



Ecología

Diversidad de arañas del suelo y su relación con ambientes heterogéneos del Parque General San Martín, Entre Ríos, Argentina

Diversity of spiders of soil and their relationship with heterogeneous environments from the Parque General San Martín, Entre Ríos, Argentina

Melina Soledad Almada^{a,*} y Juan Andrés Sarquis^b

^a Estación Experimental Agropecuaria INTA - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET, Reconquista, Santa Fe, Ruta 11 Km 773, 3560 Reconquista, Santa Fe, Argentina

^b Instituto Nacional de Limnología, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, CONICET, Universidad Nacional del Litoral, Ciudad Universitaria – Paraje «El Pozo», 3000 Santa Fe, Argentina

Recibido el 21 de octubre de 2016; aceptado el 24 de abril de 2017

Disponible en Internet el 12 de agosto de 2017

Resumen

Se analizó la comunidad de arañas asociada al estrato de suelo en diferentes ambientes y su relación con la heterogeneidad ambiental presente en el Parque General San Martín. Se utilizaron trampas de caídas para recolectar a las arañas en 3 ambientes representativos, durante 2 estaciones del año (2011–2012): bosque nativo (BN), bosque exótico (BE) y pajonal (P), caracterizado por plantas gramíneas. Se recolectaron 1,398 arañas (26 familias y 120 especies/morfoespecies). El P registró la mayor abundancia de arañas (678 individuos), seguido del BE (501) y el BN (219), mientras que la riqueza de especies fue mayor en el BN. Los índices de diversidad mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes. Las variables de heterogeneidad reflejaron que los BN son los más heterogéneos, disminuyendo hacia el ambiente P y BE como el más homogéneo. Se registraron 8 gremios. Todos los gremios estuvieron presentes en el BN; no se registraron las tejedoras de telas irregulares en el BE, al igual que las cazadoras deambuladoras en el P. Este trabajo constituye la primera aproximación sobre la importancia y los cambios en la diversidad de arañas de suelo en ambientes con diferentes grados de heterogeneidad, producto del avance de especies exóticas en un parque de Entre Ríos.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Araneofauna; Bosque exótico; Áreas protegidas; Bosque nativo; Conservación de la biodiversidad

Abstract

The spider community associated to the ground in different environments and its relationship with environmental heterogeneity in the Parque General San Martín was analyzed. Spiders were captured with pit-fall traps in 3 representative environments of the park, for 2 seasons (2011–2012): native forest (BN), exotic forest (BE) and grasslands (P), characterized by graminiflorous plants. 1,398 spiders were collected (26 families and 120 species/morphospecies). The highest spider abundance was registered in P (678 individuals), followed by BE (501) and BN (219), while species richness was higher in BN. Diversity indexes showed statistically significant differences among the environments sampled. Heterogeneity variables used in this study showed a higher heterogeneity in BN, followed by P and BE as the most homogenous. Eight guilds were registered. All of the guilds were present in BN, while the sensing web weavers were not recorded in the BE, as well as the ambush hunters in P. This work constitutes the first approach about the importance and changes undergone by the diversity of ground spiders in environments with different degrees of heterogeneity, as a result of the advance of exotic species in a park from Entre Ríos.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Arachnofauna; Exotic forest; Protected areas; Native forest; Conservation of biodiversity

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: almadamelina@gmail.com (M.S. Almada).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.06.011>

1870-3453/© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Introducción

La pérdida de la diversidad biológica es una de las principales consecuencias del actual cambio climático global que ha vivido la humanidad, transformándose en un tema de interés mundial (Arribas et al., 2012; Ceballos, 2007). Esta crisis modifica el paisaje llevando a la pérdida de especies vegetales y animales, poniendo en riesgo nuestra propia supervivencia (Grismado et al., 2011). En consecuencia, la intensa explotación de los recursos naturales, como la agricultura intensiva, el avance de la frontera agrícola y la urbanización, resultan en una homogeneización del paisaje y son la principal causa de pérdida de biodiversidad en el ambiente.

Las modificaciones antrópicas han dejado pocos remanentes de hábitats naturales al reducir montes y bosques nativos, lo que conlleva a una menor cantidad de estratos vegetales y nichos ecológicos disponibles (Lavilla, 2004). Así como la heterogeneidad ambiental es un elemento determinante para la riqueza de especies, diversidad y composición de la comunidad (Dornelas, Moonen, Magurran y Bàrberi, 2009; Freestone y Inouye, 2006), la homogeneización del ambiente influye tanto en la disminución de la cantidad de especies que pueden coexistir, como en la diversidad de gremios tróficos, lo que genera un déficit de nutrientes en los suelos, intensificando la pérdida de su biodiversidad (Avalos, Rubio, Bar, Damboraky y Oschorov, 2008; Tews et al., 2004; Uetz, 1991).

Las arañas son uno de los grupos más abundantes en los agroecosistemas, no obstante son relegadas al momento de realizar acciones de control biológico en insectos (DeBach y Rosen, 1991) y debido a su destacado rol como depredadores en los ecosistemas terrestres, incluyendo los pastizales, pueden alcanzar altos niveles de riqueza de especies y abundancia (Diehl, Mader, Wolters y Birkhofer, 2013; Gómez, Lohmiller y Joern, 2016).

La composición de arañas se encuentra fuertemente influenciada por el tipo de hábitat y patrones del uso de la tierra (Weeks y Holtzer, 2000), más precisamente, la complejidad de la vegetación ha sido reconocida como un importante factor que influye en la presencia, riqueza y composición de especies (Jiménez-Valverde y Lobo, 2006). Las arañas muestran una fuerte dependencia de la estructura física del ambiente (Halaj, Cady y Uetz, 2000), respondiendo de manera diferencial tanto al hábitat local, como a la conformación del paisaje (Sjödin, Bengtsson y Ekblom, 2008).

Dentro de la comunidad de artrópodos del suelo, las arañas son un componente importante (Clarke y Grant, 1968; Wise, 2002), ya que regulan la actividad de otros organismos más pequeños que habitan en el medio y participan en procesos de fragmentación y reciclado de nutrientes modificando la estructura del suelo (Cardoso, Pekár, Jocqué y Coddington, 2011; Díaz-Porres, Rionda, Duhour y Momo, 2014).

Debido a la sensibilidad que presentan las arañas a pequeñas diferencias en las condiciones ambientales, los cambios que acontecen en el medio se reflejan en la fauna presente (Rypstra, Carter, Balfour y Marshall, 1999; Uetz, 1991). Este atributo llevó a muchos autores a proponer al orden Araneae como organismos ideales para monitoreos biológicos e indicadores de calidad ambiental (Cardoso et al., 2011; Churchill, 1997; Clausen, 1986;

Robertson et al., 2011; Scott, Oxford y Selden, 2006; Tsai, Huang y Tso, 2006; Wise, 2002). Desde entonces se han incrementado los estudios encaminados a obtener información sobre las arañas en sistemas agrícolas (Almada, González y Corronca, 2016; Almada, Sosa y González, 2012; Armendano y González, 2009; Avalos, Bar, Oscherov y González, 2013), bosques neotropicales y áreas naturales protegidas (Avalos, Rubio, Bar y González, 2007; Grismado et al., 2011; Höfer, 1990; Rubio, 2015; Rubio, Corronca y Damborsky, 2008; Silva y Coddington, 1996).

