



Revista mexicana de biodiversidad

ISSN: 1870-3453

ISSN: 2007-8706

Instituto de Biología

Avalos, Gilberto; Achitte-Schmutzler, Helga Cecilia; Santos, Margarita Esther De los
Caracterización de la fauna de arañas en monocultivos de
Eucalyptus y Pinus de la Reserva del Iberá, Corrientes, Argentina
Revista mexicana de biodiversidad, vol. 89, núm. 1, 2018, pp. 134-148
Instituto de Biología

DOI: 10.22201/ib.20078706e.2018.1.1910

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42559253012>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

Revista Mexicana de Biodiversidad 89 (2018): 134-148

Ecología

Caracterización de la fauna de arañas en monocultivos de *Eucalyptus* y *Pinus* de la Reserva del Iberá, Corrientes, Argentina

Characterization of the spider fauna in monocultures of Eucalyptus and Pinus from the Iberá Reserve, Corrientes, Argentina

Gilberto Avalos *, Helga Cecilia Achitte-Schmutzler y Margarita Esther De los Santos

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional del Nordeste, Av. Libertad 5470 (3400) Corrientes, Argentina

*Autor para correspondencia: gilbertoa@exa.unne.edu.ar (G. Avalos)

Recibido: 08 septiembre 2016; aceptado: 02 agosto 2017

Resumen

Se caracterizó la fauna de arañas de las forestaciones de *Eucalyptus grandis* y *Pinus elliottii* de las localidades: Colonia Montaña, San Miguel (CM) y Puerto Valle, Ituzaingó (PV) de Corrientes, Argentina. Se utilizaron diferentes índices para medir la diversidad alfa y beta. Se recolectaron 1,384 individuos, 805 en CM y 579 en PV, pertenecientes a 26 familias de Araneomorphae. En ambas localidades, las familias más diversas fueron: Araneidae, Salticidae y Theridiidae y las más abundantes: Tetragnathidae, Araneidae y Lycosidae. Se observó una menor dominancia de especies en los cultivos eucaliptos de CM y pinos en PV, por lo tanto se observa una mayor equidad en cuanto a número de especies en ambas plantaciones. No hubo diferencias significativas en la diversidad entre las forestaciones de ambas localidades. Las especies más abundantes en CM fueron: *Leucauge argyra* (Tetragnathidae), *Metazigya gregalis* y *M. voluptifica* (Araneidae); mientras que *Leucauge venusta* (Tetragnathidae) fue más abundante en los eucaliptos de PV. Si bien estas especies son comunes en los bosques naturales del Iberá, en estas plantaciones, que constituyen bosques abiertos, se presentan como pioneras y dominantes, adaptándose rápidamente a estas áreas donde los espacios parecen ser propicios para desplegar sus telas.

Palabras clave: Araneae; Diversidad; Forestación; Área prioritaria

Abstract

Spider fauna were characterized on *Eucalyptus grandis* and *Pinus elliottii* forests in the localities of Colonia Montaña (CM), San Miguel and Puerto Valle PV, Ituzaingó, Corrientes, Argentina. We used different indexes to measure alpha and beta diversity. There were 1,384 individuals, 805 on CM and 579 PV, belonging to 26 Araneomorphae families. In both localities, the families: Tetragnathidae, Araneidae and Lycosidae were the most abundant while: Araneidae, Salticidae and Theridiidae were the richest families. A lower species dominance was observed on CM eucalyptus and PV pine, therefore evenness indexes were highest in both plantations. There were no significant differences in the diversity between the forestations in both locations. *Leucauge argyra* (Tetragnathidae), *Metazigya gregalis* and *M. voluptifica* (Araneidae), were most abundant in CM, while that *Leucauge venusta* (Tetragnathidae) was the most abundant in the PV eucalyptus. Although these species were usually in the Iberá forest, in this plantation of open forest type, they are presented as pioneer and dominant, adapting easily to these areas on where the spider web may be deployed favorably.

Keywords: Araneae; Diversity; Afforestation; Priority area

Introducción

Los disturbios antrópicos pueden alterar la diversidad de un determinado ecosistema y con ello, afectar sus procesos, entre los cuales se encuentra el ciclo de nutrientes (León-Gamboa et al., 2010). Uno de los tipos de disturbio más comunes en Sudamérica durante el último siglo ha sido el reemplazo de bosque nativo por la plantación extensiva de especies exóticas, como pino y eucalipto (Granda, 2006; Sedjo, 1999; Toro y Gessel, 1999). Sin importar si estas plantaciones tuvieron un interés estético o maderero, las alteraciones físicas del suelo en plantaciones de pino han sido ampliamente documentadas, e incluyen una baja retención de calor (Porté et al., 2004) y una alta evapotranspiración, lo que afecta la dinámica hídrica a nivel regional (Buytaert et al., 2007; Oyarzún y Huber, 1999). Con frecuencia, el establecimiento de estas plantaciones trae consigo la fragmentación del bosque nativo, de modo que los parches pequeños de vegetación nativa pueden ser influenciados por la matriz de plantaciones de árboles introducidos (León-Gamboa et al., 2010). Diversos trabajos abarcan los efectos de las plantaciones sobre la fauna de artrópodos en general (Brokerhoff et al., 2005; León-Gamboa et al., 2010; Suguituru et al., 2011); sin embargo, los trabajos sobre la araneofauna aún son escasos, pudiéndose citar algunos realizados en Uruguay (Jorge y Simó, 2012; Jorge, 2013).

Las plantaciones afectan la flora y la fauna, principalmente por su carácter uniforme (es decir, una especie dominante crece en extensos rodales homogéneos), lo que conlleva a la ausencia de árboles sobre maduros y muertos que constituyen un hábitat apropiado para muchos artrópodos, por lo que se genera una vegetación más pobre en diversidad y con menor biomasa que la que se desarrolla en el bosque natural (Poore y Fries, 1987). Esta problemática puede atenuarse con planificación y con un manejo adecuado que involucre, por ejemplo, dejar algunos árboles sobre maduros y reductos de vegetación nativa (Poore y Fries, 1987).

Los cambios de paisaje en tierras que antes se destinaban a la ganadería y que ahora se dedican a la forestación, ya ocupan decenas de miles de hectáreas en numerosos lugares de Argentina. Tal es el caso del sistema Iberá, localizado en el centro-norte de la provincia de Corrientes, la cual está sometida a cambios ambientales crecientes a consecuencia de las actividades humanas, tales como el ecoturismo, la forestación y las actividades agrícolas entre otras (Álvarez, 2003). Estos cambios ecológicos conllevan a la necesidad de preservar la biodiversidad de los diferentes ecosistemas en esta zona de Argentina, para lo cual resulta indispensable su conocimiento (Morrone y Coscarón, 1998).

El sistema Iberá constituye una macro unidad de ambientes terrestres, acuáticos y de interfase (Álvarez, 2003), que conserva gran parte del estado natural de los ecosistemas, especies y paisajes de la región y constituyen un importante reservorio de agua dulce de ubicación estratégica a nivel global (Carnevali, 2003). Es el humedal más importante del país y el segundo de Sudamérica por su extensión y sus particularidades biogeográficas. Se extienden sobre 1.3 millones de hectáreas distribuidas en los departamentos de Mercedes, San Roque, San Martín, Santo Tomé, Ituzaingó, San Miguel y Concepción.

Las arañas han ganado una amplia aceptación en los estudios ecológicos como indicadores de calidad ambiental (Clausen, 1986; Maelfait et al., 1990; Pinkus-Rendón et al., 2006; Tsai et al., 2006; Willett, 2001), ya que las comunidades de arañas han mostrado ser fuertemente influenciadas, y de manera predecible, por el tipo de hábitat y el patrón de uso de la tierra (Weeks y Holtzer, 2000).

Por lo mencionado, este trabajo tiene como objetivos conocer la fauna de arañas en bosques de monocultivos de eucaliptos y de pinos del sistema Iberá de la provincia de Corrientes, Argentina; analizando de manera comparativa la diversidad, riqueza específica y abundancia de arañas de la zona.

Materiales y métodos

Las muestras se obtuvieron de los siguientes monocultivos, *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden y *Pinus elliottii* Engelm, de las localidades de Colonia Montaña, Departamento San Miguel (CM; 28°03'13.2" S, 57°33'00.8" O) y forestación Puerto Valle, Departamento Ituzaingó (PV; 27°37'43.7" S, 56°31'17.8" O). La distancia entre las localidades es de 120 km en línea recta (fig. 1). En CM tanto las plantaciones de pinos como las de eucaliptos (distanciados por 1 km) tenían 7 años de antigüedad, mientras que en PV ambos monocultivos (separados entre sí por 3 km) tenían 12 años. Estas localidades están comprendidas en las Provincias Fitogeográficas del Chaco Húmedo y Paranaense (Carnevali, 1994).

