tienen en general abundancias similares. Por otra parte, valores cercanos a 0 (cero) indican que hay uno o unos pocos taxones que son muy abundantes mientras que la gran mayoría de los restantes integrantes de la comunidad presentan abundancias bajas o muy bajas.

Para mayores detalles referidos a los índices de riqueza, diversidad y dominancia véase Moreno (2001), Magurran (2004), Moreno et al. (2011) o visitar <<http://www.loujost.com/Statistics%20and%20Physics/Diversity%20and%20Similarity/DiversitySimilarityHome.htm>>.

Las diferencias entre estos parámetros ambientales se evaluaron estadísticamente mediante Análisis de la Varianza (ANOVA), una técnica en la que la varianza total de un conjunto de datos se divide en dos o más componentes, y donde cada uno de ellos se asocia con una fuente específica de variación. Así, mediante este análisis es posible encontrar la magnitud con la que cada una de esas fuentes contribuye en la variación total de los datos. En este trabajo utilizamos esta técnica para corroborar si el valor promedio de la riqueza, abundancia

y diversidad de artrópodos (a nivel de órdenes, familias y especies de coleópteros) difieren en función del tipo de comunidad vegetal. Para mayores detalles referidos a este análisis véase Zar (2010).

Para evaluar si los cambios registrados en la riqueza, abundancia y diversidad de artrópodos fueron significativamente diferentes entre los períodos con pastoreo ovino y sin ganado se empleó la prueba "t". Esta es un test de hipótesis que se usa para inferir si las medias de dos poblaciones son distintas entre sí. Para mayores detalles referidos a este análisis véase Zar (2010). En estas pruebas se incluyó la corrección de Welch si las varianzas no fueron homogéneas para un nivel de significancia de 5% (Everitt & Hothorn 2010).

Los distintos ensambles de artrópodos fueron identificados mediante escalamientos multidimensionales no métricos (MDS), donde los sitios fueron ordenados en el espacio multidimensional en base a sus similitudes (calculadas aplicando el índice de Bray-Curtis sobre las abundancias transformadas mediante raíz cuadrada). Este método consiste en un algoritmo numérico complejo pero conceptualmente simple, que casi no tiene supuestos sobre la forma de la distribución de los datos ni sobre las relaciones entre las muestras, donde el nexo entre el resultado final y los datos originales son relativamente transparentes y fáciles de explicar. El propósito del MDS es construir una configuración de las muestras en dos o tres dimensiones ordenándolas en función de la similitud entre los ensambles de taxones. Para más detalles véase Legendre & Legendre (1998), Clarke & Warwick (2001), Borcard et al. (2011) y Oksanen (2015).

Las diferencias entre los posibles ensambles de artrópodos asociados a las distintas comunidades vegetales identificados por los MDS fueron puestas a prueba mediante análisis de similitud (ANOSIM). Este es un test no paramétrico construido mediante un procedimiento simple de permutaciones aplicado sobre la matriz de similitud subyacente en la ordenación o clasificación de las muestras (Clarke & Warwick 2001). Este análisis genera los niveles de significancia por medio de simulaciones de Monte Carlo, examinando la hipótesis nula de no diferencias entre sitios; para ello utiliza el test estadístico R, el cual se basa en la matriz de similitud de las muestras y refleja las diferencias entre los sitios contrastados con las diferencias entre las réplicas dentro de los sitios. El valor de R es tan importante como su significancia estadística, ya que este representa una medida absoluta

de cuán separados se encuentran los sitios en base a sus similitudes (Clarke & Warwick 2001):

$$R = \frac{rB - rW}{M/2}$$

donde: rB = promedio de las similitudes entre las réplicas DENTRO de los sitios; rW = promedio de las similitudes entre pares de réplicas ENTRE los sitios y $M = n(n-1)/2$ (donde n es el número total de muestras).

El estadístico R toma valores entre 1 y -1; un valor cercano a 1 corresponde a situaciones donde todas las réplicas de un sitio son más similares entre sí que cualquier otra réplica de un diferente sitio, es decir que los sitios son diferentes. Un valor próximo a 0 equivale a que la hipótesis nula es verdadera y las similitudes entre y dentro de los grupos es la misma, y por lo tanto los sitios son indistinguibles. Por otra parte los valores negativos, si bien son muy poco probables, indican que las similitudes a lo largo de los diferentes sitios son mayores que dentro de ellos. Para más detalles véase Clarke & Warwick (2001), Borcard et al. (2011) y Oksanen (2015).

