



UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

FACULTAD DE CIENCIAS

Maestría en Ciencias Biológicas, opción Zoología  
Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas (PEDECIBA)

**DIVERSIDAD Y ECOLOGÍA DE ARAÑAS EN PLANTACIONES DE *Eucalyptus dunnii* MAIDEN Y PASTIZALES NATURALES DE URUGUAY**

LIC. MANUEL CAJADE PENA

Orientador: Dr. Miguel Simó

Co-orientador: Dr. Gabriel Pompozzi

Tribunal:

Presidenta: Dra. Carolina Jorge

Vocales: Dra. Leticia Bao y Dra. Alexandra Cravino

Montevideo, Uruguay

24 de agosto de 2023

## **DEDICATORIA**

*A mi esposa por ser la luz en mi alma*

*A mi familia por siempre apoyarme*

*A la naturaleza y las arañas por ser tan sorprendentes*

## TABLA DE CONTENIDO

Lista de figuras.....	5
Lista de tablas.....	7
Resumen.....	8
Introducción.....	10
Objetivos, hipótesis y predicciones.....	14
Materiales y Métodos.....	15
Área de estudio y sitios de muestreo.....	15
Muestreos de arañas.....	16
Análisis de datos.....	20
Heterogeneidad ambiental.....	20
Diversidad.....	21
Gremios.....	22
Composición específica.....	23
Especies Indicadoras.....	24
Relación abundancia y riqueza específica de los gremios con variables ambientales.....	24
Resultados.....	26
Heterogeneidad ambiental.....	26
Diversidad.....	27
Gremios.....	34
Composición específica.....	35
Nuevos registros y especies prioritarias para la conservación.....	37

Lista de especies.....	38
Especies indicadoras.....	42
Relación abundancia y riqueza específica de los gremios con variables ambientales en plantaciones de <i>E. dunnii</i> .....	45
Relación de la abundancia y riqueza específica de los gremios con variables ambientales en pastizales.....	48
Discusión.....	51
Consideraciones finales.....	58
Agradecimientos.....	60
Referencias bibliográficas.....	61

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio.....	15
Figura 2. Subsitios de muestreo.....	16
Figura 3. Plantaciones de <i>E. dunnii</i> y pastizales, Durazno, Uruguay.....	16
Figura 4. Diseño metodológico.....	18
Figura 5. Métodos de muestreo.....	19
Figura 6. Abundancia media ( $\pm$ EE) de arañas por ambiente y estación.....	29
Figura 7. Abundancia media ( $\pm$ EE) de arañas en cada familia por ambiente, subsitio y estación.....	30
Figura 8. Curva de rarefacción de especies (solo se consideraron individuos adultos) para las plantaciones de <i>E. dunnii</i> y pastizales.....	32
Figura 9. Curvas de estimadores de riqueza de especies para las plantaciones de <i>E. dunnii</i> .....	33
Figura 10. Curvas de estimadores de riqueza de especies para los pastizales.....	33
Figura 11. Abundancia media ( $\pm$ EE) de arañas en cada gremio por ambiente, subsitio y estación.....	35
Figura 12. Dendrograma jerárquico de las unidades de muestreo de los ambientes.....	36
Figura 13. NMDS (3D, índice Morisita), gráfico de dispersión para las comunidades de arañas en plantaciones de <i>E. dunnii</i> y pastizales naturales.....	37
Figura 14. Especies indicadoras de las plantaciones de <i>E. dunnii</i> .....	43
Figura 15. Especies indicadoras de los pastizales.....	44
Figura 16. Diagrama de ordenación de RDA de los datos de abundancia de gremios de arañas en las plantaciones de <i>E. dunnii</i> .....	46

Figura 17. Diagrama de ordenación de RDA de los datos de riqueza de gremios de arañas en las plantaciones de *E. dunnii*.....47

Figura 18. Diagrama de ordenación de RDA de los datos de abundancia de gremios de arañas en los pastizales.....49

Figura 19. Diagrama de ordenación de RDA de los datos de riqueza de gremios de arañas en los pastizales.....50

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Valores medios de las variables ambientales medidas en ambientes ( $\pm$ EE).....	26
Tabla 2. Abundancia de arañas por familia en ambos ambientes y discriminada por métodos de captura.....	27
Tabla 3. Comparación de la abundancia media estacional de arañas entre las plantaciones de <i>E. dunnii</i> y los pastizales.....	28
Tabla 4. Comparación de la abundancia media estacional de arañas en las plantaciones de <i>E. dunnii</i> .....	28
Tabla 5. Comparación de la abundancia media estacional de arañas en el pastizal.....	29
Tabla 6. Valores de diversidad $\alpha$ obtenidos para las plantaciones de <i>E. dunnii</i> y los pastizales.....	32
Tabla 7. ANOSIM de una vía (Morisita como medida de distancia) y valores de p para los distintos subsitios.....	36
Tabla 8. Especies/ morfoespecies presentes en plantaciones de <i>E. dunnii</i> .....	38
Tabla 9. Especies/ morfoespecies presentes en pastizales.....	39
Tabla 10. Especies Indicadoras de arañas presentes en plantaciones de <i>E. dunnii</i> y pastizales..	42
Tabla 11. Análisis de correlación (Spearman) de las variables ambientales consideradas en las plantaciones de <i>E. dunnii</i> .....	46
Tabla 12. Análisis de correlación (Spearman) de las variables ambientales consideradas en los pastizales.....	49

## RESUMEN

Los cambios en el uso del suelo a nivel global por parte de la actividad humana son la principal causa de la pérdida de ecosistemas naturales y de biodiversidad. Uruguay se encuentra dentro del bioma Pampa, integrado por uno de los pastizales con mayor extensión y riqueza del mundo. En los últimos 30 años ha sufrido una gran expansión de la forestación sobre los pastizales, pasando de menos de 2000 km<sup>2</sup> a más de 12000 km<sup>2</sup>. En este escenario, los efectos de la forestación sobre la biodiversidad de artrópodos han sido poco estudiados en paisajes dominados por pastizales. Las arañas constituyen buenos indicadores ecológicos en ecosistemas naturales, agrícolas y forestales. Por este motivo, el objetivo del presente trabajo es describir y comparar la diversidad de las comunidades de arañas en plantaciones de *Eucalyptus dunnii* Maiden (10-11 años) y pastizales. Los sitios de muestreo, seis (tres plantaciones y tres pastizales), se localizaron en paisajes forestados próximos a la localidad de La Paloma, Durazno, Uruguay. Los muestreos fueron estacionales, el correspondiente a invierno se realizó del 26-29/8/2021, el de primavera del 23-25/10/2021, el de verano del 2-4/3/2022 y de otoño del 17-20/5/2022. Se emplearon seis métodos de colecta: trampas de caída, aspirador “G-Vac”, batido de follaje, recolección manual de hojarasca, trampas de tronco y trampas de corteza. Se registraron las variables ambientales de temperatura y humedad relativa del suelo, profundidad de la hojarasca, cobertura vegetal del suelo, cobertura del dosel arbóreo y riqueza de especies vegetales herbáceas. La abundancia, riqueza específica y diversidad de arañas fue significativamente mayor en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii*. A su vez, se observaron diferencias significativas en la composición específica de arañas entre ambientes. En los pastizales se registraron 25 familias de arañas, mientras que en las plantaciones de *E. dunnii* fueron registradas 17 familias. Las familias Dictynidae, Mimetidae, Miturgidae, Oxyopidae y Palpimanidae fueron exclusivas de los pastizales, mientras que Theridiosomatidae lo fue de las plantaciones de *E. dunnii*. En las plantaciones la familia con mayor abundancia de individuos fue Linyphiidae, mientras que en los pastizales lo fue Philodromidae. Por otro lado, en las plantaciones la familia con mayor riqueza de especies fue Theridiidae y en los pastizales lo fue Linyphiidae. Se reconocieron siete gremios en ambos ambientes: Acechadoras (A), Cazadoras de Suelo (CS), Corredoras de Follaje (CF), Emboscadoras (E), Tejedoras de Telas en Sábana (TTS), Tejedoras de Telas Espaciales (TTE) y Tejedoras de Telas Orbiculares (TTO); la abundancia de las A, CF y E fue significativamente mayor en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii*. En las

plantaciones de *E. dunnii*, el gremio con mayor abundancia de arañas fue el de las TTS, mientras que en los pastizales lo fue el de las E. En la forestación la abundancia de TTS, A, E y TTO están positivamente correlacionadas con la profundidad del mantillo, mientras que las CS con la cobertura vegetal. Complementariamente, la riqueza de las TTS y A está positivamente correlacionada con la profundidad de la hojarasca, mientras que la riqueza de las E con la cobertura vegetal. En los pastizales, la abundancia de TTO, TTE, A, CS, CF y TTS está positivamente correlacionada con la riqueza vegetal. A su vez, la riqueza de TTE, A, E y TTO está positivamente correlacionada con la riqueza vegetal, mientras que la riqueza de las CF con la cobertura vegetal. La gran disimilaridad en la composición de especies de arañas entre los ambientes, señala la utilidad de las arañas como grupo para evaluar los cambios en la diversidad producidos por la aforestación sobre los ambientes naturales. El presente estudio brinda conocimiento acerca de las comunidades de arañas en plantaciones *E. dunnii* y pastizales, lo cual lo convierte en una contribución relevante para el manejo de ambos ambientes y para la valoración y conservación de los pastizales naturales.

**PALABRAS CLAVE:** forestación, Araneae, bioma Pampa, heterogeneidad ambiental, gremios funcionales.

## INTRODUCCIÓN

Los cambios en el uso del suelo a nivel global, por la urbanización, agricultura y forestación principalmente, son la principal causa de la pérdida de ecosistemas naturales y de biodiversidad (Pimm & Raven 2000; Sala et al. 2000; Phalan et al. 2011; Miranda et al. 2017; Davison et al. 2021). Aproximadamente el 83% de la superficie terrestre está directa o indirectamente influenciada por la actividad humana (Sanderson et al. 2002). Las modificaciones históricas más grandes en el uso del suelo han ocurrido en pastizales, sabanas y arbustales, los cuales han sufrido más de un 80% de reemplazo en su cobertura del suelo desde el año 1700 al 2000 (Ellis et al. 2010). Las consecuencias de estos cambios sobre la biodiversidad han sido menos estudiadas en los pastizales de las regiones templadas, en comparación con otros biomas, y particularmente en América del Sur (Henwood 1998, 2010; IUCN 2009). Muchos organismos del suelo, incluyendo la mayoría de los invertebrados, se ven afectados directamente por el uso que se da del mismo (Lopes-Rodrigues et al. 2010). Con respecto a la forestación con fines comerciales, el incremento de la demanda de madera y sus derivados generará un aumento del área a plantar en las próximas décadas (FAO 2020).