Los muestreos se realizaron durante los meses estivales, primavera-verano de 2014 y 2015. En cada unidad ambiental (bosque de pinos y eucaliptos) se trazaron 3 transectos paralelos de 200 m × 2 m separados entre sí por 50 m. En cada uno de ellos se seleccionaron 5 sitios de muestreo de 4 m² (distanciados por 50 m), haciendo un total de 15 sitios de estudio por cada rodal, donde se aplicaron 3 técnicas diferentes de captura (pit-fall o trampa de caída, tamizado y captura directa), sumando 45 muestras por rodal. De este modo, la unidad de muestreo queda representada por un conjunto complementario de métodos diferentes (Coddington et al., 1996; Jiménez-

Valverde y Lobo, 2004; Toti et al., 2000), con la finalidad de obtener una representación óptima de la riqueza de especies de arañas del sitio muestreado.

Las trampas de caída (pit-fall), para la captura de arañas epígeas se instalaron en cada transecto 5 trampas de caída en línea recta, separadas entre sí por 50 m; totalizando 15 trampas por rodal (3 transectos con 5 trampas cada una). Las mismas consistían en un recipiente plástico de 1,000 cm³ de capacidad con solución conservante (etilenglicol: agua en proporción 1:10, con gotas de detergente) y permanecieron activas durante 48 h.

Las arañas del mantillo fueron obtenidas por tamizado de una superficie de 0.50 m². El tamiz consistió en una malla de 1cm de apertura y se efectuó la técnica sobre un lienzo blanco de 2 × 1.5 m, dentro del rango horario de 15-18 h.

La captura directa nocturna, se efectuó la localización visual nocturna mediante observaciones directas de las arañas ubicadas en el follaje, en sus telarañas o en ramas dentro del bosque. La captura fue durante 10 min y a partir de las 20 h.

Las técnicas mencionadas fueron realizadas por 3 personas. Los ejemplares se conservaron en frascos rotulados y se fijaron en alcohol etílico al 70%.

Para la identificación taxonómica se utilizaron claves específicas disponibles y los individuos no identificados por especies se clasificaron en morfoespecies, en base a caracteres estructurales diferenciables del cuerpo y, en caso de los adultos, en base a las estructuras de los pedipalpos en los machos y epiginios en las hembras. Estos individuos no se determinaron debido al déficit de trabajos taxonómicos actualizados o de descripciones de algunos de los sexos y/o de la especie. Esta determinación es usada por la taxonomía para una determinación rápida, cuando se tiene dificultad en la identificación a nivel específico (Krell, 2004; Oliver y Beattie, 1993).

Las arañas recolectadas se agruparon de acuerdo a su funcionalidad trófica en 7 gremios: cazadoras al acecho (CA), cazadoras por emboscada (CE), constructoras de telas espaciales (CTE), constructoras de telas orbiculares (CTO), constructoras de telas sábanas (CTS), vagabundas de vegetación (VV) y vagabundas de suelo (VS) (Cardoso et al., 2011; Dippenaar-Schoeman et al., 1989; Enders, 1976; Liljesthröm et al., 2002).

El material analizado fue depositado en la colección de la Cátedra de Artrópodos de la Facultad de Ciencias Exactas de la Universidad Nacional del Nordeste, Provincia de Corrientes, Argentina (CARTROUNNE).

Se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener, dominancia de Simpson, equidad y la riqueza específica, para cada unidad ambiental. La significación estadística del índice de Shannon-Wiener se probó

mediante la prueba “t” de Hutcheson (1970) a un nivel de significación $\alpha = 0.05$. Previamente, los datos fueron sometidos a las transformaciones Box-Cox (Box y Cox, 1964), que resuelve los problemas de normalidad y se probó la misma mediante la prueba Jarque-Bera ($p > 0.05$) (Jarque y Bera, 1987). Estos análisis se realizaron con el programa PAST versión 2.17c (Hammer et al., 2001).

Se efectuaron pruebas de bondad de ajuste de ji cuadrada (análisis de tabla de contingencia a 3 vías de clasificación) y el cálculo de residuos estandarizados tanto para las abundancias de familias como las de los gremios, en pinos y eucaliptos, para determinar si las abundancias en la que se registran dependen del rodal (Siegel y Castellan, 1995; Zar, 2010). Para este análisis se utilizó el software estadístico infoStat (Di Rienzo et al., 2008).

Se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Zar, 1996) para verificar si hubo diferencias significativas entre las abundancias de los gremios en los distintos rodales de ambas localidades.

Para determinar la representatividad del muestreo, se elaboraron curvas de acumulación de especies para cada ambiente (Moreno, 2001), para lo cual se utilizaron los estimadores no paramétricos basados en la abundancia Ace y Chao 1 (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Ace se basa en el concepto estadístico de cobertura de muestreo (Colwell et al., 2004) y Chao1 utiliza la relación entre el número de Singletones y Doubleton (Magurran, 2004). También se utilizó el índice no paramétrico basado en la incidencia, Jackknife de primer orden, que no asume la homogeneidad ambiental en la muestra (Magurran, 2004) y tiene en cuenta a las especies que aparecen solo en 1 muestra (uniques), pero pesadas por el número total de muestras (Heldtshe y Forrester, 1983a). Los cálculos se realizaron con el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013) y se utilizó como unidad de muestreo el número de la riqueza de especies recolectadas con las técnicas de captura mencionadas.

La diversidad de ambas comunidades se midió mediante el número efectivo de especies o riqueza específica (S), entendido como el número de especies de una comunidad virtual, perfectamente balanceada, en la que todas las especies son igualmente comunes y en la cual se conserva la abundancia relativa promedio de las especies de la comunidad real (Jost, 2006). Los números efectivos de especies permiten comparar de forma clara y directa la magnitud de la diferenciación en la diversidad de 2 o más comunidades (Jost, 2006; Moreno et al., 2011).

En este trabajo consideramos las medidas de diversidad verdadera de orden cero (⁰D = S), cuyo valor equivale a la riqueza de especies y de orden 1 (¹D), en la cual todas las especies son consideradas en el valor de diversidad, ponderadas proporcionalmente según su abundancia en

la comunidad (Hill, 1973; Jost, 2006, 2007; Moreno et al., 2011).

Los distintos ambientes se compararon mediante las curvas de rango-abundancia, cuya gráfica permite analizar la riqueza de especies, sus abundancias relativas, la equidad y la secuencia de cada una de las especies que componen la comunidad (Feinsinger, 2004).

Para evaluar las similitudes en cuanto a la riqueza de especies de arañas registradas en los cultivos, se empleó el índice de Bray-Curtis el cual también considera las abundancias de cada especie presente (Brower y Zar, 1984). Con estos datos se construyeron dendrogramas mediante el software PAST versión 2.17c (Hammer et al., 2001).

Resultados

Respecto a la diversidad, se reconocieron 26 familias, 21 en CM (19 en pinos y 18 en eucaliptos) y 22 en PV (16 en pinos y 18 en eucaliptos). De estas familias, Caponiidae, Miturgidae, Oonopidae y Philodromidae solo estuvieron presentes en CM, mientras que Mimetidae, Oxyopidae, Palpimanidae, Pholcidae y Uloboridae se hallaron únicamente en PV.

En general las familias con mayor abundancia para las 2 localidades fueron Tetragnathidae, seguida por Araneidae y Lycosidae, mientras que las familias con mayor riqueza de especies fueron Araneidae, Salticidae y Theridiidae (tabla 1). Solo 13 familias estuvieron representadas con más de 10 individuos (fig. 2). Respecto a la abundancia, en total se colectaron 1,384 individuos, 805 en CM (388 en pinos y 417 en eucaliptos) y 579 en la forestación PV (275 en pinos y 304 en eucaliptos).

Se registraron 61 géneros para ambas localidades, en CM 30 géneros en pinos y 27 en plantación de eucaliptos;

en la forestación de PV 23 géneros en pinos y 22 en eucaliptos.

Se determinaron 63 especies y 44 morfoespecies para las forestaciones de ambos departamentos, así en los pinos de CM se registraron 54 especies/morfoespecies y en los eucaliptos 61 especies/morfoespecies. En las forestaciones de pinos y eucaliptos de PV se reconocieron 42 y 52 especies/morfoespecies respectivamente (ver apéndice).

De las especies/morfoespecies que se identificaron en CM el 30% (16) están representadas por un solo individuo (singletons) y un 15% (8) con 2 (doubletons) en la plantación de pinos, y en la plantación de eucaliptos 46% (28) son singletons y el 11% doubletons (7). Asimismo en la forestación de PV se observó un 45% (19) de especies singletons y un 9% (4) de doubletons en pinos y, en eucaliptos 54% (28) de singletons y 19% (10) doubletons (tabla 3).