Por otro lado, las diferencias entre los ensamblajes de artrópodos del período con pastoreo ovino versus el no pastoreado fueron evaluadas mediante un análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA). En este capítulo esta técnica de análisis multivariado se usa para medir la respuesta simultánea de los taxones a un factor (con o sin pastoreo) en un diseño experimental de tipo ANOVA, pero usando matrices de distancia y considerando la intensidad de pastoreo como factor de clasificación (bloques aleatorizados). Para más detalles véase Anderson (2001) y Oksanen (2015).

Para revelar cómo estos cambios en los ensamblajes afectaron a la composición y abundancia de artrópodos entre ambos períodos se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) a cada nivel taxonómico. Esta es una técnica multivariada de ordenación sin restricciones (análisis de gradiente indirecto) cuya finalidad principal es condensar la información contenida en las variables originales (taxones en nuestro caso) en un conjunto menor de dimensiones (llamados componentes principales). Esto se consigue ordenando a los sitios de muestreo a lo largo de gradientes llamados componentes principales, que en nuestro caso son combinaciones lineales de los taxones que componen la comunidad y que describen la máxima variación entre los sitios de muestreo. Para más detalles véase McGarigal et al (2000) y Borcard et al. (2011).

Todos los análisis fueron realizados utilizando el paquete *vegan* del software R (Oksanen et al. 2015).