Los inventarios faunísticos son esenciales para evaluar la biodiversidad y sus problemas de conservación a distintas escalas geográficas (Fandiño y Giraud, 2010). Las áreas naturales protegidas (ANP) cumplen una importante función en la conservación de la biodiversidad regional (Arzamendia y Giraud, 2004). No obstante, muchas ANP se han establecido sin criterios científicos, existiendo sesgos en la representación de la biodiversidad de especies y ecosistemas, en superficies deficientes como es el caso del noreste de Argentina, principalmente en el Parque General San Martín (Entre Ríos) (Arzamendia y Giraud, 2004, 2011). En la actualidad, el parque viene sufriendo un proceso paulatino de invasión de especies vegetales leñosas exóticas que modifican el hábitat natural y la fisonomía de los bosques nativos presentes. Estos cambios tienen una consecuencia directa sobre la composición y diversidad de los ecosistemas y pueden llegar a la extinción de las especies (Avalos et al., 2007; Berduc, Bierig, Donello y Walker, 2010; Wise, 1993).

En este contexto, teniendo en cuenta los diferentes ambientes presentes en el parque producto de la invasión de especies leñosas y considerando la importancia de las arañas como indicadores de cambios ambientales, este trabajo tiene como objetivo evaluar la araneofauna asociada al estrato de suelo en diferentes ambientes boscosos (nativos, exóticos) y pajonales, y su relación con la heterogeneidad ambiental del Parque General San Martín, provincia de Entre Ríos, Argentina. Se plantearon las siguientes hipótesis: 1) la diversidad de arañas de suelo es mayor en los sitios más heterogéneos, 2) el número de las especies de arañas compartidas es mayor en aquellos sitios que poseen una mayor similitud entre ambientes, 3) los gremios responden diferencialmente a la heterogeneidad de los ambientes.

Materiales y métodos

El muestreo se realizó en el Parque General San Martín (PGSM) que cuenta con una superficie de 400 ha, comprendida dentro del Área Natural Protegida «Parque Escolar Rural Enrique Berduc» (31°40' S, 60°20' O), ubicada en el Departamento Paraná, Provincia de Entre Ríos, Argentina (fig. 1).

Fitogeográficamente, el parque se encuentra dentro de la Provincia del Espinal (Apodaca, Crisci y Katinas, 2015). Presenta temperaturas medias que oscilan entre los 7 y 10 °C en invierno y entre los 19 y 23 °C en verano. Las precipitaciones superan los 1,100-1,200 mm anuales, con valores mayores para los meses de verano (Pereyra, 2003). En el PGSM se observan 3 tipos de ambientes florísticos naturales: bosque nativo con características semixerofíticas, caracterizado por la presencia de especies como *Prosopis alba* Griseb. y *Prosopis nigra* Griseb.

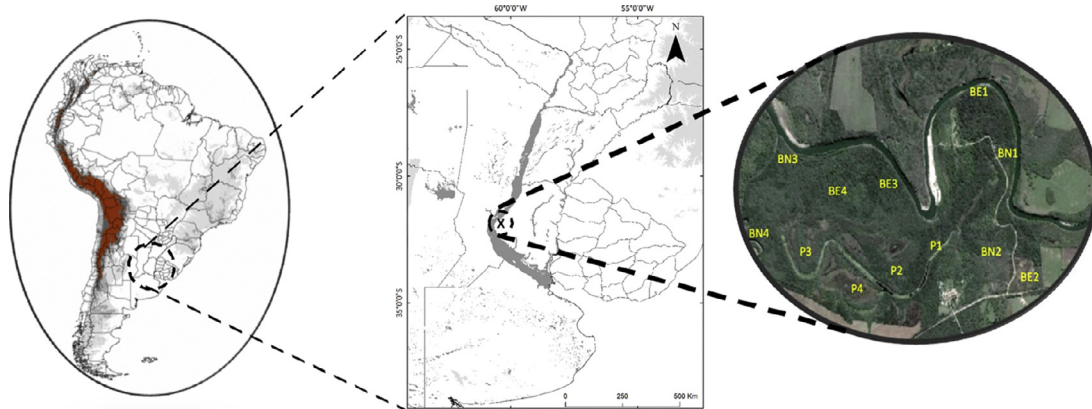


Figura 1. Localización de los sitios de muestreos en el Parque General San Martín, Entre Ríos, Argentina. BE: bosque exótico; BN: bosque nativo; P: pajonales.

(algarrobos), *Prosopis affinis* Spreng. (ñandubay), *Celtis tala* Gillies (tala), *Schinus longifolius* Speg. (molle), entre otras; vegetación costera, representada por árboles como *Erythrina crista-galli* L. (ceibo), *Salix humboldtiana* Willd. (sauce) y *Sapium haematospermum* Müll. (curupí) y los pajonales graminiformes, representada principalmente por *Panicum prionitis* (paja brava) y vegetación acuática anfibia y flotante asociada (Berduc, 2004).

Actualmente, el parque se encuentra en un estado de invasión de especies leñosas exóticas, como *Gleditsia triacanthos* L. (acacia negra), *Morus nigra* L. (mora), *Ligustrum lucidum* Aiton (ligustro) entre otras, generando bosques altos caducifolios y cambios severos en la fisonomía en los últimos 50 años (Berduc et al., 2010).

Para la recolección de las arañas, se seleccionaron 3 ambientes representativos del parque, según la vegetación circundante: 1) bosque nativo (BN), correspondiente a parches de bosques nativos que todavía no presentan leñosas exóticas, presentan una extensión de 1-3 hectáreas, dispersos dentro del PGSM, siendo los últimos remanentes de bosques nativos no invadidos; 2) bosque exótico (BE), con vegetación exótica leñosa, son los más numerosos actualmente, presentan un estado de invasión que han transformado al bosque nativo, y 3) pajonal (P), especies graminiformes, vegetación acuática anfibia y flotante, ambientes de formación típica de bañado y zonas bajas inundables.

Para el muestreo de las arañas de suelo, se utilizaron trampas de caída, que consisten en un recipiente de plástico con una capacidad de 500 cc (11 cm de profundidad y 7 de diámetro superior) y se utilizó como conservador una solución salina (cloruro de sodio [kg]: agua [l] en proporción 1:8, con gotas de detergente para romper la tensión superficial). Las trampas estuvieron activas durante 7 días consecutivos (168 hrs) en cada momento de muestreo. La recolección se realizó durante las estaciones de verano (diciembre 2011 a febrero 2012) e invierno (junio a agosto 2012), realizando un total de 3 muestreos por cada estación. Por ambiente (BN, BE y P) se escogieron 4 sitios (1, 2, 3, 4), con 5 trampas de caída al ras del suelo en cada uno de estos, distribuidas al azar y separadas entre sí por una distancia mínima de 10 m. De esa manera se muestrearon 12 sitios en cada fecha, colocándose en total 180 trampas por estación.

En el laboratorio, se procedió a la separación de arañas del resto de los artrópodos recolectados. Las arañas fueron identificadas hasta género y especie (en los casos posibles) y clasificadas en gremios (Cardoso et al., 2011; Dippenaar-Schoeman y Jocqué, 1997; Ramírez, 1999). Las arañas que no pudieron ser identificadas taxonómicamente, fueron separadas en morfoespecies (msp.) y designadas con el nombre de la familia y un número (n.º) (Oliver y Beattie, 1993). Las especies/morfoespecies fueron preservadas en recipientes de vidrio herméticos, rotulados y en alcohol etílico al 70%. El material recolectado se encuentra depositado en la colección aracnológica del Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia» (MACN-Ar, Cristina L. Scioscia).