Se pudieron reconocer 7 gremios en ambas localidades, de los cuales el gremio con mayor número de individuos resultó las CTO (tabla 2) que representa el 57.7% del total de arañas colectadas en ambas forestaciones, seguida por el gremio de las VS con el 25%. Le siguieron, con menor importancia, CA con 5.7%, VV 3.7%, CTE 3.6%, CE 2.7% y CTS con 1.6% (fig. 3). Según los resultados del test Kruskal-Wallis no hubo diferencias significativas entre las abundancias de los gremios en los rodales de ambas localidades ($p > 0.05$).

En la forestación de pinos y en la forestación de eucaliptos de las dos localidades sobresalió el gremio de CTO, con la particularidad de que, en la forestación de pinos de PV, aparece la familia Uloboridae que estuvo ausente tanto en eucaliptos como en pinos de CM y en eucaliptos de PV. Asimismo, el gremio de las VS fueron las que le siguieron en abundancia, con mayor predominancia de la Familia Lycosidae (tabla 2).

Tanto en CM como en PV las frecuencias de las familias que se obtuvieron en los pinos y en los eucaliptos, mostraron dependencia al tipo de rodal (CM: $\chi^2 = 160.80$, $p < 0.0001$; PV: $\chi^2 = 290.71$, $p < 0.0001$). Según la tabla de residuos estandarizados, las familias que contribuyeron a las diferencias entre los rodales en CM fueron: Anyphaenidae, Ctenidae, Lycosidae y Philodromidae (hubo más especies en los pinos y menos en los eucaliptos que lo esperado), Araneidae y Salticidae (hubo menos especies en los pinos y más en los eucaliptos que lo esperado); y en PV: Ctenidae, Lycosidae, Mimetidae, Thomisidae y Theridiidae (hubo más especies en los pinos y menos en los eucaliptos que lo esperado) Tetragnathidae, Gnaphosidae y Salticidae (hubo menos especies en los pinos y más en los eucaliptos que lo esperado).

Asimismo las frecuencias de los gremios en los pinos y en los eucaliptos de ambas localidades no fueron

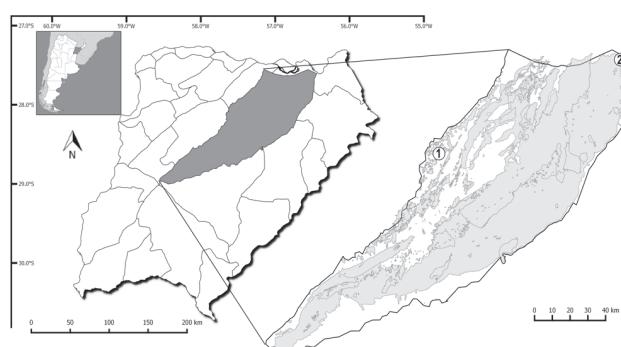


Figura 1. Sistema Iberá, Provincia de Corrientes, Argentina. Sitios de muestreo: 1, Colonia Montaña, Departamento de San Miguel; 2, Establecimiento Puerto Valle, Departamento de Ituzaingó.

Tabla 1

Familias, abundancia de individuos (N) y especies (S) de arañas de Colonia Montaña y Puerto Valle, Corrientes, Argentina.

Familia	Colonia Montaña		Puerto Valle	
	N	S	N	S
Amaurobiidae	4	1	1	1
Amphinectidae	4	1	0	0
Anyphaenidae	25	5	4	2
Araneidae	215	21	93	22
Caponidae	1	1	0	0
Corinnidae	2	2	2	2
Ctenidae	23	5	19	3
Gnaphosidae	2	2	24	3
Linyphiidae	4	2	8	3
Lycosidae	87	9	84	4
Mimetidae	0	0	23	1
Miturgidae	16	1	0	0
Oonopidae	2	1	0	0
Oxyopidae	0	0	2	1
Palpimanidae	0	0	1	1
Philodromidae	17	4	0	9
Pholcidae	0	0	1	1
Phrurolithidae	17	1	1	1
Salticidae	27	12	27	6
Scytodidae	49	2	2	1
Sparassidae	1	1	5	2
Tetragnathidae	253	4	183	4
Theridiidae	27	7	22	12
Thomisidae	4	2	17	6
Uloboridae	0	0	55	3
Zodariidae	25	3	5	3

independientes (CM: $\chi^2 = 43.84$, $p < 0.0001$; PV: $\chi^2 = 53.10$, $p < 0.0001$).

Los gremios que más contribuyeron a las diferencias entre los rodales fueron VV, CE, CA, VS los cuales presentaron mayor número de especies que las esperadas en los pinos y de manera inversa en los eucaliptos. Las CTO por su parte, presentaron menos especies que las esperadas en los pinos y contrariamente en los eucaliptos.

Los resultados de los índices de Shannon indican mayor diversidad en los pinos y en los eucaliptos de CM respecto a PV, estas diferencias fueron significativas ($t = 2.05$, $gl = 41.12$, $p = 0.04$; $t = 2.26$, $gl = 23.08$, $p = 0.03$). Al comparar la diversidad entre los rodales, no

hubo diferencias significativas tanto para CM ($t = 0.85$, $gl = 42.64$, $p = 0.39$) como para PV ($t = 1.33$, $gl = 15.22$, $p = 0.20$).

No obstante, según el índice de diversidad verdadera, los pinos de PV presentan casi el doble de diversidad que el cultivo de eucalipto (tabla 3).

En general, se observó una menor dominancia en los cultivos de eucaliptos de CM y en los pinos de PV, por lo tanto se observa una mayor equitatividad en ambas plantaciones (tabla 3).

La estimación de la riqueza de especies, por medio de índices no paramétricos Chao1, Ace y Jackknife, indican que más del 50% de las arañas fueron colectadas en ambas localidades (fig. 4).

Las curvas de rango-abundancia mostraron que la estructura de las comunidades en los 4 cultivos son similares, con una o pocas especies que dominan y muchas especies raras representadas en las “colas” de la curva. La pendiente fue más pronunciada en los eucaliptos de PV lo que indica que la distribución de las especies fue menos equitativa. En ambos rodales de CM *Leucauge argyra* fue la especie dominante, seguida por *Lobizon corandensis* ($n = 36$), *Metazygia gregalis* ($n = 26$) y *Scytodes* sp. ($n = 22$) en pino; *Metazygia* sp. ($n = 58$), *Metazygia gregalis* ($n = 48$) y *Cybaeodamus ornatus* ($n = 20$) en eucalipto. Por su parte, los rodales de PV mostraron una composición específica diferente; en pino la especie dominante fue *Lycosidae* morfoespecie 6 ($n = 51$), seguida por *Miagrammopes guttatus* ($n = 47$), *Gelanor* sp. ($n = 23$) y *Leucauge venusta* ($n = 21$). Mientras que en eucalipto *Leucauge venusta* ($n = 158$) fue la especie dominante seguida de *Gnaphosidae* morfoespecie 2 ($n = 18$), *Metopeira gressa* ($n = 17$) y *Lycosidae* morfoespecie 2 ($n = 14$) (fig. 5).

El índice de Bray-Curtis presenta valores muy bajos, el dendrograma muestra agrupados a los cultivos de pino y eucalipto de CM con un 52% de similitud. Por otro lado los cultivos de pino y eucalipto de PV también se encuentran agrupados pero con valores de similitud muchos más bajos (15%) (fig. 6).

Discusión

El total de familias de arañas registradas para Argentina asciende a 72 (CAA, 2015), cifra que representa el 63% de las familias de arañas a nivel mundial (WSC, 2017). Al comparar estos valores con las arañas registradas en las forestaciones investigadas, se constató que el total de familias halladas representan el 36% del país, así como el 55% de las registradas en el Departamento de Corrientes ($n = 47$ familias) (Avalos et al., 2007, 2009, 2013).

Los resultados obtenidos con los estimadores no paramétricos muestran que las arañas recolectadas

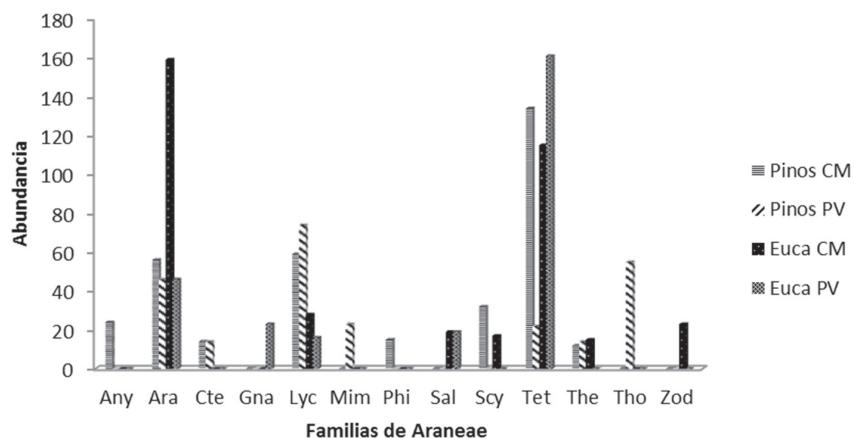


Figura 2. Abundancia de arañas de cada familia en rodales de pinos y eucaliptos (Euca) en Colonia Montaña (CM) y Puerto Valle (PV). Any: Anyphaenidae, Ara: Aranidae, Cte: Ctenidae, Gna: Gnaphosidae, Lyc: Lycosidae, Mim: Mimetidae, Phi: Philodromidae, Sal: Salticidae, Scy: Scytodidae, Tet: Tetragnathidae, Tho: Thomisidae, Zod: Zodariidae.