### ***Eucalyptus* y forestación**

El género *Eucalyptus* L'Hér. pertenece a la familia Myrtaceae e incluye especies subarborescentes, arbustivas y arbóreas originarias de Australia e islas cercanas, las cuales pueden alcanzar más de 100 m de altura (Kelly et al. 1983a; Brussa 1994). Muchas de las especies son plantadas ampliamente fuera de su rango de distribución original, debido a su rápido crecimiento y a que son una buena fuente de celulosa (FAO 2006).

*Eucalyptus dunnii* Maiden ("Eucalipto blanco", "Dunn's white gum") es un árbol de fuste recto, follaje denso y péndulo; su ritidoma es persistente en la base del tronco, escamoso y de color castaño grisáceo, mientras que en el resto del tronco es caduco en forma de fajas largas; laperidermis es grisácea (Brussa 1994). Su área de distribución original se restringe al centro-este de Australia (Brussa 1994) creciendo en suelos de fertilidad alta, siendo sensible al mal drenaje (Kelly et al. 1983b).

De acuerdo con la FAO (2020), la aforestación constituye la plantación de especies arbóreas en áreas anteriormente no forestadas. En Uruguay la aforestación se ha transformado en una alternativa agronómica importante frente a la ganadería y la agricultura tradicional

(Cusano et al. 2009). Uruguay ha sufrido una gran expansión de la aforestación sobre los pastizales durante las últimas dos décadas (Baeza et al. 2022). Durante los últimos 30 años, la forestación pasó de menos de 2000 km<sup>2</sup> antes de 1990 a más de 12000 km<sup>2</sup> en 2019, de las cuales un 99.5 % corresponden a diferentes especies de *Eucalyptus* (DIEA-MGAP 2019). La mitad de las especies de plantas vasculares prioritarias para la conservación, se encuentran en riesgo de pérdida potencial, como consecuencia de las proyecciones en la modificación del ambiente por la forestación con *Eucalyptus* en Uruguay (Brussa & Brussa 2023).

El aumento en el número de hectáreas dedicadas a la actividad forestal ha generado inquietudes a nivel científico, social y empresarial, buscándose aumentar esfuerzos para conocer el impacto generado en los ecosistemas, como consecuencia del cambio de uso de suelo de pastoril o agrícola a forestal (Giosa 2009; Brazeiro 2023). Las plantaciones de *Eucalyptus* spp. abarcan la mayor parte del área de forestación comercial en Uruguay, donde la Cuenca Sedimentaria Gondwánica en el noreste, es de las eco-regiones con mayor producción forestal (Brazeiro 2023). *Eucalyptus dunnii* a finales del siglo XX era una especie comercial de muy reciente incursión (Brussa 1994), sin embargo, hoy en día es la especie que más se ha plantado en los últimos años en el país con destino a la fabricación de pasta de celulosa, representando el 50.8 % de la superficie forestada de Uruguay (DIEA-MGAP 2019).

## **Pastizales**

La provincia Pampeana Blyth 1871, bioma Pampa o pastizales del Río de la Plata, incluye la región sur del estado de Río Grande del Sur en Brasil, el centro este de Argentina y Uruguay en su totalidad (Soriano et al. 1992; Morrone 2000, 2006, 2014; Paruelo et al. 2006; Allen et al. 2011; Morrone et al. 2022), siendo uno de los pastizales con mayor extensión y riqueza del mundo (Boldrini 2009). De acuerdo a Morrone (2014), dentro de esta provincia se encuentran taxa de plantas endémicos de la familia Ephedraceae: *Ephedra tweediana* (Hunziker 1995), Asteraceae: *Criscia*, *Panphalea bupleurifolia* y *P. heterophylla* (Katinas 1994, 1995), y Onagraceae: *Epilobium hirtigerum* (Solomon 1982); en cuanto a los artrópodos se encuentran taxa de arañas endémicos de la familia Gnaphosidae: *Echemoides argentinus* (Platnick & Shadab 1979), Nemesiidae: *Acanthogonatus tacuariensis*, *Pycnotele auronitens*, *Stenoterommata crassistilum* y *S. tenuistylum* (Goloboff 1995) y Theridiidae: *Anelosimus misiones* (Agnarsson 2005; Sigrist & Carvalho 2009).

Los pastizales presentes en esta provincia están caracterizados por la dominancia de especies de gramíneas perennes C4 durante el verano, y en menor medida por especies C3 invernales (Wagner et al. 2018). La conservación de los pastizales del bioma Pampa, también se ha encontrado amenazada por el uso inadecuado de especies exóticas y especialmente por las actividades agrícolas y silvícolas (Pillar et al. 2009; Lopes-Rodrigues et al. 2010; Baeza et al. 2022). Los pastizales, y en particular los pastizales del Río de la Plata, son uno de los biomas con mayor riesgo de desaparición como consecuencia del gran porcentaje de transformación de los mismos y el bajo porcentaje de superficies protegidas en comparación con otros biomas de la Tierra (Hoekstra et al. 2005; Henwood 2010). En las últimas décadas grandes áreas anteriormente ocupadas por pastizales han sido reemplazadas por cultivos, pasturas artificiales y forestación (Paruelo et al. 2006; Baeza et al. 2011, 2014, 2022; Brazeiro et al. 2020). Las praderas serranas/pedregosas constituyen el ambiente con mayor riqueza de especies de plantas prioritarias para la conservación en Uruguay (Brussa & Brussa 2023). La sustitución de ecosistemas naturales por monocultivos forestales puede llevar a la pérdida continua e irreversible de biodiversidad, ya sea a través de la extinción de especies o por la fragmentación del hábitat (Lopes-Rodrigues et al. 2010; Munévar et al. 2018). En Uruguay, el reemplazo de los pastizales naturales por plantaciones forestales se ha acelerado durante las últimas dos décadas y se prevé que para el año 2030 se incremente la pérdida de áreas de pastizales (Brazeiro et al. 2020).

### **Arañas en estudios ecológicos**

Las arañas constituyen un orden megadiverso con un total de 51372 especies descritas en la actualidad (WSC 2023). Las ventajas que plantean las arañas como grupo de estudio radican en su gran abundancia en los ecosistemas y su condición de carnívoros obligados ubicados en niveles intermedios en las redes tróficas, capaces de reflejar lo que ocurre en los diferentes niveles tróficos (Riechert & Lockley 1984; Gunnarsson 2007; Foelix 2011).

Además de ser muy diversas y abundantes, su sistemática y ecología es bastante conocida (Horváth et al. 2001). Diversos estudios demuestran la sensibilidad del grupo a cambios ambientales luego de disturbios (ya sean humanos o naturales) (Uehara-Prado 2009; Buchholz 2010; Ibarra-Núñez 2014; Argañaraz et al. 2020). Otros estudios confirman que las arañas son buenos indicadores ecológicos en ecosistemas agrícolas y forestales (Riechert & Lockley 1984; Marc et al. 1999; Ubick et al. 2005; Maleque et al. 2009; Uehara-Prado et al. 2009; Simó et al. 2011a; Jorge et al. 2013, 2023; Ibarra-Núñez 2014; Pompozzi et al. 2019;

Argañaraz et al. 2020). Puntualmente, estudios previos ponen en evidencia la utilidad de las arañas para evaluar los efectos del cambio en el uso del suelo como consecuencia de la forestación, los cuales incluyen cambios en la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades preexistentes (Lopes-Rodrigues et al. 2010; Jorge 2013; Corcuera et al. 2016; Munévar et al. 2018), produciendo una disminución de la biodiversidad y el reemplazo de especies (Sala et al. 2000; Jorge 2013; Munévar et al. 2018; Pompozzi et al. 2022).

Por otro lado, ha sido demostrado que la abundancia, riqueza y composición de las arañas varía estacionalmente (Sudhikumar et al. 2005; Jorge 2013; Campuzano et al. 2020; Mavasa et al. 2022; Rodrigues et al. 2023), lo cual resalta la importancia de contemplar la estacionalidad en la caracterización de las comunidades de arañas.

Considerando el cambio en la matriz del paisaje que implica la sustitución de pastizales por plantaciones forestales con especies exóticas, se justifica promover estudios que aporten conocimientos acerca del impacto de éstas en la biodiversidad (Smith et al. 2008; Brazeiro et al. 2020). De esta forma, los bioindicadores pueden ser usados por los gestores forestales para identificar sitios con valores potencialmente altos de biodiversidad a los efectos de cumplir con los estándares forestales nacionales e internacionales de la ecocertificación (Smith et al. 2008; Martínez et al. 2010).

En la región existen pocos antecedentes de estudios en comunidades de arañas de plantaciones forestales: en *Eucalyptus* asociados a pastizales del sur de Brasil (Lopes-Rodrigues et al. 2010) y en *Pinus taeda* L. en áreas de Bosque Atlántico en el norte de Argentina (Munévar et al. 2018). En Uruguay, existen estudios previos sobre la diversidad y composición de la araneofauna en plantaciones de *P. taeda* y pastizales naturales (Jorge et al. 2013, 2023) y plantaciones de *Eucalyptus* spp. (Martínez et al. 2010; Simó et al. 2011a). A pesar de ello, se conoce poco acerca de los cambios que se producen en las comunidades de arañas como consecuencia de la sustitución de los pastizales por plantaciones de *Eucalyptus* spp. (Simó et al. 2011a).

En cuanto a los pastizales, a nivel nacional existen estudios sobre la diversidad de arañas en pastizales naturales, con y sin presencia de ganado (Seguí 2002; Laborda 2012; Pompozzi et al. 2022). Considerando el avance de la producción forestal en el país, resulta prioritario comprender a escala local y eco-regional los cambios producidos en las comunidades bióticas de ambientes naturales asociados a los sistemas productivos, para lo cual las arañas resultan ser un sujeto de estudio apropiado y novedoso en el país para el abordaje del problema. De acuerdo a Cravino y Brazeiro (2021), los efectos de la forestación

sobre la biodiversidad han sido relativamente bien estudiados en paisajes boscosos, aunque por el contrario, existen pocas evaluaciones en paisajes dominados por pastizales (Campos et al. 2018; Iezzi et al. 2020).