Para analizar la composición de la comunidad de arañas y su diversidad, se comparó la diversidad de cada ambiente mediante el índice de riqueza de especies (S), la abundancia relativa (n), el índice de diversidad Shannon (H) y el índice de dominancia de Simpson y Berger-Parker (D) (Krebs, 1999; Magurran, 2004). Se empleó el método de bootstrap para comparar los valores obtenidos de los parámetros estudiados, utilizando el programa PAST versión 2.16 (Krebs, 1999; Hammer, Harper y Ryan, 2012). Se compararon los valores de riqueza de especies observadas con respecto a la esperada por medio de estimadores no paramétricos para analizar la completitud del inventario obtenido a través del programa EstimateS 8.0.0 (Colwell, 2006).

Para evaluar y comparar la estructura de dominancia de la comunidad de arañas, se generaron curvas de rango-abundancia (curvas de Whittaker) para cada ambiente utilizando el programa BioDiversity Pro versión 2 (McAleece, 1999).

La densidad de arañas fue analizada considerando el valor promedio por ambiente de la abundancia (valor promedio del número de individuos recolectados entre los sitios en cada ambiente); para probar si existieron diferencias significativas entre las comunidades de arañas entre ambientes, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis. De igual manera se analizó la densidad de arañas por ambiente entre estaciones. Todos los análisis se realizaron con el programa PAST versión 2.16 (Hammer et al., 2012).

El grado de asociación o similitud de la fauna entre los ambientes se realizó mediante el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, por sus siglas en inglés),

utilizando como distancia el índice de Sorensen cuantitativo (Bray-Curtis) usando el programa PC-ORD vers.6 (McCune y Mefford, 2011). Para ello se realizó una matriz primaria con los datos de abundancia de las especies de arañas de los ambientes y se siguió el protocolo propuesto por McCune y Grace (2002). Para evaluar cuándo el NMS extrajo ejes más robustos que lo esperado por azar, se aplicó el test de Montecarlo. Para probar si existieron diferencias significativas entre los agrupamientos obtenidos, se utilizó un procedimiento no paramétrico Multiple Response Permutation Procedure (MRPP), utilizando Bray-Curtis como medida de distancia.

Los gremios fueron clasificados de acuerdo con Cardoso et al. (2011), comparándose cada uno de los ensamblajes entre los ambientes por medio de un Anosim (análisis de similitud) en una vía, con una permutación de 9,999 y con un nivel de significación de $p < 0.05$, utilizando el programa PAST versión 2.16 (Hammer et al., 2012).

Para analizar la heterogeneidad horizontal de cada sitio, se tomó el valor de la media de cada variable considerada en cada uno de los ambientes y de esa manera se clasificaron sobre la base de la heterogeneidad ambiental.

En cada uno de los sitios estudiados se consideraron variables de heterogeneidad del hábitat (p. ej., la heterogeneidad del suelo en cada ambiente) y se siguió el método fotográfico Vertical Vegetational Structure Analysis (VESTA) (Zehm, Nobis y Schwabe, 2003). Se tomaron fotografías digitales en 5 sitios por

ambiente, en un área de 0.5×0.5 m, las cuales fueron examinadas con el programa Photoshop CS5 (Adobe) por medio del análisis de fotos digitales a través del método de los diferentes colores (Gilbert y Butt, 2009). Este método permite asignar un color a una característica en particular, con lo que se obtienen porcentajes. Posteriormente, se obtuvo un promedio del porcentaje de cobertura de la vegetación (% Cobert.), de suelo desnudo (% suelo) y de hojarasca (% Hoj.) por cada área muestreada, que fue utilizado para el análisis porcentual de las variables de heterogeneidad de hábitat (Zehm et al., 2003).

Además en cada sitio se midió: la profundidad de la capa de hojarasca (% Prof.) tomando 5 puntos al azar, el peso de la hojarasca (% peso), medido a partir de 5 muestras aleatorias obtenidas mediante un cuadrante de 0.20×0.20 m. Las mismas fueron colocadas en bolsas independientes, secadas a estufas durante 48 h a una temperatura de 60°C , donde se obtuvo el peso seco. Para cada variable (profundidad y peso de la capa de hojarasca), se calculó el promedio de las muestras por sitio tomando este valor como representativo para el análisis.

Para asignar un ordenamiento de los ambientes en función a la heterogeneidad ambiental, se realizó un análisis de ordenación polar de Bray-Curtis (McCune y Grace, 2002), utilizando las variables que no estuvieron autocorrelacionadas. Este método organiza puntos en referencia a los «polos» o puntos finales (Bray y Curtis, 1957), utilizando como criterio de selección de los mismos el método de varianza-regresión y como distancia

Tabla 1

Composición, abundancia y riqueza específica de las familias de arañas de suelo registradas en el Parque General San Martín, agrupadas por gremios (Entre Ríos, Argentina).

Gremios	Familias	P		BE		BN		Total n
		n	S	n	S	n	S	
Cazadoras corredoras sobre el suelo	Corinnidae	13	7	3	1	8	4	24
	Gnaphosidae	11	3	16	3	7	5	34
	Lycosidae	241	9	265	8	68	8	574
Cazadoras deambuladoras Especialistas	Thomisidae	0	0	3	2	8	4	11
	Mimetidae	1	1	0	0	0	0	1
Otras cazadoras	Zodariidae	2	1	22	1	11	1	35
	Anyphaenidae	6	4	5	4	16	8	27
	Clubionidae	0	0	3	2	0	0	3
	Ctenidae	17	2	32	2	19	2	68
	Miturgidae	7	6	4	4	7	4	18
	Oxyopidae	3	1	4	1	0	0	7
	Philodromidae	2	1	1	1	0	0	3
	Salticidae	8	4	13	6	12	10	33
	Scytodidae	0	0	10	1	5	1	15
	Sparassidae	2	2	0	0	0	0	2
Tejedoras de telas en sábanas	Amaurobiidae	0	0	2	2	6	2	8
	Hahniidae	95	2	12	1	1	1	108
	Linyphiidae	27	10	79	10	31	5	137
	Pisauridae	6	1	2	1	1	1	9
Tejedoras de telas espaciales	Pholcidae	2	1	5	1	1	1	8
	Theridiidae	8	2	9	4	3	3	20
	Titanoecidae	2	1	3	2	2	1	7
Tejedoras de telas irregulares	Nemesiidae	0	0	0	0	2	1	2
Tejedoras de telas orbiculares	Araneidae	4	3	7	4	9	3	20
	Nephilidae	0	0	1	1	0	0	1
	Tetragnathidae	221	1	0	0	2	2	223
Total		678	62	501	62	219	67	1,398

BE: bosque exótico; BN: bosque nativo; P: pajonales.

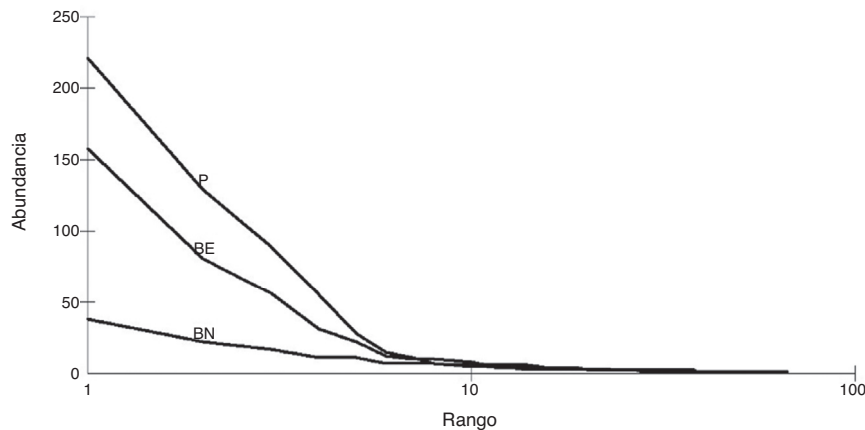


Figura 2. Curva de rango-abundancia de arañas de suelo para cada ambiente estudiado en el Parque General San Martín (Entre Ríos, Argentina). BE: bosque exótico; BN: bosque nativo; P: pajonal.