Tabla 2

Abundancia de arañas según gremio, familia, localidad y plantación en dos localidades y dos tipos de rodal de Corrientes, Argentina. Los símbolos de los gremios se muestran en materiales y métodos.

Gremio	Familia	Colonia Montaña		Puerto Valle		
		Pino	Eucalipto	Pino	Eucalipto	Total
CTO	Aranidae	56	159	47	46	308
	Tetragnathidae	138	115	22	161	436
	Uloboridae	0	0	55	0	55
CTS	Linyphiidae	4	0	6	2	12
	Amaurobiidae	3	1	0	1	5
	Amphinectidae	1	3	0	0	4
VV	Anyphaenidae	24	1	3	1	29
	Sparassidae	1	0	2	3	6
	Miturgidae	7	9	0	0	16
VS	Lycosidae	59	28	68	16	171
	Gnaphosidae	1	1	1	23	26
	Ctenidae	14	9	14	5	42
	Corinnidae	0	2	1	1	4
	Caponidae	0	1	0	0	1
	Oonopidae	2	0	0	0	2
	Palpimanidae	0	0	0	1	1
	Phrurolithidae	6	11	0	1	18
	Scytodidae	32	17	0	2	51
	Zodariidae	2	23	0	5	30
CA	Salticidae	8	19	8	19	54
	Mimetidae	0	0	23	0	23
	Oxyopidae	0	0	1	1	2
CE	Thomisidae	3	1	9	8	21
	Philodromidae	15	2	0	0	17
CTE	Theridiidae	12	15	14	8	49
	Pholcidae	0	0	1	0	1

Tabla 3

Índices de diversidad de arañas asociadas a rodales de pino y eucaliptos en Colonia Montaña (CM) y Puerto Valle (PV) en Corrientes, Argentina.

Variable	CM		PV	
	Pino	Eucalipto	Pino	Eucalipto
SF	19	18	16	18
SE	53	61	42	52
EM%	79.93	56.40	55.20	60.28
Chao-1	66.30 (IC:57.07±96.48)	108.3 (IC:48.11;76.6)	76.08 (IC:52.78;149.72)	86.25 (IC:65.35;139.88)
Chao-2	74.47(IC:60.74;112.54)	143.13 (IC:92.2;277.19)	77.93 (IC:54.16;148.16)	101.28 (IC:72.02;173.33)
Jack	74.47	91.8	62.53	82.8
Singletons	16	28	19	28
Doubletons	8	7	4	10
H	3.03(IC:2.81;3.09)	3.05 (IC:2.84;3.11)	2.88 (IC:2.65;2.93)	2.31 (IC:2.02;2.44)
D1	20.7	21.11	17.81	10.1
D	0.1 (IC:0.08; 0.13)	0.09 (IC:0.07;0.11)	0.09 (IC:0.07;0.11)	0.29 (IC:0.23;0.34)
J	0.76(IC:0.73;0.80)	0.74 (IC:0.73;0.79)	0.78 (IC:0.76;0.83)	0.58 (IC:0.55;0.65)
d	0.28(IC:0.23;0.32)	0.22 (IC:0.17;0.25)	0.18 (IC:0.16;0.23)	0.52 (IC:0.46;0.57)

SF: riqueza de familias; SE: riqueza de especies; EM: eficiencia del muestreo en%, según Chao1; H: índice de Shannon; D1: índice de diversidad verdadera; D: dominancia de Simpson; J: índice de equidad; d: índice de Berger-Parker; IC: intervalos de confianza.

representan entre el 52 y el 80% de la riqueza estimada para ambos rodales, de acuerdo a Chao et al. (2009) el esfuerzo de muestreo fue bastante eficiente al superar el 50% de completitud.

Asimismo, al comparar los tipos de forestación, se pudo ver que las familias registradas para la plantación de pinos

en CM fue el 40%, en PV el 30% y para las plantaciones de eucaliptus de CM y PV fue el 38% respectivamente, lo que indica una reducción de familias para las zonas del Iberá estudiadas respecto a bosques naturales; en referencia a ello, Avalos et al. (2009) registran 33 familias de Araneomorphae y 2 de Mygalomorphae en bosques y

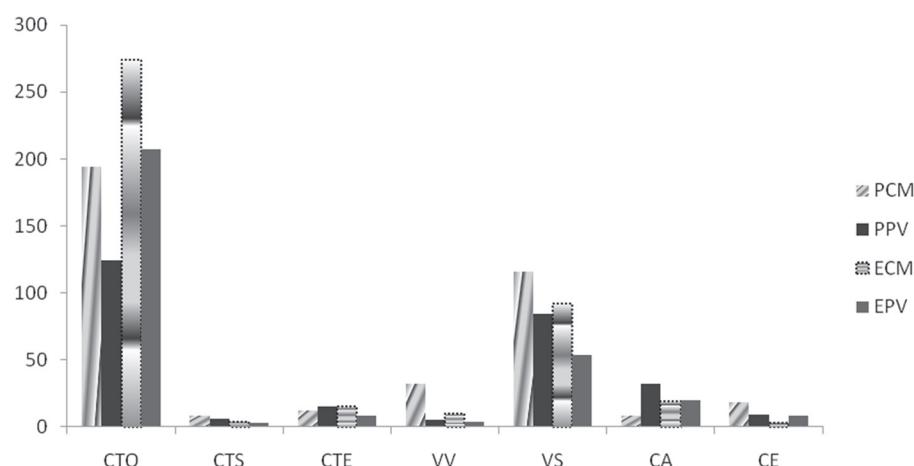


Figura 3: Abundancia de arañas según los gremios en las plantaciones de pino y eucalipto de Colonia Montaña y Puerto Valle, Corrientes, Argentina. PCM: pino, Colonia Montaña; ECM: eucalipto Colonia Montaña; PPV: pino Puerto Valle; EPV: eucalipto Puerto Valle. Los símbolos de los gremios se muestran en Materiales y métodos.

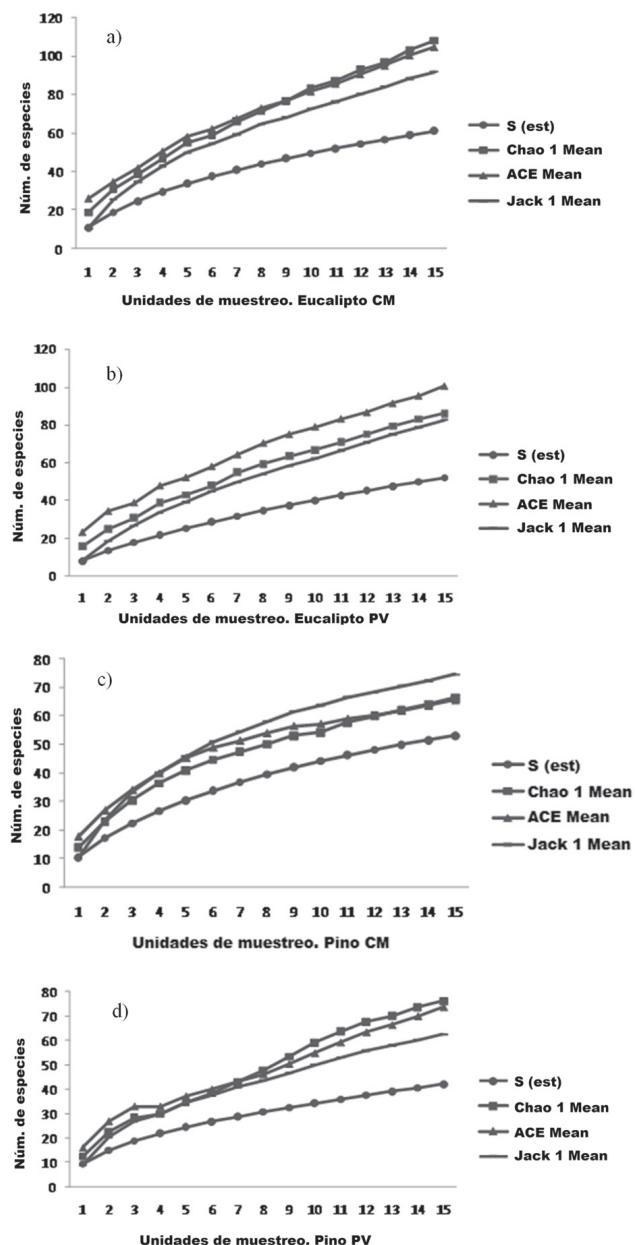


Figura 4. Curvas de acumulación de especies de arañas recolectadas en las plantaciones de pinos y eucaliptos de Colonia Montaña (a, c) y Puerto Valle (b, d). Corrientes, Argentina.

pastizales en dicha reserva.