### **Objetivo general**

Describir y comparar las comunidades de arañas en plantaciones adultas de *E. dunnii* (10-11 años) y pastizales a nivel estacional.

### **Objetivos específicos**

- 1) Describir y comparar la composición taxonómica de arañas en las plantaciones de *E. dunnii* y pastizales naturales.
- 2) Estimar y comparar la riqueza, abundancia y diversidad taxonómica de arañas asociadas a ambos ambientes.
- 3) Identificar y comparar los gremios funcionales de arañas en ambos ambientes.
- 4) Reconocer las especies indicadoras de cada ambiente.
- 5) Estudiar la relación entre las variables ambientales y los gremios de arañas en ambos ambientes, identificando las principales variables que explican la abundancia y riqueza de los mismos.

### **Hipótesis**

La estructura del hábitat condiciona la composición de especies y la diversidad funcional de arañas (Gallé et al. 2018), siendo mayor en aquellos ambientes con mayor heterogeneidad ambiental (Souza 2007).

### **Predicciones**

En virtud de esta hipótesis, se espera una mayor diversidad de arañas en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii* como consecuencia de una mayor heterogeneidad ambiental en los pastizales (producto de la homogeneización ambiental de las plantaciones), la cual a su vez determinará que las comunidades de arañas sean diferentes en ambos ambientes en cuanto a su composición específica.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio y sitios de muestreo

El área de estudio se encuentra en la eco-región Cuenca Sedimentaria Gondwánica, la cual además de ser una de las mayores superficies forestadas del país (DIEA-MGAP 2019) es la que posee mayor biodiversidad (dendroflora y vertebrados) y áreas naturales prioritarias para conservación (Brazeiro 2015). Los sitios de muestreo se localizan en las proximidades de la localidad de La Paloma, Durazno, Uruguay (Figura 1). Se muestrearon dos ambientes (Figuras 2 y 3): plantaciones de *E. dunnii* de primer ciclo (E) y pastizales naturales pastoreados adyacentes a estas plantaciones (P) (Figura 3). Se realizaron tres réplicas de cada ambiente, separadas a una distancia mayor de 1 km entre sí, denominadas: E1 (32°33'53.85"S, 55°42'9.53"O) de origen clonal, E2 (32°33'9.20"S, 55°41'20.90"O) de origen seminal, E3 (32°32'40.67"S, 55°42'43.55"O) de origen seminal, P1(32°40'17.03"S, 55°39'35.45"O), P2 (32°32'40.52"S, 55°42'51.74"O) y P3 (32°33'43.19"S, 55°42'26.68"O) (Figura 2). Esta tesis, formó parte de un proyecto que además estudió la diversidad de arañas de otras dos edades de la plantación dentro del mismo paisaje forestal.



Figura 1. Área de estudio (□): Durazno, Uruguay.

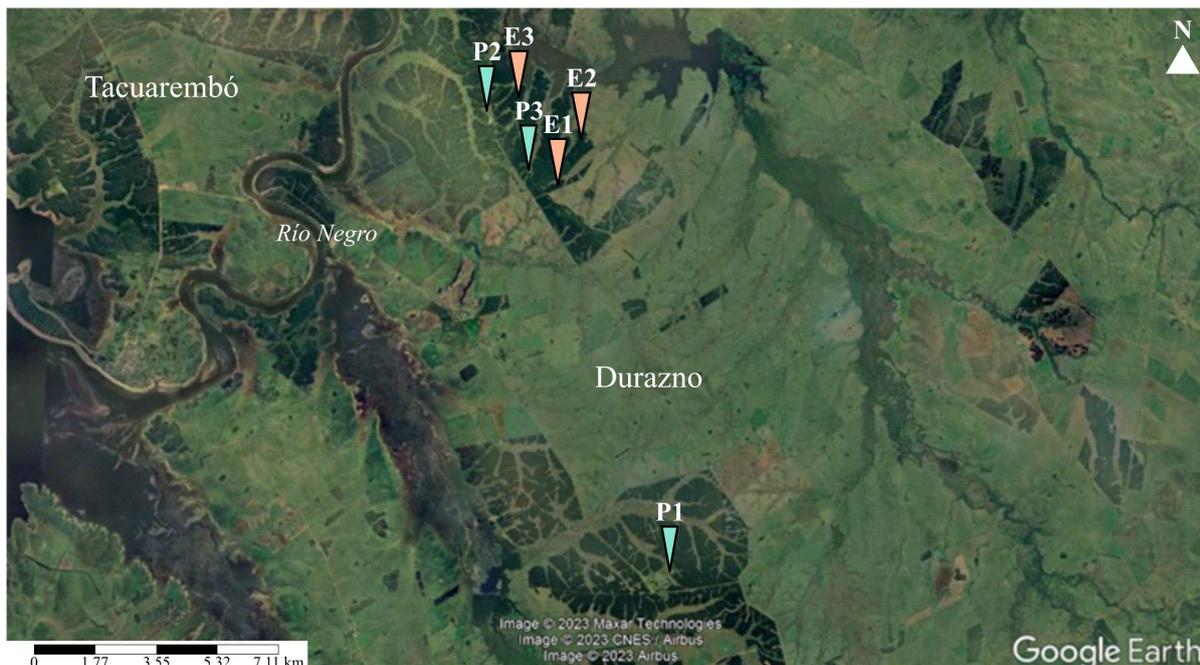


Figura 2. Subsitios de muestreo. E = plantación de *E. dunnii*; P = pastizal.



Figura 3. Plantaciones de *E. dunnii* y pastizales, Durazno, Uruguay.

### Muestreo de arañas

En ambos ambientes se realizaron cuatro muestreos, uno en cada estación del año, durante 2021 y 2022. Los métodos de muestreo fueron complementarios, factibles de ejecución y adecuados para analizar estadísticamente los datos. Se realizaron muestreos estandarizados en cada una de las réplicas, mediante métodos semi-cuantitativos, ya que estos

resultan ser los más eficientes en estudios de riqueza específica y son recomendados por la robustez de los análisis estadísticos de los datos obtenidos (Cardoso 2009).

En cada réplica se trabajó en transectas de 100 m de largo por 10 m de ancho y se establecieron cinco unidades de muestreo cada 25 m (Figura 4). Debido a que las características de las plantaciones, presentan estratos distintos a los del pastizal, el esfuerzo de muestreo fue mayor en las plantaciones. En las plantaciones de *E. dunnii*, en cada unidad de muestreo se emplearon los siguientes métodos de captura: aspirador “G-Vac”, trampas de caída, revisión manual de hojarasca, batido de follaje, trampas de tronco y trampas de corteza (Figuras 4 y 5A). Estos métodos han sido muy eficientes en el estudio de artrópodos, y en particular de arañas (Coddington et al. 1996; Adis 2002; Pinzón & Spence 2010; Jorge et al. 2013).

Las aspiraciones de “G-Vac” fueron de 1 minuto de duración en un radio de 2 m. Se utilizó un aspirador “G-Vac” Husqvarna 125bv. El material aspirado fue depositado temporalmente en bolsas con cierre hermético, para más tarde coleccionar las arañas utilizando un aspirador bucal y fijarlas en alcohol 75%. Este método permite recolectar principalmente arañas acechadoras, emboscadoras, corredoras de follaje y constructoras de tela (Cardoso et al. 2011).

Por transecta se instalaron en total cinco trampas de caída de plástico de 11 cm de diámetro. Dentro de cada trampa se colocó una solución de propilenglicol al 50%, agua y detergente. El propilenglicol permitió que los ejemplares se mantuvieran en condiciones apropiadas durante el tiempo que permanecieron en la trampa. Las trampas estuvieron activas durante un período de 7 a 10 días. Cada trampa de caída fue cubierta por rocas, ritidoma y/o fragmentos de tallos para generar un ambiente potencial para el refugio de las arañas. Posteriormente, las trampas fueron procesadas en el laboratorio y el material fue fijado en alcohol 75 % para su preservación y posterior estudio.

Para la revisión manual de hojarasca se tomó una muestra de 1 m<sup>2</sup> de superficie, la cual fue colocada sobre un paño o bandeja blanca, sobre la cual se recolectaron las arañas con aspirador bucal (Rubio et al. 2008).

El batido de follaje es un método muy utilizado para recolectar arañas de diferentes gremios que se encuentran en hojas y ramas del follaje, también es empleado en plantaciones forestales (Munévar et al. 2018). Consistió en agitar el follaje arbóreo durante 1 minuto y recoger las arañas sobre una tela blanca con aspirador bucal.

Las trampas de tronco consisten en una mitad de botella invertida, situada a 1.50 m de altura, unida a la superficie del tronco y rellena con la misma solución que las trampas de caída. Se colocaron en árboles próximos a las trampas de corteza. Permiten recolectar arañas errantes del tronco (Pinzón & Spence 2010). Las trampas estuvieron activas durante un período de 7 a 10 días.

Las trampas de corteza se elaboraron a partir de paneles de cartonplast de 900 cm<sup>2</sup>, sujetas a la superficie del tronco para imitar ritidoma suelto. Se colocaron una por cada estación de muestreo a 1.50 m de altura. Estas trampas permiten recolectar principalmente arañas sedentarias que viven debajo del ritidoma (Pinzón & Spence 2010). Al igual que las trampas de caída de tronco, las de corteza estuvieron activas durante 7 a 10 días.

En los pastizales, en cada unidad de muestreo, se emplearon los siguientes métodos de captura (Figuras 4 y 5B): aspirador “G-Vac”, trampas de caída y revisión manual de hojarasca, siguiendo la misma metodología descrita anteriormente.