Bray-Curtis (Peck, 2010). El análisis se realizó por medio del programa PC-ORD ver.6 (McCune y Mefford, 2011).

Para evaluar si existió autocorrelación entre las variables se procedió a su análisis por medio del programa SPSS Statistics, versión 17.0 (2007), utilizando el coeficiente de correlación de Spearman, que mide la asociación entre órdenes de rangos.

Resultados

Se recolectaron 1,398 arañas y se identificaron 26 familias, correspondientes a 120 especies/morfoespecies. El P registró la mayor abundancia de arañas (678 individuos), seguido del BE (501) y el BN (219). En cambio la mayor riqueza de especies, la presentó el BN con un valor de 67 especies, mientras los ambientes P y BE presentaron 62 especies cada uno (tabla 1).

A nivel general, el inventario obtenido fue superior al 85%, mediante el estimador Michelis-Menten que calculó un 15% de especies más que las observadas. Este estimador de riqueza de especies también fue el mejor en las demás comunidades, siendo el inventario del ambiente P el más completo. El número de singletons resultó alto en el BN (40), pero bajo con respecto al número de doubletones (7) (tabla 2).

Los índices de diversidad de Shannon y de Simpson mostraron diferencias de significación estadística entre los ambientes ($p < 0.05$), donde el BN presentó el mayor valor, seguido del BE, y por último, el P. Respecto a la dominancia de especies, el ambiente P mostró el mayor valor y el BN el menor, diferenciándose significativamente entre los ambientes analizados (tabla 2). Esto corresponde con lo observado en las curvas de rango-abundancia donde se registraron pocas especies dominantes en el P y el BE, y donde el BN mostró una comunidad más equitativa, con menor dominancia y mayor diversidad (fig. 2).

En cuanto a la densidad de arañas entre los ambientes, no se evidenciaron diferencias significativas (KW: $H = 0.077$, $p = 0.9772$). Al considerar las estaciones, se encontró que el verano fue la estación con mayor densidad respecto del invierno y mostró diferencias estadísticamente significativas entre el P y el BE (KW: $H = 9.121$, $p = 0.025$). El BN presentó menor densidad de individuos en ambas estaciones con respecto al P y

BE, aunque solo se diferenció significativamente con el BE en verano ($p = 0.018$) (fig. 3).

El ordenamiento de los sitios en cuanto a las variables ambientales mostró que el BN es el ambiente con mayor heterogeneidad, seguido por los pajonales y BE, el menos heterogéneo. ($R^2 = 0.748$) (fig. 4).

En el NMDS se pudieron reconocer 2 grupos correspondientes a los ambientes P y BE del Parque San Martín. El ordenamiento en 2 ejes explicó más del 80% de la varianza (eje 1 = 0.562, eje 2 = 0.242) y con un estrés final de 11.9. El test de Montecarlo demostró que existieron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en el ordenamiento en relación con lo esperado por azar (fig. 5). Los sitios se organizaron de acuerdo con los sistemas estudiados en cuanto a sus ensamblajes de especies. El porcentaje de profundidad de hojarasca (% Prof.) explicó el ordenamiento de los sitios P, mientras que el agrupamiento de los sitios BE se explica por el porcentaje de suelo sin cobertura (% suelo). El segundo eje del ordenamiento mostró variación en la distribución de los sitios analizados, no representando un patrón claro.

El análisis de MRPP demostró que los agrupamientos arrojados por el NMDS se diferenciaron entre las comunidades de

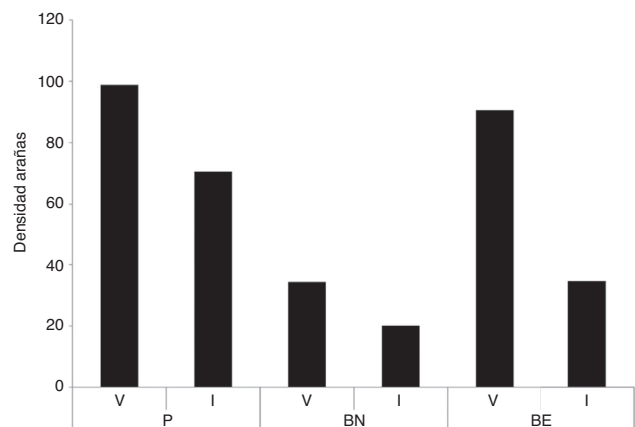


Figura 3. Densidad de arañas de suelo por estación en cada ambiente estudiado en el Parque General San Martín (Entre Ríos, Argentina). BE: bosque exótico; BN: bosque nativo; I: invierno; P: pajonal; V: verano.

Tabla 2

Medidas de diversidad de las comunidades de arañas de suelo registradas en el Parque General San Martín (Entre Ríos, Argentina).

	P	BE	BN	Total	P (bootstrap)		
					P-BE	P-BN	BE-BN
Abundancia	678	501	219	1398	0.0001	0.0001	0.0001
Riqueza S (sobs)	62	62	67	120	sd	sd	sd
Chao 1	79.25	91.08	164.5	159.42	-	-	-
ACE	85.75	105.5	145.85	165.42	-	-	-
ICE	88.52	130.7	156.91	173.55	-	-	-
MM	77.34	79.74	119.51	141.77	-	-	-
Singletones	24	28	40	44	-	-	-
Doubletones	15	12	7	23	-	-	-
(%) Completitud	80.16	77.75	56.06	84.64	-	-	-
Dominancia	0.1698	0.1471	0.05953	0.09475	0.04	0.001	0.001
Ind. Shannon	2.474	2.698	3477	3125	0.024	0.001	0.001
Ind. Simpson	0.8302	0.8529	0.9405	0.9052	0.04	0.001	0.001

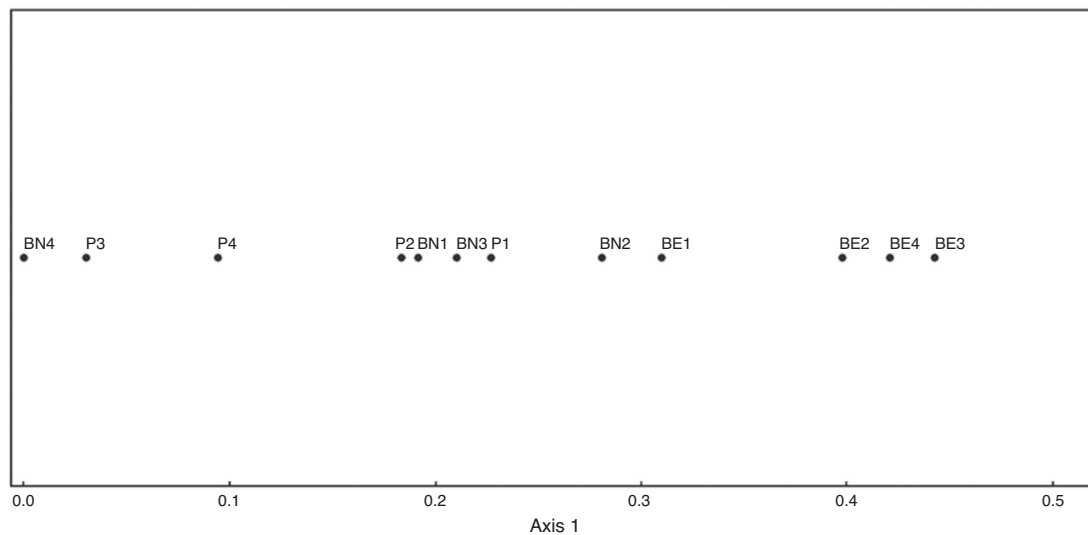
BE: bosque exótico; BN: bosque nativo; P: pajonales; $p < 0.05$: con diferencias significativas.