El número de especies raras registradas en la plantación de eucaliptos es más elevado que en los pinos, hecho observado en los singletons y doubletons de ambas unidades. En general estas especies halladas son miembros de familias megadiversas que se adaptan a diferentes tipos de hábitats, como las Araneidae, Salticidae y Theridiidae

(Grismado, 2007); podrían tratarse más bien de especies turistas, cuya presencia se debe a la fragmentación del hábitat natural sin llegar a tener relación con la rareza de especie que indica una baja completitud de muestreo (Rubio et al., 2008).

Cabe destacar la presencia de *Phoneutria nigriventer* como primera cita en plantaciones de pino. Esta especie constituye un peligro para la salud humana y se oculta durante el día en cortezas de árboles, bajo troncos, en bananeros, palmeras o bromelias e incluso pueden entrar en las viviendas (De Roodt et al., 2011). Además, son más activas durante el período de reproducción (en los meses de marzo y abril, dependiendo de la temperatura), cuando pueden ingresar a viviendas o cruzar caminos o picadas (Lucas, 2003).

Respecto a los gremios de arañas en estos monocultivos, se vio que las cazadoras de telas orbiculares fueron las de mayor abundancia en ambas localidades y sobresale en los cultivos de eucaliptos, condicionado por el elevado número de Araneidae y Tetragnathidae. Inferimos que la estructura morfológica de los eucaliptos, de hojas pecioladas, lanceoladas y dispuestas de manera alterna a lo largo de las ramas, podrían aumentar la disponibilidad de sustrato donde fijar las telas de arañas, de acuerdo con Rypstra (1985) y Samu y Szinetár (2002) quienes sostienen que la complejidad de las estructuras de los árboles ejerce un efecto directo sobre el armado de las telas de manera tal que incrementa la densidad y la riqueza de especies de las arañas CTO. Además, la disponibilidad de presa es también condicionante, porque la síntesis y construcción de la tela implica un costo energético, y esperar la intercepción de la presa, una prolongada inversión de tiempo (Uetz, 1992), por lo que estas arañas deben seleccionar sitios propicios para balancear dichos costos. Los eucaliptos atraen una diversidad de insectos porque sus flores son una fuente rica de néctar; otros artrópodos e invertebrados se refugian en la cáscara desprendida de los troncos y ramas (Schneider, 2003). Esto podría explicar la elevada frecuencia de CTO en estos rodales en comparación con los cultivos de pinos. No obstante, León-Gamboa et al. (2010) aseveran que los cultivos de pino proveen más insectos voladores y arborícolas para las arañas que insectos en el suelo. Dichos resultados podrían deberse a que solo utilizaron técnicas de captura para arañas del suelo y lo compararon con un bosque nativo, de este modo sus resultados, acerca de la araneofauna en el suelo de pino, podrían ser subestimados. A pesar que la hojarasca del pino es pobre en nutrientes y presenta una baja tasa de descomposición (Lemma et al., 2007; Salamanca et al., 1998), en este estudio como los realizados en Uruguay por Jorge (2013), las VS fueron los más frecuentes con predominio de Lycosidae. Algunos investigadores, como Nyffeler y Sunderland (2003),

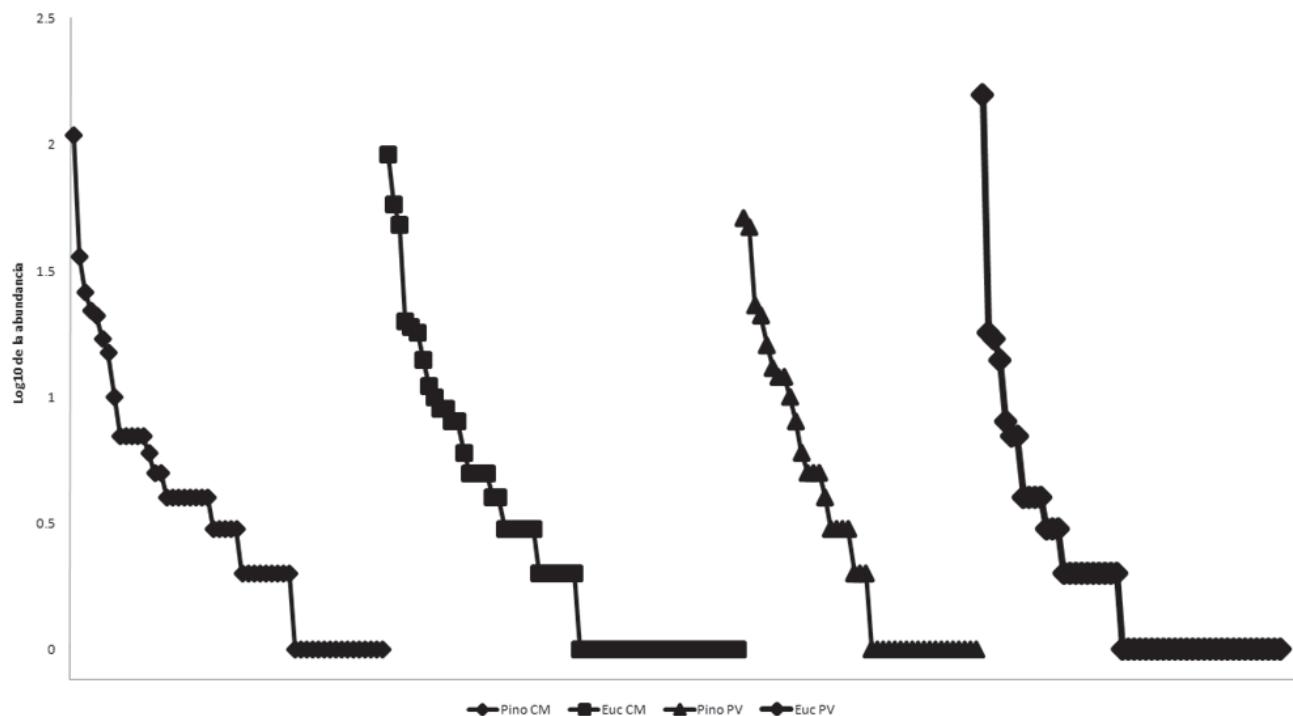


Figura 5. Curvas de rango-abundancia en los cuatro cultivos estudiados. Pinos y eucaliptos de Colonia Montaña (CM) y Puerto Valle (PV), Corrientes, Argentina.

refieren que las arañas vagabundas del suelo generalmente son numerosas debido a su amplia dieta.

Argumentamos, en concordancia con Jorge (2013), que los restos de podas y el mantillo de acículas en las forestaciones investigadas forman complejas tramas que favorecen sitios de refugio y captura para estas arañas. Aunque en otros estudios este mantillo parece ser más propicio para desplegar las telas sábana de las Linyphiidae (León-Gamboa et al., 2010; Jorge, 2013), esta familia no fue importante en este estudio.

En contraposición, las hojas de los eucaliptos con elevadas cantidades de aceites esenciales, no son alimentos para muchos animales (Schneider, 2003) además, según este autor, forman un mantillo de hojas muertas con bajo contenido de humedad y nutrientes. Estas condiciones podrían afectar la fauna de artrópodos del suelo y ocasionar así la disminución de las arañas del suelo, como muestran los resultados de este trabajo.

Es importante resaltar la edad de la plantación de los pinos investigados con relación a la diversidad de arañas encontradas. Elizondo Solís (2002) sostiene que la composición y la complejidad de la comunidad dependen de la edad de los rodales, a mayor edad de los mismos se presentan mayores sitios de refugio, forrajeo y reproducción; así Jorge (2013) obtuvo una elevada riqueza

y diversidad de arañas en *Pinus taeda* de 13 años de edad. La mayor equidad y baja dominancia en las plantaciones de pinos de PV respecto a los pinos más jóvenes de

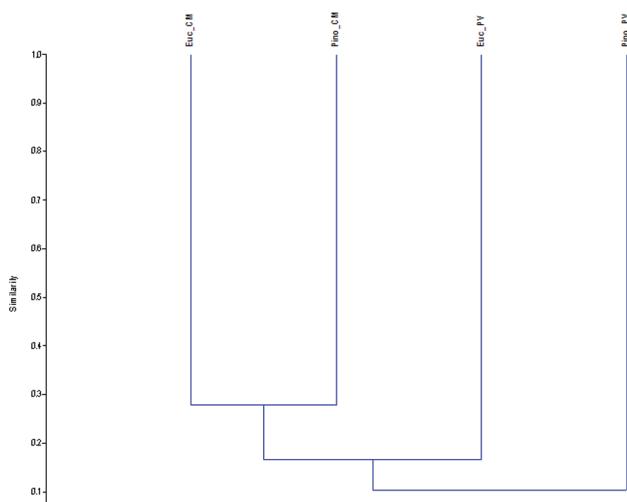


Figura 6. Dendrograma de abundancia según el Índice de Bray-Curtis de ambas plantaciones y localidades. Pinos y eucaliptos de Colonia Montaña (CM) y Puerto Valle (PV), Corrientes, Argentina.