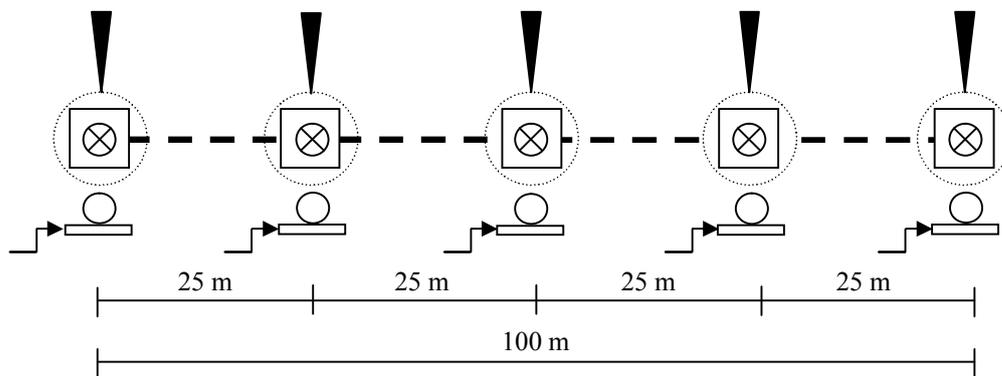


Figura 4. Diseño metodológico. Línea discontinua: transecta; punta de flecha: aspiración de "G-Vac"; círculo discontinuo: revisión manual de hojarasca; cuadrado: cuadrante para registro de la heterogeneidad ambiental; círculos con cruz: trampa de caída; círculos sin cruz: trampa de tronco; rectángulo: trampa de corteza; línea quebrada: batido de follaje. Las trampas de tronco, trampas de corteza y batido de follaje fueron implementadas solamente en las plantaciones forestales.



Figura 5A. Métodos de muestreo utilizados en plantaciones de *E. dunnii*. A: aspirador “G-Vac”; B: trampa de caída; C: revisión manual de hojarasca; D: batido de follaje; E: trampa de tronco; F: trampas de corteza.

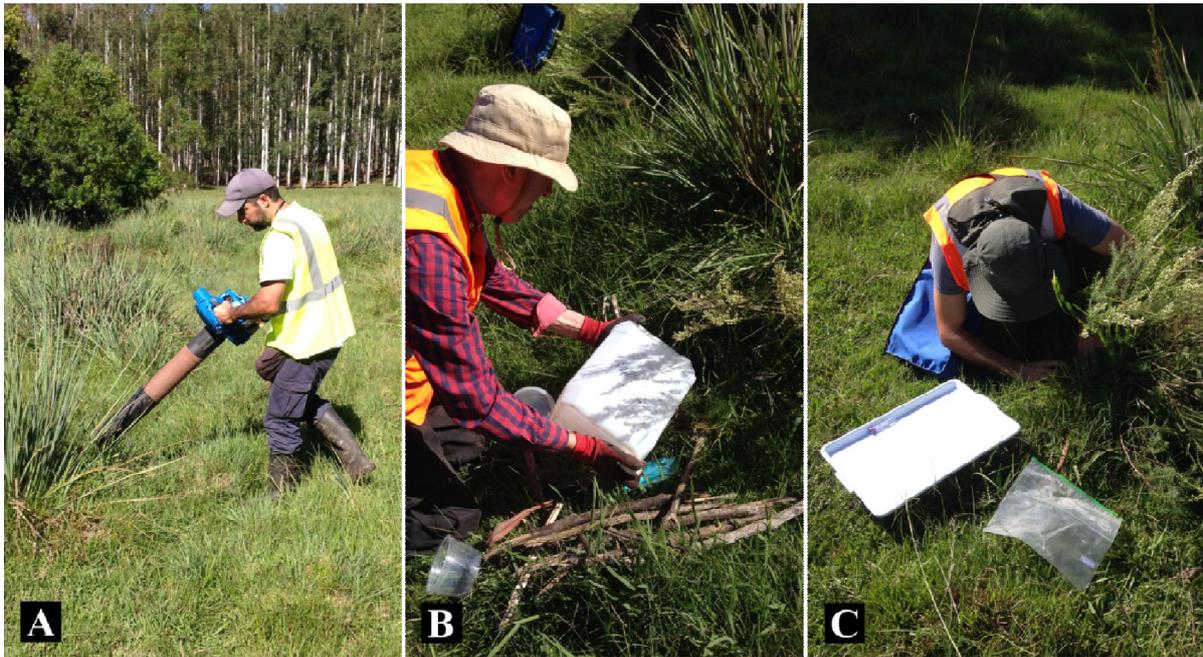


Figura 5B. Métodos de muestreo utilizados en plastizales. A: aspirador “G-Vac”; B: trampa de caída; C: revisión manual de hojarasca.

## **Análisis de datos**

### **Heterogeneidad ambiental**

La heterogeneidad vegetal se cuantificó mediante tres variables: riqueza vegetal herbácea, cobertura vegetal herbácea y cobertura del dosel arbóreo (esta última solo se cuantificó en las plantaciones de *E. dunnii*) siguiendo la metodología empleada en Cajade (2020) para bosques serranos y ribereños de Uruguay. Se utilizaron cuadrantes de 0.50 m por 0.50 m alrededor de cada trampa de caída y se cuantificó la riqueza de especies vegetales del suelo. Se tomaron fotos del cielo con cámaras fotográficas (solo en plantaciones de *E. dunnii*) y suelo en cada cuadrante a una altura de 1.5 m.

La densidad del dosel arbóreo fue estimada a partir de fotografías del cielo, siguiendo como referencia la metodología propuesta por Gilbert y Butt (2009). Para ello se utilizó el programa Gimp (versión 2.10, <https://gimp.org>), mediante la herramienta de histograma, la cual permitió cuantificar la cantidad de píxeles ocupados por la parte aérea de los vegetales, y así obtener una medida relativa de la densidad del dosel arbóreo en proporción al área total de la foto.

Las fotos del suelo permitieron estimar el porcentaje de cobertura vegetal, para ello también se utilizó el programa Gimp (versión 2.10, <https://gimp.org>) y la misma metodología y herramienta mencionada anteriormente.

Las variables abióticas registradas fueron: temperatura del suelo, humedad relativa de la superficie del suelo y profundidad de la hojarasca; éstas fueron medidas dentro de cada cuadrante. Debemos aclarar que en los pastizales, la hojarasca refiere al conjunto de materia orgánica seca (o tejido seco), originado a partir de la muerte de las hojas de las hierbas y gramíneas. Los valores de temperatura y humedad fueron registrados utilizando un termohigrómetro digital Cornwall (117) con sonda. Para los valores medios de las variables ambientales, se consideraron los valores registrados en cada estación de muestreo, totalizando 60 muestras para cada ambiente (cinco muestras por transecta, tres transectas por ambiente, cuatro fechas). Para observar diferencias entre los ambientes en función de las distintas variables (bióticas y abióticas) se utilizó el test estadístico para dos muestras de t (si los datos presentaban distribución normal) o el test de Mann-Whitney (si los datos no presentaban distribución normal) utilizando el programa Past (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001).

### **Diversidad**

Los ejemplares recolectados fueron analizados en microscopios estereoscópicos (Nikon SMZ-445 y Leica M205 A) en el laboratorio de la Sección Entomología de la Facultad de Ciencias, Universidad de la República. El material de referencia de las especies fue depositado en la Colección Aracnológica de la Facultad de Ciencias (FCE-Ar, curador Miguel Simó). Se examinaron todos los ejemplares, juveniles y adultos, los cuales fueron identificados a nivel de familia, a los efectos de reconocer el gremio funcional al cual pertenecen. Los ejemplares adultos recolectados se identificaron en primer lugar a nivel de morfoespecie y luego, en la medida de lo posible, a nivel de especie mediante el uso de claves y diversos trabajos taxonómicos. A su vez, el grupo de investigación en arácnidos de la Sección Entomología, cuenta con una base de datos fotográfica de especies y morfoespecies de arañas del Uruguay, el cual se encuentra en constante actualización y que ayudó en la identificación del material recolectado.

En los análisis comparativos entre forestación y pastizal, solo se tuvieron en cuenta los datos provenientes de los métodos de muestreo compartidos ("G-Vac", trampa de caída y recolección manual de hojarasca): Para los datos cuantitativos de abundancia, primero se calcularon los estadísticos descriptivos para luego analizar la relación entre el ln (media) y el ln (varianza) de forma de observar la presencia o no de heterocedasticidad. La heterocedasticidad se validó mediante el test de hipótesis de b (pendiente o coeficiente

angular de la recta) para modelos de regresión. En existencia de heterocedasticidad se aplicó la Ley de Taylor (p) ( $p = 1 - b/2$ ) (Taylor 1961) para encontrar la mejor transformación de los datos.

Se realizaron análisis de curvas de acumulación de especies mediante el programa EstimateS (versión 9.1, Colwell 2013). Estas funciones permiten conocer de qué forma se distribuye una comunidad de acuerdo a la proporción de las especies comunes y raras (Moreno 2002).

Los parámetros e índices de diversidad  $\alpha$  obtenidos fueron: Riqueza (S), Abundancia (N) Dominancia (D), índice de Simpson, índice de Shannon (H), Equitatividad o Igualdad de Pielou, Chao1 (1984), y ACE: Abundance-based Coverage Estimator (Chao & Lee 1992). Estos fueron obtenidos utilizando el programa PAST (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001), para dichos cálculos se tuvieron en cuenta solamente los ejemplares adultos. A partir de la riqueza observada y la estimada se estimó la eficiencia de muestreo. Para comparar la diversidad entre ambientes se implementó un test de diversidad t (en caso de que los datos de abundancia presentasen distribución normal) o un test de diversidad de permutaciones (no paramétrico) con 9999 permutaciones; la normalidad de los datos se probó mediante el test de Lilliefors, utilizando el programa PAST (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001).

Para el estudio de la abundancia media global y por estación, se agruparon las muestras por estación de muestreo, considerándose así 60 unidades de muestreo por ambiente (cinco unidades por transecta, tres transectas y cuatro fechas). Para el estudio de la abundancia media de familias y gremios, se agruparon las muestras por transecta y fecha, considerándose así 12 unidades de muestreo por ambiente (una unidad por transecta, tres transectas y cuatro fechas). En el caso de las curvas de rarefacción, y las de estimación de riqueza de especies, se agruparon las muestras por estación de muestreo, independientemente de las fechas, considerándose de este modo 15 unidades de muestreo por ambiente (cinco estaciones de muestreo por transecta y tres transectas).