Figura 4. Ordenamiento polar de Bray-Curtis para los ambientes estudiados con respecto a las variables de heterogeneidad de suelo en el Parque General San Martín (Entre Ríos, Argentina). BE: bosque exótico; BN: bosque nativo; P: pajonal;

arañas del Pajonal y las de Bosques, mientras que entre las comunidades de ambos tipos de bosques no mostraron diferencias (P vs. BN: $A = 0.2407$, $p = 0.015$; P vs. BE: $A = 0.4074$, $p = 0.007$; BN vs. BE: $A = 0.083$, $p = 0.507$).

Se registraron 8 gremios en el PGSM, donde las «cazadoras corredoras sobre suelo» ($n = 632$) fueron las más abundantes en todos los ambientes, seguido por las «tejedoras de telas en sábanas» ($n = 262$) y «tejedoras de telas orbiculares» ($n = 223$). En el BN se hallaron todos los gremios, mientras que en el BE no se registró a las «tejedoras de telas irregulares», al igual que a las «cazadoras deambuladoras» que no fueron registradas en el P (tabla 1).

Los resultados del Anosim solo mostraron diferencias de significación estadística en 2 ensambles de arañas de los ambientes analizados, evidenciando cómo la heterogeneidad de cada uno de los ambientes se manifiesta en los gremios presentes. Las tejedoras de telas orbiculares mostraron diferencias significativas entre los ambientes (Anosim: $R = 0.3484$, $p = 0.012$) y las tejedoras de telas en sábanas (Anosim: $R = 0.6609$, $p = 0.001$). El

resto de los gremios (especialistas, cazadoras corredoras sobre el suelo, cazadoras deambuladoras, otras cazadoras, tejedoras de telas irregulares y tejedoras de telas espaciales) no cambiaron sus ensambles de manera significativa entre los ambientes.

Discusión

La hipótesis de heterogeneidad ambiental establece que a mayor heterogeneidad, mayor cantidad de nichos podrán coexistir, traducándose en un mayor número de especies (Allouche, Kalyuzhny, Moreno-Rueda, Pizarro y Kadmon, 2012; Bazzaz, 1975; Jiménez-Valverde y Lobo, 2006). En este contexto, y teniendo en cuenta la diversidad de arañas de suelo presentes en el PGSM se observó que la comunidad estuvo influenciada por los cambios que se generan en el hábitat, mostrando mayor diversidad de arañas donde hay mayor diversidad ambiental. Esto quedó demostrado en el bosque nativo en contraposición al bosque exótico, que es más homogéneo por los cambios que establece la vegetación al invadir y modificar el ambiente.

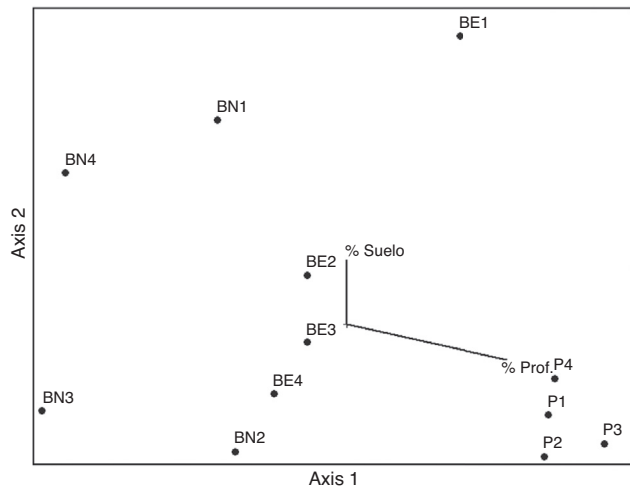


Figura 5. Escalamiento no métrico multidimensional mostrando el ordenamiento de los sitios estudiados teniendo en cuenta la similitud de los ensambles de arañas de suelo por medio de Bray-Curtis en el Parque General San Martín (Entre Ríos, Argentina). BE: bosque exótico; BN: bosque nativo; P: pajonal.

En Argentina se reconocen 64 familias de arañas correspondientes a 1,109 especies aproximadamente (World Spider Catalog, 2016), de las cuales se reconocieron en el PGSM 26 familias (40%) y 120 especies/morfoespecies. Diversos trabajos realizados en este país, pero con diferentes técnicas de muestreo, hallaron un alto número de familias similares a las registradas en el presente trabajo: 23 familias en la Reserva el Bagual (Formosa) (Corronca y Abdala, 1994), 33 familias y 150 especies/morfoespecies al analizar la araneofauna asociadas a 2 bosques degradados del Chaco Húmedo en Corrientes (Avalos et al., 2007), 28 familias y 104 especies/morfoespecies en el Parque Nacional Mburucuyá (Corrientes) (Rubio et al., 2008), 32 familias y 158 especies/morfoespecies en Reserva Natural Otamendi (Buenos Aires) (Grismado et al., 2011) y 34 familias y 188 especies en las selvas de Yungas (Rubio, 2015).

La familia Lycosidae registró la mayor abundancia en este estudio (41.1%), seguido en orden decreciente por las familias Tetragnathidae (16%), Linyphiidae (9.8%) y Hahniidae (7.7%). Las familias antes mencionadas representan más del 74% de la abundancia total, donde el resto mostró una abundancia inferior al 5%. Estos resultados coinciden con otros estudios en áreas naturales, donde Lycosidae se caracteriza por poseer especies deambuladoras muy activas sobre la superficie terrestre, y por ser la familia de arañas más abundante en los relevamientos de fauna de suelo de todos los ambientes (Rubio, Minoli y Piacentini, 2007). Además, los licósidos son influenciados por la calidad y tipo de hábitat en el que se encuentren, presentando diferentes respuestas de comportamiento en cuanto a sus patrones de abundancia espacial (Buddle y Rypstra, 2003; Martin y Major, 2001).

Linyphiidae constituyó la segunda familia más abundante del suelo en el parque, lo cual se relaciona directamente con la composición y complejidad del paisaje (Schmidt, Roschewitz, Thies y Tscharnkte, 2005). Los linífidos son una de las familias que mejor se adapta y resiste a los sistemas con disturbio, lo cual explica la alta abundancia del grupo en el bosque con invasión

de exóticas (Samu y Szinetár, 2002; Schmidt y Tscharnkte, 2005). Esta familia, junto a Hahniidae forman parte del mismo gremio de las tejedoras de telas en sábanas, construyendo sus telas sobre la superficie del suelo o en el follaje bajo (Grismado et al., 2011). Por otra parte, la familia Tetragnathidae, perteneciente al gremio de las tejedoras de telas orbiculares, presentó la mayor abundancia en los pajonales. Esto se atribuye a la complejidad estructural del hábitat, donde la estructura física establecida por las especies vegetales características permiten que las arañas tejedoras puedan emplazar sus telas y alimentarse (Blanco-Vargas, Amat-García y Flórez-Daza, 2003).

El inventario total obtenido fue óptimo, superior al 80% de las especies estimadas, y similar a los ambientes P y BE; en cambio el inventario del BN fue inferior al resto. La alta heterogeneidad ambiental, junto a las especies raras, especies turistas, fenómenos demográficos y el área que ocupa la comunidad en estudio, son elementos que influyen en la riqueza de especies de un lugar (Halffter y Moreno, 2005). En consecuencia, la alta proporción de especies de arañas que faltaría encontrar en el BN se debería no solo a la complejidad del bosque, sino también, a las especies que son representadas por pocos individuos (singletons) y que suelen ser más difíciles de registrar en bosques, debido a la complejidad estructural que presentan estos ambientes (Rabinowitz, Cairns y Dillon, 1986).