CM, podría evidenciar como las plantaciones más añejas posiblemente favorecen el establecimiento de las arañas. Esto, además, podría estar relacionado a la oferta de micro hábitats y el tipo de manejo que reciben estos cultivos forestales, los cuales generan condiciones micro climáticas favorables para el establecimiento de las arañas (Jorge, 2013).

El género *Leucauge* en otros estudios realizados en bosques naturales y pastizales muestra valores inferiores de abundancia (Achitite-Schmutzler et al., 2016; Avalos et al., 2007, 2009), principalmente en áreas más conservadas como en las reservas naturales, donde su abundancia no supera a 3 individuos (Escobar et al., 2012; Grismado, 2007). Creemos entonces, que las especies de *Leucauge* se presentan como pioneras y dominantes en estos cultivos, más bien de tipo de bosques abiertos, adaptándose rápidamente a estas áreas donde los espacios parecieran ser importantes para desplegar sus telas. Asimismo, Avalos et al. (2013) verifican la abundancia de este género en cultivos

de *Citrus sinensis*, junto con especies de Lycosidae. Esta última familia incrementa su abundancia en ambientes modificados por el hombre y, por ello, son considerados buenos indicadores biológicos (Costa et al., 1991). En esta investigación, su abundancia fue notable en los pinos de ambas localidades y en los eucaliptos de PV, cuya curva de rango-abundancia demuestra menor equidad y riqueza específica.

Los valores de similitud indican que la composición y estructura de la comunidad de arañas tienden a ser distintas entre localidades, ya que se puede observar un agrupamiento para las forestaciones de CM y como grupo externo a PV. Por otra parte, los valores de similitud de la abundancia muestran a los cultivos de CM con una similitud más alta que la de PV, lo cual se corresponde con la cercanía de los rodales (1 km) en dicha localidad; así en PV donde las plantaciones de pino y eucalipto están más distanciadas (3 km), presentan menor similitud en la estructura de la araneofauna.

Apéndice. Especies de arañas y sus abundancias, recolectadas en las forestaciones de pinos y eucaliptos en las localidades Colonia Montaña (CM) y Puerto Valle (PV), Iberá, Corrientes, Argentina.

Familias	Especies	Pinos		Eucaliptus		TOTAL
		CM	PV	CM	PV	
Amaurobiidae	morfo sp.1	3	-	1	1	5
Amphinectidae	<i>Metaltella simoni</i> (Keyserling, 1878)	1	-	3	-	4
Anyphaenidae	<i>Arachosia</i> sp.	2	-	1	-	3
Anyphaenidae	<i>Italaman santamaria</i> Brescovit, 1997	-	2	-	-	2
Anyphaenidae	<i>Sanogasta maculosa</i> (Nicolet, 1849)	7	-	-	-	7
Anyphaenidae	<i>Sanogasta maculatipes</i> (Keyserling, 1878)	7	-	-	-	7
Anyphaenidae	<i>Sanogasta</i> sp.	4	-	-	-	4
Anyphaenidae	morfo sp.1	-	1	-	1	2
Anyphaenidae	morfo sp.2	4	-	-	-	4
Araneidae	<i>Acacesia</i> sp.	-	2	-	-	2
Araneidae	<i>Alpaida gallardoi</i> Levi, 1988	-	12	-	-	12
Araneidae	<i>Alpaida leucogramma</i> (White, 1841)	-	-	-	3	3
Araneidae	<i>Alpaida nonoai</i> Levi, 1988	-	-	1	-	1
Araneidae	<i>Alpaida truncata</i> (Keyserling, 1865)	-	1	-	-	1
Araneidae	<i>Alpaida</i> sp.	-	-	3	1	4
Araneidae	<i>Araneus guttatus</i> (Keyserling, 1865)	-	-	8	-	8
Araneidae	<i>Araneus uniformis</i> (Keyserling, 1879)	-	-	1	-	1
Araneidae	<i>Araneus venatrix</i> (C. L. Koch, 1838)	2	-	5	2	9
Araneidae	<i>Araneus</i> sp.	-	1	3	-	4
Araneidae	<i>Argiope argentata</i> (Fabricius, 1775)	15	-	3	4	22
Araneidae	<i>Argiope trifasciata</i> (Forsskål, 1775)	1	-	-	1	2
Araneidae	<i>Cyclosa turvo</i> Levi, 1999	-	-	1	-	1
Araneidae	<i>Cyclosa tapetifaciens</i> Hingston, 1932	1	-	-	-	1
Araneidae	<i>Cyclosa</i> sp.	-	-	2	-	2
Araneidae	<i>Eustala guttata</i> F. O. Pickard-Cambridge, 1904	-	1	-	-	1
Araneidae	<i>Eustala guianensis</i> (Taczanowski, 1873)	-	-	-	4	4
Araneidae	<i>Eustala palmares</i> Poeta, Marques & Buckup, 2010	-	1	-	4	5
Araneidae	<i>Eustala scutigera</i> (O. Pickard-Cambridge, 1898)	-	-	-	2	2

Familias	Especies	Pinos		Eucaliptus		TOTAL
		CM	PV	CM	PV	
Araneidae	<i>Eustala taquara</i> (Keyserling, 1892)	-	3	-	1	4
Araneidae	<i>Eustala</i> sp.	-	-	1	-	1
Araneidae	<i>Larinia t-notata</i> (Tullgren, 1905)	1	-	1	-	2
Araneidae	<i>Mangora apobama</i> Levi, 2007	-	16	-	-	16
Araneidae	<i>Mangora lâctea</i> Mello-Leitão, 1944	-	2	-	-	2
Araneidae	<i>Mangora</i> sp.	-	5	-	-	5
Araneidae	<i>Metazygia gregalis</i> (O. Pickard-Cambridge, 1889)	26	-	48	-	74
Araneidae	<i>Metazygia voluptifica</i> (Keyserling, 1892)	-	-	18	-	18
Araneidae	<i>Metazygia</i> sp.	2	-	58	-	60
Araneidae	<i>Metepeira gressa</i> (Keyserling, 1892)	-	1	-	17	18
Araneidae	<i>Metepeira glomerabilis</i> (Keyserling, 1892)	-	1	-	3	4
Araneidae	<i>Metepeira vigilax</i> (Keyserling, 1893)	-	-	-	1	1
Araneidae	<i>Metepeira</i> sp.	-	-	-	1	1
Araneidae	<i>Micrathena</i> sp.	-	-	1	-	1
Araneidae	<i>Parawixia audax</i> (Blackwall, 1863)	3	-	3	-	6
Araneidae	<i>Parawixia</i> sp.1	5	-	-	-	5
Araneidae	<i>Wagneriana transitoria</i> (C. L. Koch, 1839)	-	3	-	-	3
Araneidae	morfo sp.1	-	-	1	-	1
Araneidae	morfo sp.2	-	-	1	-	1
Caponidae	morfo sp.1	-	-	1	-	1
Corinnidae	<i>Castianeira</i> sp.	-	-	-	1	1
Corinnidae	morfo sp.1	-	1	1	-	2
Corinnidae	morfo sp.2	-	-	1	-	1
Ctenidae	<i>Asthenoctenus borellii</i> Simon, 1897	2	-	-	-	2
Ctenidae	<i>Parabatinga brevipes</i> (Keyserling, 1891)	4	-	5	2	11
Ctenidae	<i>Phoneutria nigriventer</i> (Keyserling, 1891)	1	-	-	-	1
Ctenidae	morfo sp.1	5	13	4	-	22
Ctenidae	morfo sp.2	2	1	-	3	6
Gnaphosidae	<i>Elica</i> sp.	1	-	-	-	1
Gnaphosidae	morfo sp.1	-	-	1	1	2
Gnaphosidae	morfo sp.2	-	-	-	18	18
Gnaphosidae	morfo sp.3	-	1	-	4	5
Linyphiidae	<i>Dubiaranea vetusta</i> Millidge, 1991	-	6	-	-	6
Linyphiidae	<i>Sphecozone modesta</i> (Nicolet, 1849)	1	-	-	-	1
Linyphiidae	morfo sp.1	3	-	-	-	3
Linyphiidae	morfo sp.2	-	-	-	1	1
Linyphiidae	morfo sp.3	-	-	-	1	1
Lycosidae	<i>Lobizón corandaensis</i> (Mello-Leitão, 1941)	36	-	19	-	55
Lycosidae	<i>Lobizón humilis</i> (Mello-Leitão, 1944)	3	-	1	-	4
Lycosidae	<i>Lobizon</i> sp.	-	-	1	-	1
Lycosidae	<i>Lycosa erythrognatha</i> Lucas, 1836	2	-	-	-	2
Lycosidae	<i>Schizocosa</i> sp.	-	-	2	-	2
Lycosidae	morfo sp.1	-	5	2	-	7
Lycosidae	morfo sp.2	-	12	-	14	26
Lycosidae	morfo sp.3	-	-	-	1	1
Lycosidae	morfo sp.4	17	-	1	-	18
Lycosidae	morfo sp.5	-	-	2	-	2
Lycosidae	morfo sp.6	-	51	-	1	52
Lycosidae	morfo sp.7	1	-	-	-	1
Mimetidae	<i>Gelanor</i> sp.	-	23	-	-	23
Miturgidae	<i>Teminius agalenoides</i> (Badcock, 1932)	7	-	9	-	16
Oonopidae	<i>Neotrops</i> sp.	2	-	-	-	2