BIBLIOGRAFÍA

- ABENSPERG-TRAUN, M; GT SMITH; GW ARNOLD & DE STEVEN. 1996. The effects of habitat fragmentation and livestock grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodlands in the Western Australian wheatbelt. I. Arthropods. *J Appl Ecol* 33:1281–1301.
- ANDERSEN, AN; A FISHER; BD HOFFMANN; JL READ & R RICHARDS. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecol* 29:87–92.
- ANDERSON, MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32–46.
- AYAL, Y. 2007. Trophic structure and the role of predation in shaping hot desert communities. *J Arid Environ* 68:171–187.
- BALDI, R; G CHELI; D UDRIZAR SAUTHIER; A GATTO; G PAZOS & L ÁVILA. 2017. Animal diversity, distribution and conservation. Pp. 263–303 en: P Bouza & A Bilmes (eds). *Late Cenozoic of Península Valdés: an interdisciplinary approach*. Springer.
- BERTILLER, MB; AM BEESKOW; PD BLANCO; YL IDASZKIN; GE PAZOS & L HARDTKE. 2017. Vegetation of Península Valdés: Priority Sites for Conservation. Pp. 131–159 en: P Bouza & A Bilmes (eds). *Late Cenozoic of Península Valdés: an interdisciplinary approach*. Springer.
- BORCARD, D; F GILLET & P LEGENDRE. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York.
- BORROR, DJ; CA TRIPLEHORN & NF JOHNSON. 1989. *An introduction to the study of insects*. 6th ed. Harcourt Brace Jovanovich College Publishers. Orlando, Florida.
- BOULTON, AM; KF DAVIES & PS WARD. 2005. Species Richness, Abundance, and Composition of Ground-Dwelling Ants in Northern California Grasslands: Role of Plants, Soil, and Grazing. *Environ Entomol* 34:96–104.
- CAGNOLO, L; SI MOLINA & G VALLADARES. 2002. Diversity and guild structure of insect assemblages under different grazing regimes in Central Argentina. *Biodivers Conserv* 11:409–422.
- CAPINERA, JL & TS SECHRIST. 1982. Grasshopper (Acrididae) host plant associations: response of grasshopper populations to cattle grazing intensity. *Can Entomol* 114:1055–1062.
- CARPINTERO, DL; PM DELLAPÉ & GH CHELI. 2008. *Valdesiana curiosa*: a remarkable new genus and species of Clivinematini (Heteroptera: Miridae: Deraeocorinae) from Argentina and a key to Argentinean genera and species. *Zootaxa* 1672:61–68.
- CARRARA, R; GH CHELI & GE FLORES. 2011. Patrones biogeográficos de los tenebriónidos epigeos (Coleoptera: Tenebrionidae) del Área Natural Protegida Península Valdés, Argentina: implicaciones para su conservación. *Rev Mex Biodiver* 82:1297–1310.
- CLAPS, LE; G DEBANDI & S ROIG-JUENET. 2008. *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Volumen 2. Sociedad Entomológica Argentina.
- CLARKE, KR & RM WARWICK. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- CHELI, GH. 2009. *Efectos del disturbio por pastoreo ovino sobre la comunidad de artrópodos epigeos en Península Valdés (Chubut, Argentina)*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue, Centro Regional Universitario Bariloche.
- CHELI, GH; J CORLEY; O BRUZZONE; M DEL BRÍO; F MARTÍNEZ ET AL. 2010. The ground-dwelling arthropod community of Península Valdés (Patagonia, Argentina). *J Insect Sci* 10:50.
- CHELI, GH & JC CORLEY. 2010. Efficient Sampling of Ground-Dwelling Arthropods Using Pitfall Traps in Arid Steppes. *Neotrop Entomol* 39:912–917.
- CHELI, GH; GE FLORES; N MARTÍNEZ ROMÁN; D PODESTÁ; R MAZZANTI & L MIYASHIRO. 2013. Tenebrionid beetle's dataset (Coleoptera, Tenebrionidae) from Península Valdés (Chubut, Argentina). *ZooKeys* 364:93–108.
- CHELI, GH; GE PAZOS; GE FLORES & JC CORLEY. 2016. Efecto de los gradientes de pastoreo ovino sobre la vegetación y el suelo en Península Valdés, Patagonia Argentina. *Ecol Aust* 26:200–211.
- CODESIDO, M; AM BEESKOW; P BLANCO & A JOHNSON. 2005. *Relevamiento ambiental de la Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés*. Fundación Vida Silvestre Argentina. http://www.fvsa.org.ar/reservasanpablo/es/descargas/Relevamiento_Ecologico_Rapido_SPValdes.pdf. Accedido el 22 de octubre de 2016.
- CRAWFORD, CS. 1988. Surface-active arthropods in a desert landscape: influences of microclimate vegetation and soil texture on assemblage structure. *Pedobiología* 32:373–385.
- DEBANO, S. 2006. Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona. *Biodivers Conserv* 15:2547–2564.
- DELLAPÉ, PM & G CHELI. 2007. First record of the genus *Terenocoris* (Heteroptera: Rhyparochromidae: Antillocorini) from Argentina and Bolivia. *Rev Soc Entomol Arg* 65:87–88.
- DELLAPÉ, PM; G DELLAPÉ & F MARTÍNEZ. 2015. The rediscovery of *Stenogeocoris horvathi* Montandon (Heteroptera, Geocoridae) in Argentina. *Iheringia* 105:245–251.
- DENNIS, P; MR YOUNG; CL HOWARD & IJ GORDON. 1997. The response of epigeal beetles (Col.: Carabidae and Staphylinidae) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. *J Appl Ecol* 34:433–443.
- DENNIS, P; MR YOUNG & IJ GORDON. 1998. Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecol Entomol* 23:253–264.
- EVERITT, BS & I HOTHORN. 2010. *A handbook of statistical analyses using R*. CRC Press. 2nd ed.
- FARJI-BRENER, AG; D CARVAJAL; MG GEI; J OLANO & JD SÁNCHEZ. 2008. Direct and indirect effects of soil structure on the density of an antlion larva in a tropical dry forest. *Ecol Entomol* 33:183–188.
- FIELDING, DJ & MA BRUSVEN. 1995. Grasshopper densities on grazed and ungrazed rangeland under drought conditions in southern Idaho. *Great Basin Naturalist* 55:352–358.
- FLORES, GE. 1998. Tenebrionidae. Pp. 232–240 en: JJ Morrone & S Coscarón (eds). *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Volumen 1. Ediciones Sur, La Plata, Argentina.
- FLORES, GE; R CARRARA & GH CHELI. 2011. Three new Praociini (Coleoptera: Tenebrionidae) from Península Valdés