## **Gremios**

Las familias fueron agrupadas en gremios en base a la estrategia de forrajeo según Uetz et al. (1999), Miller (2007), Dias et al. (2010) y Cardoso et al. (2011). De este modo se utilizó una clasificación mixta a partir de estos autores, ya que se consideró más informativa y adecuada para las familias presentes en estos ambientes. Se comparó la abundancia de los

gremios entre ambientes mediante el análisis de varianza (ANOVA), en caso de que los datos presentasen distribución normal y homogeneidad de varianza, y posteriormente realizando comparaciones por pares mediante la prueba de Tukey-Kramer; en el caso que no se cumplieran estos dos supuestos se realizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis y posteriormente la comparación por pares mediante la prueba de Mann-Whitney. La normalidad de los datos se estudió mediante el test de distribución normal de Lilliefors y la homogeneidad de varianza (homocedasticidad) se analizó mediante el test de Levene. Todos los análisis fueron realizados mediante el programa PAST (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001).

### **Composición específica**

Se estimó la disimilaridad de la estructura de las comunidades entre subsitios mediante un Análisis de Similaridad de 1 vía (ANOSIM). ANOSIM es un test no paramétrico utilizado para discriminar entre dos o más grupos al poner a prueba la hipótesis de no diferencias entre sitios (Clarke 1993). Este fue implementado en el programa PAST (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001).

Se realizó una clasificación jerárquica aglomerativa de ambientes utilizando la herramienta CLUSTER con el algoritmo UPGMA debido a que distorsiona menos los datos. Para el CLUSTER, valores de CCC (Coeficiente de Correlación Cofenética)  $> 0.8$  se consideran una buena representación de la matriz de similitud (Sokal & Rohlf 1962). El CLUSTER fue realizado en el programa PAST (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001).

Para complementar la información obtenida en el ANOSIM y CLUSTER se utilizó un Escalado Multidimensional No Métrico (NMDS), este es uno de los análisis más utilizados para representar gráficamente las relaciones entre comunidades (Clarke 1993). El NMDS es preferible frente a otros métodos de ordenación, debido a que no hace asunciones acerca de los patrones de distribución de abundancia de las especies (McCune & Grace 2002; Bonaldo et al. 2007). Como medida de bondad (o de la no bondad) del modelo se utilizó el coeficiente de Stress (Kruskal 1964). Para reducir los valores de Stress se incrementaron el número de dimensiones en el escalamiento a tres dimensiones. El NMDS fue implementado en el programa PAST (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001).

Para el ANOSIM, CLUSTER y NDMS se tuvieron en cuenta todas las especies de ejemplares adultos (ya que la diferencia de abundancia entre especies raras y comunes fue

baja) y se utilizó el índice de Morisita como índice de asociación y similaridad ya que es insensible al tamaño de las muestras y número de variables. Se agruparon las muestras por estaciones de muestreo, independientemente de la fecha, de este modo se consideraron 15 unidades de muestreo (cinco unidades por transecta, tres transectas por ambiente).

### **Especies indicadoras**

Siguiendo a Pinzón y Spence (2010), se realizó un Análisis de Especies Indicadoras (Dufrêne & Legendre 1997) para estimar la variación en las comunidades de arañas entre los dos ambientes. La significancia estadística de los valores indicadores se estimó mediante 9999 permutaciones de sitios entre grupos. De acuerdo con Dufrêne y Legendre (1997), una especie indicadora debe obtener un IndVal superior al 25%. Pinzón y Spence (2010), sugieren un umbral del 60% para designar una fuerte especie indicadora. El Análisis de Especies Indicadoras fue realizado en el programa PAST (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001). Se agruparon las muestras por estaciones de muestreo, independientemente de la fecha.

### **Relación abundancia y riqueza específica de los gremios con variables ambientales**

Se evaluó la colinealidad de los datos mediante el análisis de correlación de Pearson (paramétrico) en caso de que los datos tuvieran distribución normal y las variables se relacionasen linealmente, o el análisis de correlación de Spearman en caso de datos no paramétricos.

Para estudiar el efecto de las variables ambientales sobre la abundancia de arañas en cada ambiente, a nivel de gremios, se realizó un Análisis de Redundancia (RDA) (Rao 1964), debido que los gradientes ambientales son cortos dada la distancia geográfica entre réplicas y a que se encontró que la abundancia de los gremios cambia de forma lineal a través de estos gradientes, siendo que los métodos lineales (entre los que se encuentra el RDA) son preferibles en los análisis de gradientes cuando estos son cortos (Ter Braak & Prentice 1988).

Para analizar las relaciones entre los gremios de arañas se utilizó el escalado de tipo 2 (o biplot de correlaciones) en los diagramas. Legendre & Legendre (2012) recomiendan la utilización del escalado de tipo 2 cuando la mayoría de las variables explicatorias, variables ambientales en nuestro caso, son cuantitativas. Como medida de bondad o grado de ajuste del biplot de los gremios y las variables ambientales, se utilizó la fórmula:  $(\lambda_1 + \lambda_2) / (\text{suma de todos los autovalores})$ . Esto expresa la fracción de varianza de todas las covarianzas entre los

gremios y las variables explicadas por el diagrama de ordenación (Jongman et al, 1987). Previo al RDA se evaluó la colinealidad de los datos mediante el análisis de correlación de Pearson (paramétrico) en caso de que los datos tuvieran distribución normal y las variables se relacionasen linealmente, o el análisis de correlación de Spearman en caso contrario (no paramétrico).

En el Análisis de Redundancia, tanto las especies (o gremios en este caso) como las variables ambientales, están representadas mediante flechas (Ter Braak & Prentice 1988). Las flechas que apuntan en más o menos la misma dirección indican una alta correlación positiva, aquellas que se cruzan formando ángulos rectos indican correlación cercana a cero, y finalmente las flechas que apuntan en direcciones opuestas indican una alta correlación negativa (Ter Braak & Prentice 1988). Las especies (o gremios, etc.) y variables ambientales con flechas largas son las más importantes en el análisis (Ter Braak & Prentice 1988). El RDA fue elaborado en el programa PAST (versión 4.12b, Hammer, Harper & Ryan 2001). Para el RDA se agruparon las muestras por estaciones de muestreo y por fecha, considerándose así 60 unidades de muestreo (cinco unidades por transecta, tres transectas por ambiente y cuatro fechas).

## RESULTADOS

### Heterogeneidad ambiental

La cobertura vegetal del estrato herbáceo, riqueza de especies vegetales y humedad relativa de la superficie del suelo fueron significativamente mayores en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii* (Tabla 1). En las plantaciones de *E. dunnii* la profundidad de la hojarasca fue significativamente mayor que en los pastizales (Tabla 1). Por su parte, no se encontraron diferencias significativas en la temperatura superficial del suelo entre ambientes (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios de las variables ambientales medidas en ambientes ( $\pm$  EE). p-valor obtenido según el test estadístico para dos muestras de Mann-Whitney. \*\*\* =  $p < 0.001$ .

Heterogeneidad ambiental	<i>E. dunnii</i>	Pastizal	p
Cobertura del dosel arbóreo (%)	83.733 $\pm$ 0.62		
Cobertura vegetal del estrato herbáceo (%)	1.641 $\pm$ 0.36	92.814 $\pm$ 0.47	3.197 <sup>-21</sup> ***
Riqueza especies vegetales herbáceas	1.767 $\pm$ 0.16	9.567 $\pm$ 0.71	1.176 <sup>-18</sup> ***
Profundidad de la hojarasca (cm)	6.903 $\pm$ 0.41	0.723 $\pm$ 0.07	4.468 <sup>-20</sup> ***
Temperatura superficial del suelo (°C)	22.388 $\pm$ 0.70	20.763 $\pm$ 1.01	0.068
Humedad relativa superficial del suelo (%)	50.867 $\pm$ 1.592	58.133 $\pm$ 1.968	0.00098***

En cuanto a la variación estacional de las variables ambientales, en las plantaciones de *E. dunnii*, se registraron diferencias significativas entre estaciones para las siguientes variables: la profundidad de la hojarasca ( $H = 12.77$ ,  $p = 0.005105$ ), siendo mayor en invierno y primavera; la temperatura superficial del suelo ( $H = 50.61$ ,  $p = 5.811^{-11}$ ), siendo mayor en verano y primavera; la humedad superficial del suelo ( $H = 36.54$ ,  $p = 5.455^{-8}$ ), siendo mayor en otoño y verano y la densidad del dosel ( $H = 16.67$ ,  $p = 0.0008293$ ), la cual fue mayor en verano. Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas en cuanto a la riqueza vegetal ( $H = 1.542$ ,  $p = 0.6479$ ) y la cobertura vegetal ( $H = 3.559$ ,  $p = 0.3045$ ) a lo largo de las estaciones del año.

Por otro lado, en los pastizales, se encontraron diferencias significativas entre estaciones a nivel de la temperatura superficial del suelo ( $H = 30.25$ ,  $p = 1.216^{-6}$ ) siendo mayor en verano y primavera, y la riqueza vegetal ( $H = 44.1$ ,  $p = 1.227^{-9}$ ) siendo mayor en primavera e invierno. Contrariamente, no se encontraron diferencias significativas en cuanto a la profundidad de la hojarasca ( $H = 2.236$ ,  $p = 0.5211$ ), la humedad superficial del suelo ( $H = 2.924$ ,  $p = 0.4026$ ) y la cobertura vegetal ( $H = 2.288$ ,  $p = 0.5148$ ) a lo largo de las estaciones del año.

## Diversidad

En total se recolectaron 2912 individuos de los cuales el 30% fueron adultos (N = 880) y el 70% juveniles (N = 2032). En cuanto a la abundancia, fue mayor en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii* (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia de arañas por familia en ambos ambientes y discriminada por métodos de captura. "G-Vac" = método por aspirado; Tca = trampa de caída; H = recolección manual de hojarasca; Tco = trampa de corteza; Ttr = trampa de tronco; Bfo = batido de follaje.