Familias	Especies	Pinos		Eucaliptus		TOTAL
		CM	PV	CM	PV	
Oxyopidae	morfo sp.1	-	1	-	1	2
Palpimanidae	<i>Otiothops birabeni</i> Mello-Leitão, 1945	-	-	-	1	1
Philodromidae	<i>Tibellus paraguensis</i> Simon, 1897	4	-	1	-	5
Philodromidae	<i>Tibellus</i> sp.	4	-	-	-	4
Philodromidae	morfo sp.1	-	-	1	-	1
Philodromidae	morfo sp.2	7	-	-	-	7
Pholcidae	<i>Mesobolivar</i> sp.	-	1	-	-	1
Phrurolithidae	<i>Orthobula</i> sp.	6	-	11	1	18
Salticidae	<i>Aillutticus montanus</i> Ruiz & Brescovit, 2006	-	-	2	-	2
Salticidae	<i>Breda apicalis</i> Simon, 1901	-	-	-	7	7
Salticidae	<i>Chira spinosa</i> (Mello-Leitão, 1939)	-	-	-	2	2
Salticidae	<i>Euophrys</i> sp.	1	-	-	-	1
Salticidae	<i>Thiodina</i> sp.	-	-	1	-	1
Salticidae	<i>Scoturius</i> sp.	-	8	-	-	8
Salticidae	<i>Sumampattus quinqueradiatus</i> (Taczanowski, 1878)	-	-	-	1	1
Salticidae	morfo sp.1	-	-	1	-	1
Salticidae	morfo sp.2	1	-	1	-	2
Salticidae	morfo sp.3	-	-	1	-	1
Salticidae	morfo sp.4	-	-	1	-	1
Salticidae	morfo sp.5	-	-	1	-	1
Salticidae	morfo sp.6	-	-	1	-	1
Salticidae	morfo sp.7	2	-	10	-	12
Salticidae	morfo sp.8	3	-	-	-	3
Salticidae	morfo sp.9	-	-	-	1	1
Salticidae	morfo sp.10	1	-	-	-	1
Salticidae	morfo sp.11	-	-	-	8	8
Scytodidae	<i>Scytodes strussmannae</i> Rheims & Brescovit, 2001	10	-	9	-	19
Scytodidae	<i>Scytodes</i> sp.	22	-	8	2	32
Sparassidae	<i>Polybetes rapidus</i> (Keyserling, 1880)	-	-	-	1	1
Sparassidae	<i>Polybetes</i> sp.	1	2	-	2	5
Tetragnathidae	<i>Leucauge argyra</i> (Walckenaer, 1841)	109	-	91	1	201
Tetragnathidae	<i>Leucauge venusta</i> (Walckenaer, 1841)	21	21	14	158	214
Tetragnathidae	<i>Leucauge</i> sp.	4	1	5	-	10
Tetragnathidae	<i>Tetragnatha</i> sp.	4	-	5	2	11
Theridiidae	<i>Ariamnes attenuates</i> O. Pickard-Cambridge, 1881	-	-	-	1	1
Theridiidae	<i>Ariamnes longissimus</i> Keyserling, 1891	-	1	-	-	1
Theridiidae	<i>Argirodes elevatus</i> Taczanowski, 1873	4	-	6	2	12
Theridiidae	<i>Argirodes</i> sp.	-	-	4	-	4
Theridiidae	<i>Cryptachaea hirta</i> (Taczanowski, 1873)	-	-	-	1	1
Theridiidae	<i>Dipoena atlantica</i> Chickering, 1943	-	1	-	-	1
Theridiidae	<i>Euryopis spinifera</i> (Mello-Leitão, 1944)	-	-	2	-	2
Theridiidae	<i>Theridion tinctorium</i> Keyserling, 1891	-	-	-	1	1
Theridiidae	<i>Thymoites</i> sp.	7	1	-	-	8
Theridiidae	<i>Steatoda porteri</i> (Simon, 1900)	-	-	-	1	1
Theridiidae	<i>Steatoda</i> sp.	-	10	-	-	10
Theridiidae	<i>Styposis selis</i> Levi, 1964	-	-	1	-	1
Theridiidae	morfo sp.1	1	-	-	-	1
Theridiidae	morfo sp.2	-	-	2	1	3
Theridiidae	morfo sp.3	-	-	-	1	1
Theridiidae	morfo sp.4	-	1	-	-	1
Thomisidae	<i>Misumenops</i> sp.	-	1	-	-	1
Thomisidae	<i>Titidius albifrons</i> Mello-Leitão, 1929	2	1	-	-	3

Familias	Especies	Pinos		Eucaliptus		TOTAL
		CM	PV	CM	PV	
Thomisidae	<i>Tmarus</i> sp.1	-	4	-	-	4
Thomisidae	<i>Tmarus</i> sp.2	1	3	1	-	5
Thomisidae	morfo sp.1	-	-	-	1	1
Thomisidae	morfo sp.2	-	-	-	7	7
Uloboridae	<i>Conifaber guarani</i> Grismado, 2004	-	5	-	-	5
Uloboridae	<i>Miagrammopes guttatus</i> Mello-Leitão, 1937	-	47	-	-	47
Uloboridae	<i>Uloborus</i> sp.	-	3	-	-	3
Zodariidae	<i>Cybaeodamus enigmaticus</i> (Mello-Leitão, 1939)	-	-	3	1	4
Zodariidae	<i>Cybaeodamus ornatus</i> Mello-Leitão, 1938	1	-	20	2	23
Zodariidae	<i>Cybaeodamus</i> sp.	1	-	-	2	3
	Total	388	277	417	302	1,384

Referencias

- Achitte-Schmutzler, H. C., Avalos, G. y Oscherov, E. B. (2016). Comunidades de arañas en dos localidades del sitio RAMSAR Humedales Chaco, Argentina. *Cuadernos de Investigación UNED*, 8, 115–121.
- Álvarez, B. B. (2003). *Fauna del Iberá*. Corrientes, Argentina: EUDENE.
- 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 Biología Tropical*, 55, 899–909.
- Avalos, G., Bar, M. E., Oscherov, E. B. y González, A. (2013). Diversidad de Araneae en cultivos de *Citrus sinensis* (Rutaceae) de la Provincia de Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 61, 1243–1260.
- Avalos, G., Damborsky, M. P., Bar, M. E., Oscherov, E. B. y Porcel, E. (2009). Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva Provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista Biología Tropical*, 57, 339–351.
- Box, G. E. P. y Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society*, 26, 211–252.
- Brockhoff, E., Berndt, L. y Jactel, H. (2005). Role of exotic pine forests in the conservation of the critically endangered ground beetle *Holcaspis brevicula* (Coleoptera: Carabidae). *New Zealand Journal of Ecology*, 29, 37–43.
- Brower, J. E. y Zar, J. H. (1984). *Field and laboratory methods for general ecology*. Dubuque, EUA: Wm. C. Brown Company publishers.
- Buytaert, W., Céller, R., De Bièvre, B. y Íñiguez, V. (2007). The impact of pine plantations on water yield: a case study from the Ecuadorian Andes. En *Reducing the vulnerability of societies to water related risks at the basin scale*. Proceedings of the Third International Symposium on Integrated Bochum, Alemania: Water Resources Management.
- CAA, Catálogo de Arañas de Argentina (2015). Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”. Disponible en: <https://sites.google.com/site/catalogodearanasdeargentina> (última consulta: mayo 2016).
- Cardoso, P., Pekár, S., Joqué, R. y Coddington, J. A. (2011). Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *Plos One*, 6, e21710.
- Carnevali, R. (1994). *Fitogeografía de la Provincia de Corrientes*. Corrientes, Argentina: Gobierno de la Provincia de Corrientes e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Carnevali, R. (2003). *El Iberá y su entorno fitogeográfico*. Corrientes, Argentina: EUDENE.
- Chao, A., Colwell, R. K., Lin, C. W. y Gotelli, N. J. (2009). Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology*, 90, 1125–1133.
- 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., Young, L. H. y Coyle, F. A. (1996). Estimating spider species richness in a 404 Southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology*, 24, 111–128.
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS Ver. 9.1.0: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>
- Colwell, R. K., Mao, C. X. y Chang, J. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85, 2717–2727.
- Costa, F. G., Pérez-Miles, F., Gudynas, E., Prandi, L. y Capocasale, R. (1991). Ecología de los arácnidos criptozoicos, excepto ácaros, de Sierra de las Ánimas (Uruguay). *Órdenes y Familias. Aracnología*, 13, 1–41.
- De Roodt, A. R., Gutiérrez, L. R., Caro, R. R., Lago, N. R. y Montenegro, J. L. (2011). Obtención de un antiveneno contra el veneno de *Phoneutria nigriventer* (Arachnida; Ctenidae). *Archivos Argentinos de Pediatría*, 9, 56–65.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2008). InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dippenaar-Schoeman, A. S., van den Berg, A. M. y van den Berg, A. (1989). Species composition and relative seasonal abundance of spiders from the field and tree layers of the Roodeplaat Dam Nature Reserve. *Koedoe*, 32, 25–38.