- (Argentina), with zoogeographical and ecological remarks. *Zootaxa* 2965:39–50.
- FOOTTIT, R & PH ADLER. 2009. *Insect biodiversity: science and society*. Wiley-Blackwell, Chichester, UK; Hoboken, NJ.
- GARDNER, SM; SE HARTLEY; A DAVIES & SCF PALMER. 1997. Carabid communities on heather moorlands in northeast Scotland: the consequences of grazing pressure for community diversity. *Biol Conserv* 81:275–286.
- LAWTON, JH. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annu Rev Entomol* 28:23–39.
- LEGENBRE, P & L LEGENDRE. 1998. *Numerical ecology*. Second English edition. Elsevier Publishers, Amsterdam, Holanda.
- LÖVEI, GL & KD SUNDERLAND. 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Annu Rev Entomol* 41:231–256.
- MCGARIGAL, K; S CUSHMAN & S STAFFORD. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer-Verlag, New York.
- MAGURRAN, AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- MARTÍNEZ, FJ. 2013. *Estructura de las comunidades de artrópodos epigeos en ambientes representativos de Península Valdés*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.
- MELIS, C; A BUSET; PA AARRESTAD; O HANSEN; EL MEISINGSET ET AL. 2006. Impact of red deer *Cervus elaphus* grazing on bilberry *Vaccinium myrtillus* and composition of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblage. *Biodivers Conserv* 15:2049–2059.
- MOLINA, SI; GR VALLADARES; S GARDNER & MR CABIDO. 1999. The effects of logging and grazing on the insect community associated with a semi-arid Chaco forest in central Argentina. *J Arid Environ* 42:29–42.
- MORENO, CE. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- MORENO, CE; F BARRAGÁN; E PINEDA & NP PAVÓN. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Rev Mex Biodivers* 82:1249–1261.
- MORRONE, JJ & S COSCARÓN. 1998. *Biodiversidad de artrópodos argentinos*. Volumen 1. Ediciones Sur.
- OJANGUREN-AFFILASTRO, AA & G CHELI. 2009. New data on the genus *Urophonius* in Patagonia with a description of a new species of the *exochus* group (Scorpiones, Bothriuridae). *J Arachnol* 37:346–356.
- OKSANEN, J. 2015. *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: Vegan Tutorial*. Disponible en: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>.
- PARMENTER, RR; CA PARMENTER & CD CHENEY. 1989. Factors influencing partitioning in arid-land darkling beetles (Tenebrionidae): temperature and water conservation. *J Arid Environ* 17:57–67.
- PEARSALL, IA. 2007. Carabid Beetles as Ecological Indicators. Pp. 389–399 en: *Monitoring the Effectiveness of Biological Conservation*. Proceeding of conference, 2-4 November 2004, Richmond.
- POLIS, GA. 1991. *The Ecology of Desert Communities*. University of Arizona Press.
- PUTMAN, RJ; PJ EDWARDS; JCE MANN; RC HOW & SD HILL. 1989. Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biol Conserv* 47:13–32.
- RAINIO, J & J NIEMELÄ. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodivers Conserv* 12:487–506.
- ROIG-JUÑENT, S; LE CLAPS & JJ MORRONE (eds). 2014a. *Biodiversidad de artrópodos argentinos*. Volumen 3. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán.
- ROIG-JUÑENT, S; LE CLAPS & JJ MORRONE (eds). 2014b. *Biodiversidad de artrópodos argentinos*. Volumen 4. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán.
- ROCHA, LS & MC CARVALHO. 2006. Description and ecology of a new solifuge from Brazilian Amazonia (Arachnida, Solifugae, Mummuciidae). *J Arachnol* 34:163–169.
- SAMWAYS, MJ. 1994. *Insect conservation biology*. Chapman and Hall, London.
- SANTIAGO LASTRA, JA; M LÓPEZ CARMONA & S LÓPEZ MENDOZA. 2008. Tendencias del cambio climático global y los eventos extremos asociados. *Ra Ximhai* 4:625–633.
- SEELY, MK & D MITCHELL. 1987. Is the subsurface environment of the Namib desert dunes a thermal haven for chthonic beetles? *S Afr J Zool* 22:57–61.
- SEYMOUR, CL & WRJ DEAN. 1999. Effects of heavy grazing on invertebrate assemblages in the Succulent Karoo, South Africa. *J Arid Environ* 43:267–286.
- SOUVINEN, O; J NIEMELÄ; P MARTIKAINEN; P NIEMELÄ & I KOJOLA. 2003. Impact of reindeer grazing on ground-dwelling Carabidae and Curculionidae assemblages in Lapland. *Ecography* 26:503–513.
- TEWS, J; U BROSE; V GRIMM; K TIELBÖRGER; MC WHICHMANN; ET AL. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeogr* 31:79–92.
- TRAVIS, JMJ. 2003. Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *P Roy Soc B-Biol Sci* 270:467–473.
- UETZ, GW. 1991. Habitat structure and spider foraging. Pp. 325–348 en: SS Bell; ED McCoy & HR Mushinsky (eds). *Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, Londres.
- WARD, D. 2009. *The Biology of Deserts*. Oxford University Press, New York.
- ZAR, JH. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5ta edición. Pearson, New Jersey.