Familia	<i>E. dunnii</i>							Pastizal			
	"G-Vac"	Tca	H	Tco	Ttr	Bfo	Total	"G-Vac"	Tca	H	Total
Amaurobiidae	3	0	1	0	0	0	4	16	1	1	18
Anyphaenidae	9	2	5	0	3	15	34	122	1	27	150
Araneidae	21	0	1	0	3	39	64	57	4	11	72
Cheiracanthiidae	1	0	0	0	0	0	1	5	0	8	13
Corinnidae	0	0	3	1	2	0	6	7	4	11	22
Ctenidae	5	4	47	0	0	1	57	1	0	18	19
Desidae	0	1	7	0	1	0	9	1	2	4	7
Dictynidae	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	6
Gnaphosidae	4	4	17	0	0	0	25	9	4	11	24
Hahniidae	3	0	2	0	0	0	5	32	16	30	78
Linyphiidae	74	43	115	0	13	1	246	91	113	11	215
Lycosidae	2	15	19		2	1	39	12	19	141	172
Mimetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Miturgidae	0	0	0	0	0	0	0	5	6	0	11
Mysmenidae	5	7	7	0	0	0	19	3	6	1	10
Nesticidae	0	1	1	0	0	0	2	1	0	0	1
Oonopidae	1	2	27	0	3	1	34	2	8	1	11
Oxyopidae	0	0	0	0	0	0	0	230	4	27	261
Palpimanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	4
Philodromidae	13	0	1	2	0	0	16	415	2	46	463
Salticidae	7	6	39	1	8	24	85	31	2	44	77
Sparassidae	0	0	0	0	2	1	3	4	0	2	6
Tetragnathidae	85	0	14	0	3	23	125	10	0	2	12
Theridiidae	35	17	111	5	9	51	228	64	36	38	138
Theridiosomatidae	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Thomisidae	3	4	4	0	0	4	15	58	9	11	78
Trachelidae	8	0	0	0	0	0	8	10	0	7	17
<b>TOTAL</b>	<b>280</b>	<b>106</b>	<b>421</b>	<b>9</b>	<b>49</b>	<b>161</b>	<b>1026</b>	<b>1192</b>	<b>239</b>	<b>455</b>	<b>1886</b>

Los datos de abundancia de arañas por unidad de muestreo no presentaron distribución normal ( $L = 0.1529$ ,  $p = 0.0001$ ), de este modo se aplicó el test no paramétrico de Mann-Whitney, siendo ella significativamente mayor en los pastizales que en las plantaciones

de *E. dunnii* ( $U = 859.5$ ,  $p = 7.9744^{-7}$ ). También se encontraron diferencias significativas en la abundancia entre ambientes al considerar las estaciones ( $H = 87.83$ ,  $p = 3.316^{-16}$ ) (Tabla 3, Figura 6).

Los datos de abundancia de arañas en las plantaciones de *E. dunnii* no presentaron distribución normal ( $L = 0.1287$ ,  $p = 0.01483$ ). En las plantaciones de *E. dunnii*, la abundancia fue significativamente diferente entre estaciones ( $H = 42.7$ ,  $p = 2.717^{-9}$ ), encontrándose diferencias entre todas las estaciones con excepción de invierno y primavera (Tabla 4, Figura 6), la mayor abundancia en estas estaciones se condice con la mayor profundida de hojarasca en las mismas.

Tabla 3. Comparación de la abundancia media estacional de arañas entre las plantaciones de *E. dunnii* y los pastizales, valores de p obtenidos mediante la prueba por pares de Mann-Whitney. \*\* =  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ .

	<i>E. dunnii</i> otoño	<i>E. dunnii</i> invierno	<i>E. dunnii</i> primavera	<i>E. dunnii</i> verano
Pastizal otoño	0.001143**	0.0007583***	0.00003879***	0.9334
Pastizal invierno	0.000003169***	0.0000803***	0.0001582***	0.000003291***
Pastizal primavera	0.000003177***	0.00048894	0.0008297***	0.000003299***
Pastizal verano	0.00000472***	0.2285	0.5892	0.0002172***

Tabla 4. Comparación de la abundancia media estacional de arañas en las plantaciones de *E. dunnii*, valores de p obtenidos mediante la prueba por pares de Mann-Whitney. \*\*\* =  $p < 0.001$ .

	Otoño	Invierno	primavera	verano
otoño		5.753 <sup>-6</sup> ***	3.866 <sup>-6</sup> ***	0.0002071***
invierno	5.753 <sup>-6</sup> ***		0.2533	0.0001955***
primavera	3.866 <sup>-6</sup> ***	0.2533		2.04 <sup>-5</sup> ***
verano	0.0002071***	0.0001955***	2.04 <sup>-5</sup> ***	

Los datos de abundancia de arañas en los pastizales no presentaron distribución normal ( $L = 0.1185$ ,  $p = 0.03461$ ). En los pastizales, la abundancia fue significativamente diferente entre estaciones ( $H = 33.72$ ,  $p = 2.237^{-7}$ ), encontrándose diferencias entre todas las estaciones con excepción de invierno y primavera (Tabla 5, Figura 6), la mayor abundancia en estas estaciones se condice con la mayor riqueza vegetal en las mismas.

Tabla 5. Comparación de la abundancia media estacional de arañas en el pastizal, valores de p obtenidos mediante la prueba por pares de Mann-Whitney. \* =  $p < 0.05$ ; \*\* =  $p < 0.01$ ; \*\*\* =  $p < 0.001$ .

	Otoño	invierno	Primavera	Verano
otoño		$3.32^{-6***}$	$3.32^{-6***}$	0.0002793***
invierno	$3.32^{-6***}$		0.52	0.01693**
primavera	$3.32^{-6***}$	0.52		0.04409*
verano	0.0002793***	0.01693**	0.04409*	

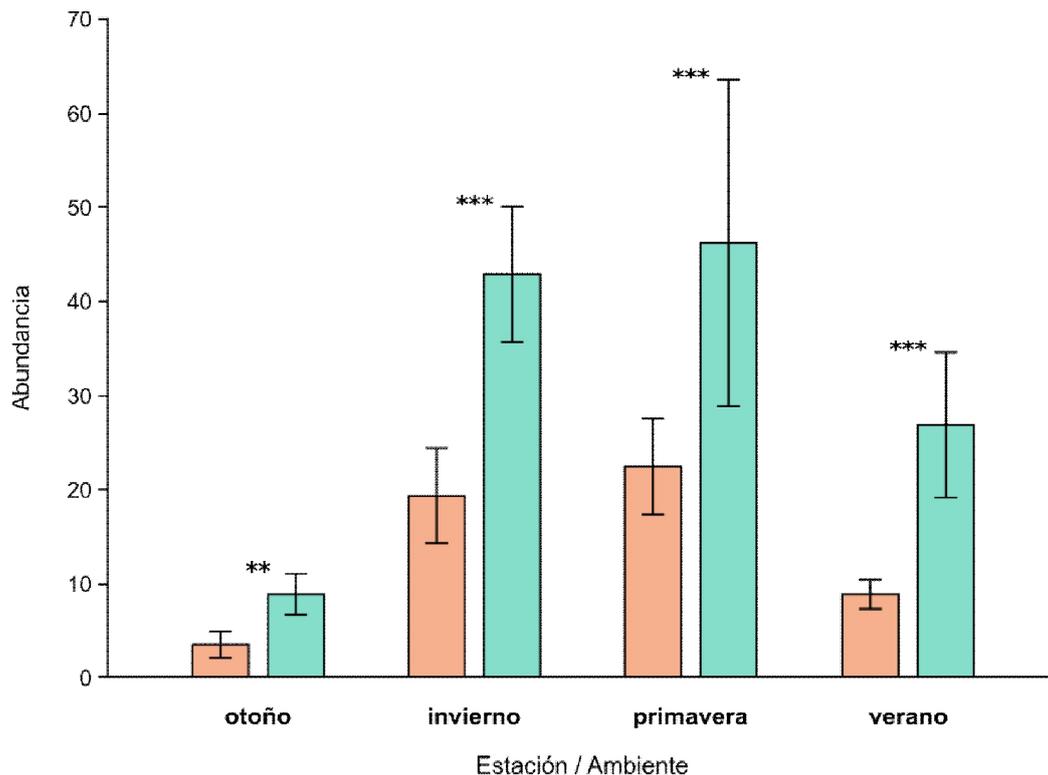


Figura 6. Abundancia media ( $\pm$  EE) de arañas por ambiente y estación. Plantación *E. dunnii* (■); Pastizal (■). \* =  $p < 0.05$ ; \*\* =  $p < 0.01$ ; \*\*\* =  $p < 0.001$ . Longitud de las barras de error: 95% intervalo de confianza del error estándar. Las diferencias marcadas por los asteriscos son dentro de cada estación.

En los pastizales se registraron 25 familias de arañas, mientras que en las plantaciones de *E. dunnii* fueron registradas 17 familias, perteneciendo todas al infraorden Araneomorphae. Las familias Dictynidae, Mimetidae, Miturgidae, Oxyopidae, Palpimanidae fueron exclusivas de los pastizales, mientras que Theridiosomatidae solo se encontró en las plantaciones de *E. dunnii* (Tabla 2). No se registró ninguna familia exclusiva del follaje o tronco de los *Eucalyptus* (colectada mediante batido de follaje, trampa de corteza y/o trampa de tronco).

En los pastizales la familia con mayor abundancia de individuos fue Philodromidae (N = 463), seguida por Oxyopidae (N = 261) y Linyphiidae (N = 215); por otro lado, en las plantaciones de *E. dunnii* la familia con mayor abundancia fue Linyphiidae (N = 246), seguida por Theridiidae (N = 228) y Tetragnathidae (N = 125) (Tabla 2).

Los datos de abundancias de familias para cada subsitio en cada estación del año presentaron heterocedasticidad (significativa,  $p < 0.05$ ). Como  $p = 0.547705$ ,  $\approx 0.5$ , entonces la mejor transformación resultó ser raíz cuadrada (X). Igualmente, luego de la transformación de los datos, estos no tuvieron una distribución normal ( $L = 0.2427$ ,  $p = 0.0001$ ) ni homogeneidad de varianza ( $p = 7.459^{-6}$ ), por ende, se utilizó el test no paramétrico de Mann-Whitney para comparar las abundancias entre mismas familias de distintos ambientes.