- Elizondo-Solís, J. M. (2002). Inventario y fluctuación poblacional de insectos y arañas asociadas con *Citrus sinensis* en la región Huetar Norte de Costa Rica. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología*, 64, 88–98.
- Enders, F. (1976). Clutch size related to hunting manner of spider species. *Annals of the Entomological Society of America*, 69, 991–998.
- Escobar, M. J., Avalos, G. y Damborsky, M. P. (2012). Diversidad de Araneae (Arachnida) en la Reserva Colonia Benítez, Chaco Oriental Húmedo, Argentina. *Revista FACENA*, 28, 3–17.
- Feinsinger, P. (2004). *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. Santa Cruz: Editorial FAN.
- Granda, P. (2006). *Monoculture tree plantations in Ecuador*. Montevideo, Uruguay: World Rainforest Movement.
- Grismado, C. (2007). *Comunidades de arañas de la Reserva Natural Otamendi, Provincia de Buenos Aires. Riqueza específica y Diversidad*. Buenos Aires, Argentina: Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad CAECE.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontology Electronic*, 4, 1–9.
- Heltshe, J. F. y Forrester, N. E. (1983a). Estimating species richness using the Jackknife procedure. *Biometrics*, 39, 1–11.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54, 427–432.
- Hutcheson, K. (1970). A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*, 29, 151–154.
- Jarque, C. y Bera, A. K. (1987). A test for normality of observations and regression residuals. *International Statistical Review*, 55, 163–172.
- Jiménez-Valverde, A. y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151–161.
- Jiménez-Valverde, A. y Lobo, J. M. (2004). Un método sencillo para seleccionar puntos de muestreo con el objeto de inventariar taxones hiperdiversos: el caso práctico de las familias Araneidae y Thomisidae (Araneae) en la Comunidad de Madrid (España). *Ecología*, 18, 297–308.
- Jorge, G. C. (2013). *Comparación de la araneofauna de un cultivo de pino (Pinus taeda) con la matriz de campo natural (Tesis de maestría)*. Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.
- Jorge, G. C. y Simó, M. (2012). Las arañas en plantaciones de *Pinus taeda*: su potencial uso como bioindicadores y controladores biológicos. En *V Jornada de protección forestal, INIA, Tacuarembó*. Montevideo, Uruguay: Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363–375.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88, 2427–2439.
- Krell, F. T. (2004). Parataxonomy versus taxonomy in biodiversity studies-pitfalls and applicability of ‘morphospecies’ sorting. *Biodiversity and Conservation*, 13, 795–812.
- Lemma, B., Nilsson, I., Kleja, D. B., Olson, M. y Knicker, H. (2007). Decomposition and substrate quality of leaf litters and fine roots from three exotic plantations and a native forest in the Southwestern highlands of Ethiopia. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 2317–2328.
- León-Gamboa, A. L., Ramos, C. y García, M. R. (2010). Efecto de plantaciones de pino en la artropofauna del suelo de un bosque alto andino. *Revista Biología Tropical*, 58, 1031–1048.
- Liljesthröm, G., Minervino, E., Castro, D. y González, A. (2002). La comunidad de arañas del cultivo de soja en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology*, 31, 197–209.
- Lucas, S. M. (2003). Aranhas de interesse médico no Brasil. En J. L., Costa-Cardoso, Siqueira-Fanca, F. O., Fan, H. W., Sant’Ana-Málaque, C. M., Jr., Vidal-Haddad (Eds), *Animais peçonhentos no Brasil. Biología, Clínica e Terapêutica dos Acidentes* (pp. 141–149). San Pablo: Sarvier, FAPESP.
- Maelfait, J. P., Jocque, R., Baert, L. y Desender, K. (1990). Heathland management and spiders. *Acta Zoologica Fennica*, 190, 261–166.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Science Ltd.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T Manuales y Tesis. Zaragoza: SEA.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249–1261.
- Morrone, J. J. y Coscarón, S. (1998). Introducción. En J. J. Morrone y S. Coscarón (Eds.), *Biodiversidad de artrópodos Argentinos. Una perspectiva biotaxonómica* (pp. 1–2). La Plata, Argentina: Ediciones Sur.
- Nyffeler, M. y Sunderland, K. (2003). Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 95, 579–612.
- Oliver, I. y Beattie, J. A. (1993). A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology*, 7, 562–568.
- Oyarzún, C. E. y Huber, A. (1999). Balance hídrico en plantaciones jóvenes de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* en el sur de Chile. *Terra*, 17, 35–44.
- Pinkus-Rendón, M. A., León-Cortés, J. L. y Ibarra-Núñez, G. (2006). Spider diversity in a tropical hábitat gradient in Chiapas, Mexico. *Diversity and Distributions*, 12, 61–69.
- Poore, M. E. D. y Fries, C. (1987). *Efectos ecológicos de los eucaliptos*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación.
- Porté, A., Huard, F. y Dreyfus, P. (2004). Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 126, 175–182.
- Rubio, G. D., Corronca, J. 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.
- Rypstra, A. (1985). Aggregations of *Nephila clavipes* (L.) (Araneae: Araneidae) in relation to prey availability. *Journal of Arachnology*, 13, 71–78.
- Salamanca, E. F., Kaneko, N. y Katagiri, S. (1998). Effects of leaf litter mixtures in the decomposition of *Quercus serrata* and *Pinus densiflora* using field and laboratory microcosm methods. *Ecological Engineering*, 10, 53–73.
- Samu, F. y Szinetar, C. (2002). On the nature of agrobiont spiders. *Journal of Arachnology*, 30, 389–402.
- Schneider, M. F. (2003). Consequências da acumulação de folhas secas na plantação de eucalipto em Zitundo, Distrito de Matutuíne. *Boletim de Investigação Florestal*, 3, 37–42.
- Sedjo, R. A. (1999). The potential of high-yield plantation forestry for meeting timber needs. *New Forest*, 17, 339–359.
- Siegel, S. y Castellan, N. (1995). *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. Ciudad de México: Trillas.
- Suguituru, S. S., Silva, R. R., Souza, D. R., Munhae, C. B. y Morini, M. S. C. (2011). Ant community richness and composition across a gradient from *Eucalyptus* plantations to secondary Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 11, 369–376.
- Toro, J. y Gessel, S. (1999). Radiata pine plantations in Chile. *New Forests*, 18, 33–44.
- Toti, D. S., Coyle, F. A. y Miller, J. A. (2000). A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spiders assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology*, 28, 329–345.
- Tsai, Z. I., Huang, P. S. y Tso, I. M. (2006). Habitat management by aborigines promotes high spider diversity on an Asian tropical island. *Ecography*, 29, 84–94.
- Uetz, G. W. (1992). Foraging strategies of spiders. *Trends in Ecology & Evolution*, 7, 155–159.
- Weeks, R. D. Jr. y Holtzer, T. O. (2000). Habitat y season in structuring ground-dwelling spider (Araneae) communities in a shortgrass steppe ecosyst. *Environmental Entomology*, 29, 1164–1172.
- Willett, T. R. (2001). Spiders y other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. *Restoration Ecology*, 9, 410–420.
- WSC (World Spider Catalog). (2017). Versión 17.0. Disponible en: <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>, (última consulta: junio, 2017).
- Zar, J. H. (1996). *Biostatistical analisys*. Nueva Jersey: Pearson Prentice Hall International.
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analisys*. Nueva Jersey: Pearson Prentice Hall International.