La estimación continua de la riqueza de especies juega un rol fundamental en la conservación y evaluación de los inventarios biológicos en múltiples contextos (Cardoso, 2009; Coddington, Agnarsson, Miller, Kuntner y Hormiga, 2009). Si bien en el presente trabajo, la composición de arañas del PGSM se estimó a partir de una sola técnica de muestreo (trampas de caída); este es un método ampliamente utilizado para el monitoreo de invertebrados de suelo en estudios de diversidad biológica y recomendado en protocolos para estudios de biodiversidad (Brennan, Majer y Reygart, 1999; Coddington, Young y Coyle, 1996).

Respecto a la heterogeneidad analizada en el PGSM, el bosque nativo fue el ambiente que presentó altos valores de acuerdo a las variables cuantificadas, lo cual se corresponde con la mayor diversidad, riqueza y equitatividad de arañas, del resto de los ambientes del parque. Esto coincide con otros trabajos que demuestran una correlación entre la diversidad de especies y la complejidad estructural del hábitat, reflejándose en la comunidad de arañas presentes (Avalos et al., 2007, 2008; Grismado et al., 2011; Uetz, 1991). Así, las arañas del BN del PGSM, encuentran todos los recursos y hábitat necesarios para su supervivencia. En coincidencia con lo postulado por diversos autores, aquellos ambientes que presentan mayor complejidad vegetal se correlacionan con una mayor resistencia a las alteraciones (Cardoso et al., 2011; Voigt, Perner y Jones, 2007).

El pajonal mostró ser un ambiente con una heterogeneidad intermedia, respecto a los ambientes del PGSM. La composición herbácea permite que muchas arañas tejedoras puedan fijar sus telas, y hacer de estas áreas las más propicias para el desarrollo de las especies, debido a la permanente cobertura de estos suelos, al proveer refugio y disponibilidad de presas (Desender, Alderweireldt y Pollet, 1989; Duffey, 1978; Gravesen y Toft, 1987; Uetz, 1991). Así mismo, la alta abundancia encontrada en

estos ambientes a lo largo de las estaciones analizadas, muestran que la estructura de la vegetación es un recurso clave en la determinación de la composición de arañas (Jiménez-Valverde, Ortuño y Lobo, 2007).

La invasión de plantas arbóreas, genera disturbios en el ambiente, cambia la fisonomía del paisaje y amenaza la biodiversidad (Aguirre-Muñoz y Mendoza-Alfaro, 2009). Esto se reflejó en los ordenamientos establecidos, donde el BE mostró ser el ambiente más homogéneo, con predominancia de suelos desnudos y menor cobertura de hojarasca, lo que afectó a la comunidad de arañas epigeas. El reemplazo del bosque nativo por el exótico genera cambios ambientales que fueron percibidos por la comunidad de arañas, por su menor diversidad y especies dominantes. Estudios realizados en otras escalas y con otras comunidades (aves) en el PGSM mostraron el mismo patrón (Fandiño y Giraud, 2010). La dominancia de unas pocas especies arbóreas y la capacidad de invadir el área, generan un ambiente uniforme sin diversidad florística, lo que se ve reflejado en la comunidad de arañas analizadas.

Numerosos factores afectan la estabilidad ambiental y consecuentemente la diversidad de especies en un hábitat determinado (Whitmore, Slotow, Crouch y Dippenaar-Schoeman, 2002), por tal motivo los análisis de NMDS registraron que los sitios pertenecientes a los pajonales y bosques se ordenan según la heterogeneidad del suelo, principalmente por la profundidad de la hojarasca en los pajonales y por suelo descubierto en los bosques. Esto concuerda con Wise (1993), quien establece que la estructura de la vegetación y las propiedades de la capa de hojarasca afectan a la composición de arañas de la comunidad. Entre los factores que influyen a la comunidad se señalan a las condiciones microclimáticas del suelo, disponibilidad de alimento y de sitios de refugio (Lietti, Gamundi, Montero, Molinari y Bulacio, 2008), lo cual explica el ensamble de arañas del ambiente P y el efecto del suelo sin cobertura vegetal dada en los BE.

Diversos autores establecen que la estructura física del ambiente tiene una importante influencia en la preferencia del hábitat de las arañas, sobre todo para las constructoras de telas que necesitan estructuras más complejas para elaborarlas (Rubio et al., 2008; Uetz, 1991; Whitmore et al., 2002). Esta afirmación se observó en nuestros datos, donde los BN mostraron más gremios que los otros ambientes, como es el caso de las tejedoras de telas irregulares que únicamente se registraron en este ambiente. Los gremios, tejedoras de telas orbiculares y tejedoras de telas en sábana mostraron cambios significativos entre los ambientes analizados. Esto indica la organización que tiene la comunidad en relación con la heterogeneidad ambiental en la que se encuentra, permitiendo ocupar una gran variedad de microhábitats en los diferentes ambientes del parque, debido a la alta capacidad de dispersión, estrategia trófica y nivel de perturbación de los bosques, entre otros factores, que no fueron abordados en el presente trabajo (Cardoso et al., 2011; Jiménez, Nieto-Castaneda, Correa-Ramírez y Palacios-Cardiel, 2015; Uetz, 1991). Por otra parte, para futuros estudios en estos ambientes heterogéneos son necesarios complementar con otras técnicas de recolecta para evitar sesgos en los gremios existentes, evaluando la complejidad vertical y diversidad de las áreas involucradas.

A modo de conclusión, los ambientes del PGSM manifiestan diferentes grados de heterogeneidad horizontal, dando como resultado cambios en la comunidad de arañas del suelo al modificar su diversidad en respuesta a las características ambientales presentes. Esto demuestra que la invasión de especies vegetales exóticas genera pérdida de diversidad de nichos dentro de los bosques nativos, lo que puede llevar a un decremento en la diversidad de arañas en los ambientes nativos del PGSM. Las áreas naturales protegidas de Entre Ríos cumplen una importante función de conservación de la biodiversidad, en una región donde el avance agrícola se intensificó en los últimos 30 años, dejando pocos remanentes de bosques nativos. Es fundamental, el desarrollo de planes estratégicos de conservación en estos sitios para frenar la invasión de especies exóticas y conservar biodiversidad en estas áreas nativas.

En este contexto, sabiendo que el PGSM posee áreas con diferentes grados de heterogeneidad y una diversa comunidad de arañas, se espera que este aporte complemente y ayude al desarrollo de planes de control de exóticas para el fortalecimiento de las ANP, como también considerar nuevas evaluaciones a futuro para revelar nueva información y conservar la biodiversidad en estas áreas.

Agradecimientos

Agradecemos a Alfredo Berduc su colaboración y asesoramiento; a María Belén Cava la lectura crítica del manuscrito y a Luis Piacentini su colaboración en la identificación taxonómica (MACN, Buenos Aires-Argentina). A la Administración del Parque General San Martín, por permitirnos el acceso para realizar el estudio; a la Facultad de Humanidades y Ciencias-Universidad Nacional del Litoral (FHUC-UNL) y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por su apoyo y financiamiento.