La abundancia de Amaurobiidae fue significativamente mayor en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii* ( $U = 43$ ,  $p = 0.03977$ ), al igual que de Anyphaenidae ( $U = 24.5$ ,  $p = 0.006011$ ), Araneidae ( $U = 30$ ,  $p = 0.0151$ ), Cheiracanthiidae ( $U = 34.5$ ,  $p = 0.01041$ ), Corinnidae ( $U = 34.5$ ,  $p = 0.01642$ ), Hahniidae ( $U = 13$ ,  $p = 0.0004254$ ), Miturgidae ( $U = 42$ ,  $p = 0.01629$ ), Oxyopidae ( $U = 0$ ,  $p = 0.0000103$ ), Philodromidae ( $U = 4$ ,  $p = 0.0000623$ ), Thomisidae ( $U = 13.5$ ,  $p = 0.0006552$ ) y Trachelidae ( $U = 34$ ,  $p = 0.01252$ ) (Figura 7). Por otro lado, la abundancia de Ctenidae fue significativamente mayor en las plantaciones de *E. dunnii* que en los pastizales ( $U = 16$ ,  $p = 0.0011161$ ), al igual que Tetragnathidae ( $U = 21.5$ ,  $p = 0.00279$ ) (Figura 7).

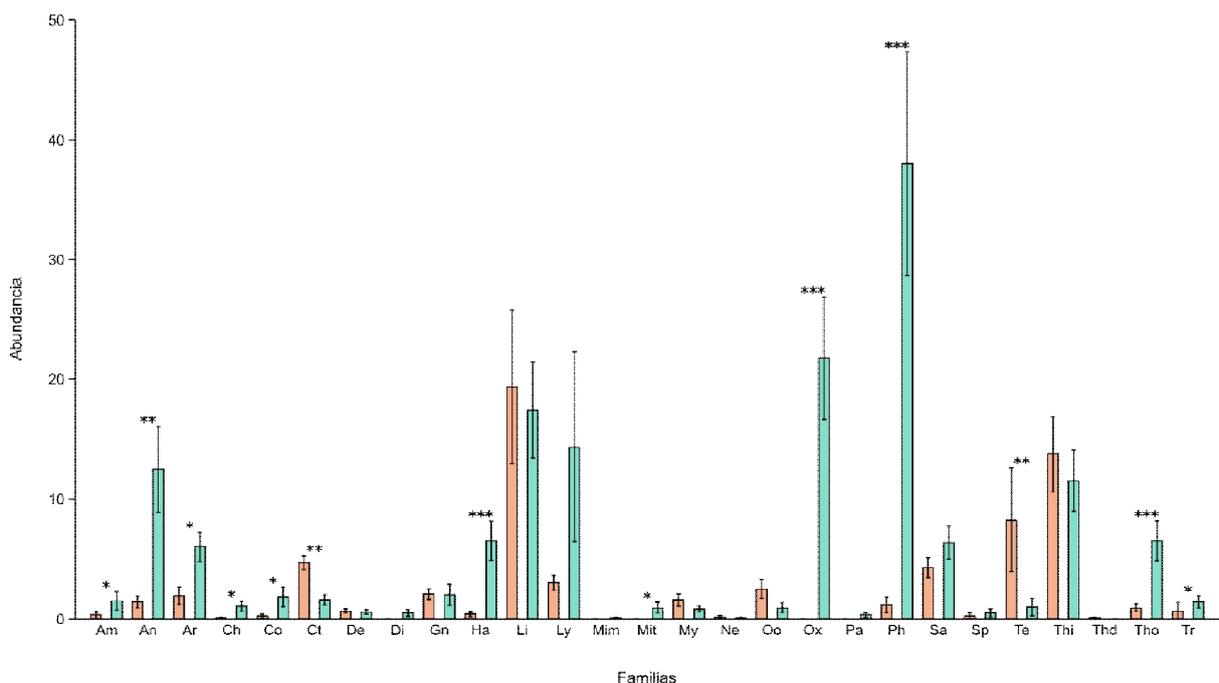


Figura 7. Abundancia media ( $\pm$  EE) de arañas en cada familia por ambiente. Plantación *E. dunnii* (■); Pastizal (■). Am = Amaurobiidae; An = Anyphaenidae; Ar = Araneidae; Ch = Cheiracanthiidae; Co = Corinnidae; Ct = Ctenidae; De = Desidae; Di = Dictynidae; Gn = Gnaphosidae; Ha = Hahniidae; Li = Linyphiidae; Ly = Lycosidae; Mim = Mimetidae; Mit = Miturgidae; My = Mysmenidae; Ne = Nesticidae; Oo = Oonopidae; Ox = Oxyopidae; Pa = Palpimanidae; Ph = Philodromidae; Sa = Salticidae; Sp = Sparassidae; Te = Tetragnathidae; Thi = Theridiidae; Thd = Theridiosomatidae; Tho = Thomisidae; Tr = Trachelidae. \* =  $p < 0.05$ ; \*\* =  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ . Longitud de las barras de error: 95% intervalo de confianza. Las diferencias marcadas por los asteriscos son dentro de cada familia.

Como los datos de las abundancias de especies en los ambientes no presentaron una distribución normal ( $L = 0.2427$ ,  $p = 0.0001$ ), se implementó un test de diversidad de permutaciones para comparar los distintos índices de diversidad estimados (Tabla 6). Los índices de diversidad de Simpson y Shannon fueron significativamente mayores en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii* (Tabla 6), mientras que las plantaciones de *E. dunnii* presentaron una mayor dominancia que los pastizales (Tabla 6).

Los pastizales presentaron significativamente una mayor riqueza de arañas que las plantaciones de *E. dunnii* (Tabla 6 y Figura 8). Del total de especies, 77 resultaron exclusivas de los pastizales y 31 de las plantaciones de *E. dunnii*, mientras que 20 especies se observaron en ambos ambientes. En los pastizales la familia con mayor riqueza de especies fue Linyphiidae ( $S = 25$ ), seguida por Theridiidae ( $S = 15$ ) y Salticidae ( $S = 9$ ); por otro lado, en las plantaciones de *E. dunnii* la familia con mayor riqueza fue Theridiidae ( $S = 11$ ), seguida por Linyphiidae ( $S = 10$ ) y Salticidae ( $S = 8$ ). Para las plantaciones de *E. dunnii*, de acuerdo con comportamiento asintótico horizontal de la función, el estimador que mejor describió la riqueza esperada fue Bootstrap ( $55.61 \pm 1.37$ ) (Figura 9), mientras que para los pastizales lo fue Chao 1 ( $155.47 \pm 24.1$ ) (Figura 10). De acuerdo con estos datos, la eficiencia de muestreo fue de 91.71% en las plantaciones de *E. dunnii* y de 62.41 % en los pastizales.

Tabla 6. Valores de diversidad  $\alpha$  obtenidos para las plantaciones de *E. dunnii* y los pastizales. Los valores de riqueza específica tienen en cuenta juveniles y adultos, colectados por los métodos de "G-Vac", revisión manual de hojarasca y trampa de caída. \* = riqueza específica contabilizando todos los métodos de colecta.

Diversidad $\alpha$	<i>E. dunnii</i>	Pastizal	p
Riqueza (S)	43 (51*)	97	<b>0.0001</b>
Abundancia (N)	1026 (353 adultos)	1886 (466 adultos)	
Dominancia (D)	0.05106	0.04123	<b>0.0005</b>
Simpson	0.9489	0.9588	<b>0.0005</b>
Shannon (H)	3,356	3.84	<b>0.0001</b>
Equitatividad (J)	0.8624	0.8412	0.3893
Chao-1	69.94	150.9	
ACE	61.74	163.1	

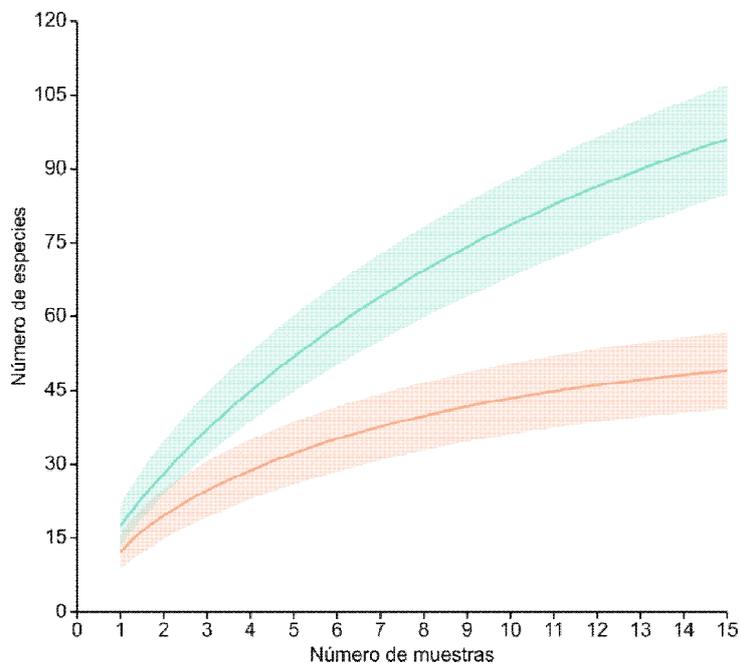


Figura 8. Curva de rarefacción de especies (solo se consideraron individuos adultos) para las plantaciones de *E. dunnii* y pastizales. Plantación *E. dunnii* (■); Pastizal (■). Las líneas discontinuas indican el intervalo de confianza al 95% para la riqueza observada en los respectivos ambientes.