Referencias

- Aguirre-Muñoz, A. y Mendoza-Alfaro, R. (2009). Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En: Conabio (Ed.), *Capital Natural de México, vol. II. Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 277-318) Ciudad de México: Conabio.
- Allouche, O., Kalyuzhny, M., Moreno-Rueda, G., Pizarro, M. y Kadmon, R. (2012). Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 17495–17500.
- Almada, M. S., González, A. y Corronca, J. A. (2016). Cambios en la comunidad de arañas (Arachnida: Araneae) en períodos de barbecho y de cultivos de soja en el Norte de Santa Fe, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 115, 55–65.
- Almada, M. S., Sosa, M. A. y González, A. (2012). Araneofauna (Arachnida: Araneae) en cultivos de algodón (*Gossypium hirsutum*) transgénicos y convencionales en el norte de Santa Fe Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 60, 611–623.
- Apodaca, J.A., Crisci, J.V. y Katinas, L. (2015). *Las provincias fitogeográficas de la República Argentina: definición y sus principales áreas protegidas*. Buenos Aires: Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- Armendano, A. y González, A. (2009). Comunidad de arañas (Arachnida, Araneae) del cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*) en Buenos Aires Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 58, 747–757.

- Arribas, P., Abellán, P., Velasco, J., Bilton, D. T., Lobo, J. M., Millán, A., et al. (2012). Species vulnerability under climate change, a new challenge for biodiversity conservation. *Ecosistemas*, 21, 79–84.
- Arzamendia, V. y Giraud, A. R. (2004). Usando patrones de biodiversidad para la evaluación y diseño de áreas protegidas: las serpientes de la provincia de Santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77, 335–348.
- Arzamendia, V. y Giraud, A. R. (2011). A panbiogeographical model to prioritize areas for conservation along large rivers. *Diversity and Distributions*, 18, 168–179.
- Avalos, G., Bar, M. E., Oscherov, E. B. y González, A. (2013). Diversidad de Araneae en cultivos de *Citrus sinensis* de la Provincia de Corrientes (Argentina). *Revista de Biología Tropical*, 61, 1243–1260.
- Avalos, G., Rubio, G., Bar, M., Damboraky, M. y Oscherov, E. (2008). Composición y distribución de la araneofauna del Iberá. *Revista de Biología Tropical*, 57, 339–351.
- Avalos, G., Rubio, G. D., Bar, M. E. y González, A. (2007). Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 55, 899–909.
- Bazzaz, F. A. (1975). Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56, 485–488.
- Berduc, A. J. (2004). *Diagnóstico y planificación de estrategia de manejo y control de leñosas exóticas en el Parque Escolar Rural "Enrique Berduc"*. Entre Ríos: Consejo General de Educación de Entre Ríos.
- Berduc, A., Bierig, P. L., Donello, A. V. y Walker, C. H. (2010). Lista actualizada y análisis preliminar del uso de hábitat de medianos y grandes mamíferos en un área natural protegida del espinal con invasión de leñosas exóticas, Entre Ríos Argentina. *FABICIB*, 14, 9–27.
- Blanco-Vargas, E., Amat-García, G. y Flórez-Daza, E. (2003). Araneofauna orbitalar (Araneae: Orbiculariae) de los Andes de Colombia: comunidades en habitats bajo regeneración. *Revista Ibérica de Aracnología*, 7, 189–203.
- Bray, J. R. y Curtis, T. J. (1957). An ordination of the upland forest communities in southern Wisconsin. En B. McCune y J. B. Grace (Eds.), *Analysis of ecological communities* (pp. 143–148). Glenden Beach, Oregon: MjM Software Design.
- Brennan, K. C., Majer, J. D. y Reysgaert, N. (1999). Determination of an optimal pitfall trap size for sampling spiders in a Western Australian Jarrah forest. *Journal of Insect Conservation*, 3, 297–307.
- Buddle, C. M. y Rypstra, A. L. (2003). Factors initiating emigration of two wolf-spider species (Araneae: Lycosidae) in an agroecosystem. *Environmental Entomology*, 32, 88–95.
- Cardoso, P. (2009). Standardization and optimization of arthropod inventories—the case of Iberian spiders. *Biodiversity and Conservation*, 18, 3949–3962.
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R. y Coddington, J. A. (2011). Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS ONE*, 6, e21710.
- Ceballos, G. (2007). Conservation priorities of Mexican mammals: protected species and reserve networks. *Ecological Applications*, 17, 569–578.
- Churchill, T. (1997). Spiders as ecological indicators: an overview for Australia. *Memoirs of the National Museum of Victoria*, 56, 331–337.
- Clarke, R. D. y Grant, P. R. (1968). An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. *Part I. Ecology*, 49, 1152–1154.
- Clausen, I. H. S. (1986). The use of spiders (Araneae) as ecological indicators. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 7, 83–86.
- Coddington, J. A., Agnarsson, I., Miller, J. A., Kuntner, M. y Hormiga, G. (2009). Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology*, 78, 573–584.
- Coddington, J. A., Young, L. H. y Coyle, F. A. (1996). Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 24, 111–128.
- Colwell, R.K. (2006). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.0 [consultado 12 jul 2016]. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates/>.
- Corronca, J. A. y Abdala, C. S. (1994). La fauna araneológica de la Reserva Ecológica «El Bagual», Formosa Argentina. *Aracnología Suplementos*, 9, 1–6.
- DeBach, P. y Rosen, D. (1991). *Biological control by natural enemies*. London: Cambridge University Press.
- Desender, K., Alderweireldt, M. y Pollet, M. (1989). Field edges and their importance for polyphagous predatory arthropods. *Mededelingen Faculteit Landbouwwetenschappen Rijksuniversiteit Gent*, 54, 823–833.
- Díaz-Porres, M., Rionda, M. H., Duhour, A. E. y Momo, F. R. (2014). Artrópodos del suelo: relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. *Ecología Austral*, 24, 327–334.
- Diehl, E., Mader, V. L., Wolters, V. y Birkhofer, K. (2013). Management intensity and vegetation complexity affect web-building spiders and their prey. *Oecologia*, 173, 579–589.
- Dippenaar-Schoeman, A. S. y Jocqué, R. (1997). *African spiders, an identification manual*. Handbook N.º 9. Pretoria, South Africa: Plant Protection Research Institute.
- Dornelas, M., Moonen, A. C., Magurran, A. E. y Bàrberi, P. (2009). Species abundance distributions reveal environmental heterogeneity in modified landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 46, 666–672.
- Duffey, E. (1978). Ecological strategies in spiders including some characteristics of species in pioneer and nature habitats. *Symposium of the Zoological Society of London*, 42, 109–123.
- Fandiño, B. y Giraud, A. R. (2010). Revisión del inventario de aves de la provincia de Santa Fe Argentina. *FABICIB*, 14, 116–137.
- Freestone, A. L. y Inouye, B. D. (2006). Dispersal limitation and environmental heterogeneity shape scale-dependent diversity patterns in plant communities. *Ecology*, 87, 2425–2432.
- Gilbert, J. A. y Butt, K. R. (2009). Digital photography as a tool for field monitoring. *International Mire Conservation Group and International Peat Society*, 05, 1–6.
- Gómez, J. E., Lohmiller, J. y Joern, A. (2016). Importance of vegetation structure to the assembly of an aerial web-building spider community in North American open grassland. *Journal of Arachnology*, 44, 28–35.
- Gravesen, E. y Toft, S. (1987). Grassfields as reservoirs for polyphagous predators (Arthropoda) of aphids (Homoptera, Aphididae). *Journal of Applied Entomology*, 104, 461–473.
- Grismado, C., Crudele, I., Damer, L., López, N., Olejnik, N. y Trivero, S. (2011). *Comunidades de arañas de la Reserva Natural Otamendi, composición taxonómica y riqueza específica, Provincia de Buenos Aires, Argentina*. Buenos Aires: Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino.
- Halaj, J., Cady, A. B. y Uetz, G. W. (2000). Modular habitat refugia enhance generalist predators and lower plant damage in soybeans. *Environment Entomology*, 29, 383–393.
- Halffter, G. y Moreno, C. E. (2005). Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff, y A. Melic (Eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma* (pp. 5–18). Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2012). PAST (Paleontological Statistics) version 2.16. Software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4, 1–9.
- Höfer, H. (1990). The spider community (Araneae) of a central Amazonian blackwater inundation forest (Igapo). *Acta Zoologica Fennica*, 190, 173–179.
- Jiménez, M. L., Nieto-Castaneda, I. G., Correa-Ramírez, M. M. y Palacios-Cardiel, C. (2015). Las arañas de los oasis de la región meridional de la península de Baja California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 319–331.
- Jiménez-Valverde, A. y Lobo, J. M. (2006). Establishing reliable spider (Araneae, Araneidae and Thomisidae) assemblage sampling protocols: estimation of species richness, seasonal coverage and contribution of juvenile data to species richness and composition. *Acta Oecologica*, 30, 21–32.
- Jiménez-Valverde, A., Ortuño, V. M. y Lobo, J. M. (2007). Exploring the distribution of *Sterocorax* Ortuño, 1990 (Coleoptera, Carabidae) species in the Iberian Peninsula. *Journal of Biogeography*, 34, 1426–1438.
- Krebs, C.J. (1999). *Ecological methodology, Second edition*. Menlo Park, California: Addison Wesley, Longman, Inc.
- Lavilla, E. O. (2004). Economía, educación y conservación: el costo de nuestra ignorancia. *Natura Neotropicalis*, 33, 95–101.
- Lietti, M., Gamundi, J. C., Montero, G., Molinari, A. y Bulacio, V. (2008). Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral*, 18, 71–87.

- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Science Ltd.
- Martin, T. J. y Major, R. E. (2001). Changes in wolf spider (Araneae) assemblages across woodland–pasture boundaries in the central wheat-belt of New South Wales, Australia. *Austral Ecology*, 26, 264–274.
- McAleece, N. (1999). BiodiversityPro. Ver. 2.0.0. The Natural History Museum y The Scottish Association for Marine Science [consultado 15 jul 2016]. Disponible en: www.sams.ac.uk/dml/projects/benthic/bdpro.
- McCune, B. y Grace, J. B. (2002). *Analysis of ecological communities*. Glendeden Beach, Oregon: MjM Software Design.
- McCune, B. y Mefford, M. J. (2011). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.0. Software.
- Oliver, I. y Beattie, A. J. (1993). A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology*, 7, 562–568.
- Peck, J. E. (2010). *Multivariate analysis for community ecologists: step-by-step using PC-ORD*. Glendeden Beach, Oregon: MjM Software Design.
- Pereyra, F. (2003). *Ecoregiones de la Argentina*. Buenos Aires: Servicio Geológico Minero Argentino.
- Rabinowitz, D., Cairns, S. y Dillon, T. (1986). Seven forms of rarity and the frequency in the flora of the British Isles. En M. E. Soulé (Ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity* (pp. 182–204). Sunderland, Massachusetts: Sinauer.
- Ramírez, M. J. (1999). Orden Araneae. En F. A. Crespo, M. S. Iglesias, y Valverde A.C. (Eds.), *El ABC en la determinación de artrópodos. Claves para especímenes presentes en la Argentina I*. Buenos Aires: Editorial CCC Educando.
- Robertson, M. P., Harris, K. R., Coetzee, J. A., Foxcroft, L. C., Dippenaar-Schoeman, A. S. y van Rensburg, B. J. (2011). Assessing local scale impacts of *Opuntia stricta* (Cactaceae) invasion on beetle and spider diversity in Kruger National Park, South Africa. *African Zoology*, 46, 205–223.
- Rubio, G. (2015). Diversidad de arañas (Araneae, Araneomorphae) en la selva de montaña: un caso de estudio en las Yungas argentinas. *Graellsia*, 71, 1–21.
- Rubio, G. D., Corronca, J. A. y Damborsky, M. P. (2008). Do spider diversity and assemblages change in different contiguous habitats? A case study in the protected habitats of the Humid Chaco ecoregion, north-east Argentina. *Environmental Entomology*, 37, 419–430.
- Rubio, G., Minoli, I. y Piacentini, L. (2007). Patrones de abundancia de cinco especies de arañas lobo (Araneae: Lycosidae) en dos ambientes del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. *BRENESIA*, 67, 59–67.
- Rypstra, A. L., Carter, P. E., Balfour, R. A. y Marshall, S. D. (1999). Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *Journal of Arachnology*, 27, 371–377.
- Samu, F. y Szinetár, C. (2002). On the nature of agrobiont spiders. *Journal of Arachnology*, 30, 389–402.
- Schmidt, M. H., Roschewitz, I., Thies, C. y Tschardtke, T. (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42, 281–287.
- Schmidt, M. y Tschardtke, T. (2005). Landscape context of sheetweb spider (Araneae: Linyphiidae) abundance in cereal fields. *Journal of Biogeography*, 32, 467–473.
- Scott, A. G., Oxford, G. S. y Selden, P. A. (2006). Epigeic spiders as ecological indicators of conservation value for peat bogs. *Biological Conservation*, 127, 420–428.
- Silva, D. y Coddington, J. A. (1996). Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Peru): species richness and notes in community structure. En D. E. Wilson y A. Sandoval (Eds.), *Manu: the biodiversity of Southeastern Peru* (pp. 253–311). Washington D.C.: Smithsonian Institution.
- Sjödin, E. N., Bengtsson, J. y Ekblom, B. (2008). The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology*, 45, 763–772.
- SPSS. (2007). Statistical package for the social sciences, Vers. 16.0. Chicago, IL, USA.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., et al. (2004). Animal species diversity driven by Habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31, 79–92.
- Tsai, Z. I., Huang, P. S. y Tso, I. M. (2006). Habitat management by aboriginals promotes high spider diversity on an Asian tropical island. *Ecography*, 29, 84–94.
- Uetz, G. W. (1991). Habitat structure and spider foraging. En S. S. Bell, E. D. McCoy, y H. R. Mushinsky (Eds.), *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space* (pp. 325–348). Londres: Chapman y Hall.
- Voigt, W., Perner, J. y Jones, T. H. (2007). Using functional groups to investigate community response to environmental changes: two grassland case studies. *Global Change Biology*, 13, 1710–1721.
- Weeks, R. D. J. y Holtzer, T. O. (2000). Habitat and season in structuring ground-dwelling spider (Araneae) communities in a shortgrass steppe ecosystem. *Environmental Entomology*, 29, 1164–1172.
- Whitmore, C., Slotow, R., Crouch, T. E. y Dippenaar-Schoeman, A. S. (2002). Diversity of spiders (Araneae) in a savanna Reserve, Northern Province, South Africa. *Journal of Arachnology*, 30, 344–356.
- Wise, D. (1993). *Spiders in ecological webs*. Cambridge, U.K: Cambridge University Press.
- Wise, D. (2002). Efectos directos e indirectos de las arañas en la red trófica del mantillo del bosque. V Congreso Argentino de Entomología. 18-22 de marzo de 2002. Buenos Aires, Argentina: Resúmenes.
- World Spider Catalog (2016). World Spider Catalog. Natural History Museum Bern. [consultado 22 Abr, 2016]. Disponible en: <http://wsc.nmbe.ch>, version 17.0.
- Zehm, A., Nobis, M. y Schwabe, A. (2003). Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. *Flora*, 198, 142–160.