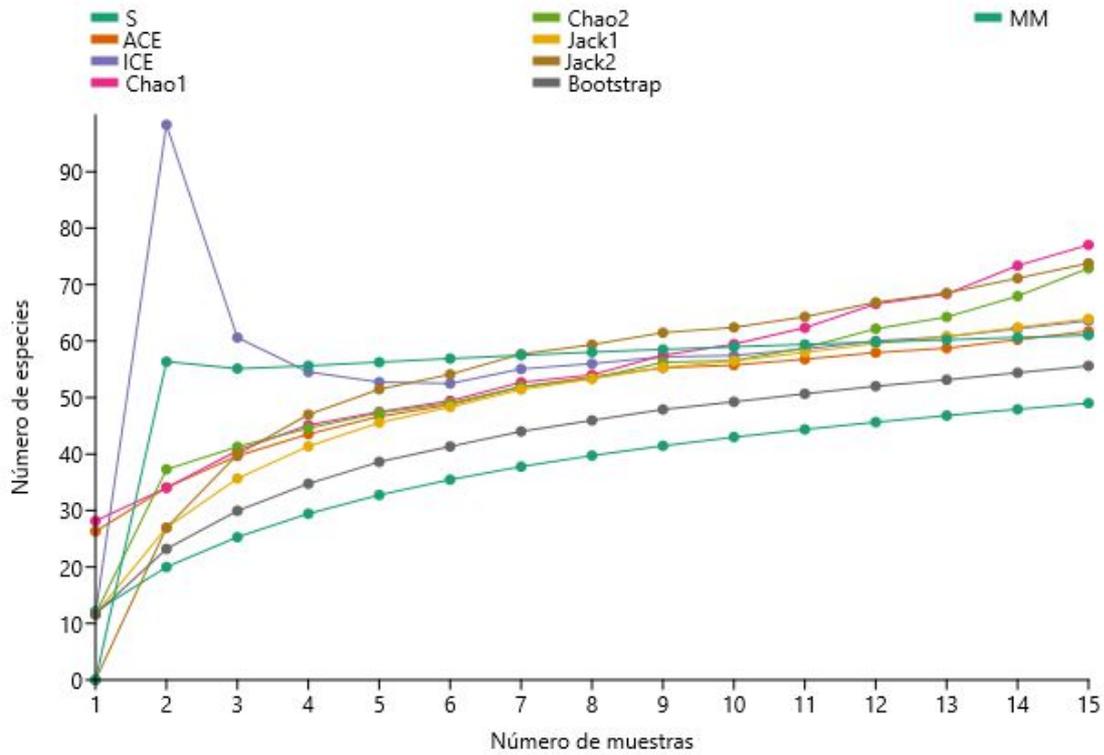


Figura 9. Curvas de estimadores de riqueza de especies para las plantaciones de *E. dunzii*. S = riqueza observada. Solo se consideraron individuos adultos.

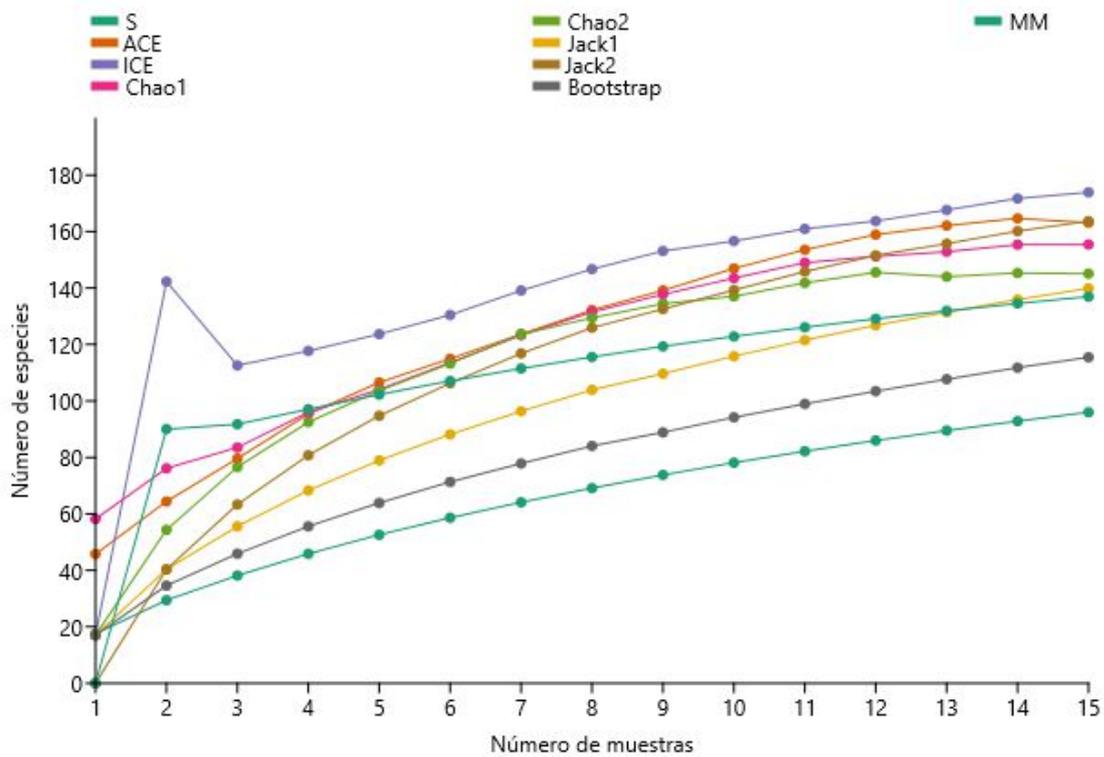


Figura 10. Curvas de estimadores de riqueza de especies para los pastizales. S = riqueza observada. Solo se consideraron individuos adultos.

## Gremios

Se reconocieron siete gremios: Acechadoras (A) integrado por Cheiracanthiidae, Mimetidae y Oxyopidae. Cazadoras de Suelo (CS) integrado por Ctenidae, Desidae, Gnaphosidae, Lycosidae, Miturgidae, Oonopidae, Palpimanidae y Trachelidae. Corredoras de Follaje (CF) integrado por Anyphaenidae y Corinnidae. Emboscadoras (E) integrado por Philodromidae, Salticidae, Sparassidae y Thomisidae. Tejedoras de Telas en Sábana (S) integrado por Amaurobiidae, Hahniidae y Linyphiidae. Tejedoras de Telas Espaciales (TTE) integrado por Dictynidae, Nesticidae y Theridiidae. Tejedoras de Telas Orbiculares (TTO) integrado por Araneidae, Mysmenidae, Tetragnathidae y Theridiosomatidae.

En las plantaciones de *E. dunnii*, el gremio con mayor abundancia de arañas fue el de las TTS (N= 255), seguido por las TTE (N= 230) y las TTO (N= 209) (Figura 8). Por otra parte, en los pastizales, el gremio con mayor abundancia fue el de las E (N= 504), seguido por las A (N= 351) y las TTS (N= 305) (Figura 8).

Los datos de abundancias de gremios para cada subsitio en cada estación del año, presentaron heterocedasticidad (significativa,  $p < 0.05$ ). Como  $p = 0.540894$ ,  $\approx 0.5$ , entonces la mejor transformación resultó ser raíz cuadrada (X). Igualmente, luego de la transformación de los datos, estos no tuvieron una distribución normal ( $L = 0.09152$ ,  $p = 0.0001$ ) aunque si homogeneidad de varianza ( $p = 0.1387$ ), por ende, se utilizó el test no paramétrico de Mann-Whitney para comparar las abundancias entre mismos gremios de distintos ambientes. Las abundancias de las A en las plantaciones de *E. dunnii* y los pastizales resultó ser significativamente diferente ( $U = 0$ ,  $p = 0.0000141$ ), también entre las CF ( $U = 24.5$ ,  $p = 0.006123$ ) y entre las E ( $U = 15.5$ ,  $p = 0.001203$ ) (Figura 8).

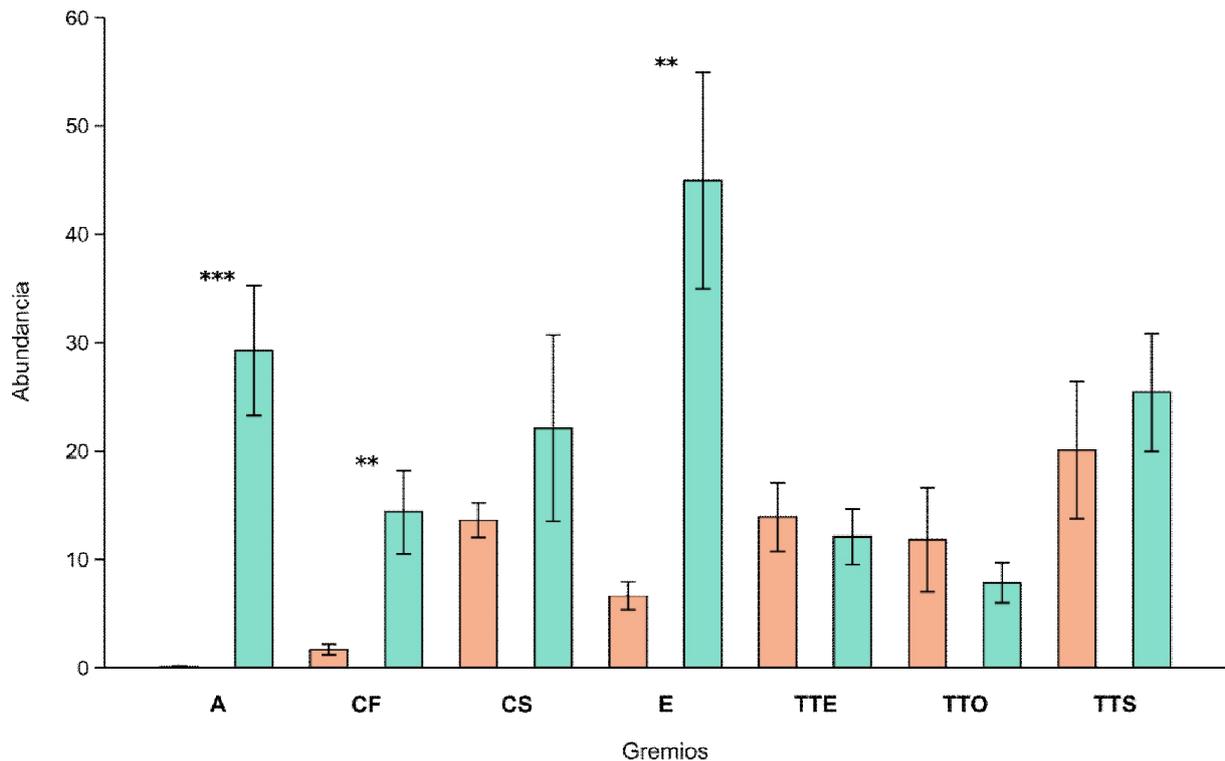


Figura 11. Abundancia media ( $\pm$  EE) de arañas en cada gremio por ambiente. Plantación *E. dunnii* (■); Pastizal (■). A = Acechadoras; CF = Corredoras de follaje; CS = Cazadoras de suelo; E = Emboscadoras; TTE = Tejedoras de telas espaciales; TTO = Tejedoras de telas orbiculares; TTS = Tejedoras de tela en sábana \*\* =  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ . Longitud de las barras de error: 95% intervalo de confianza. Las diferencias marcadas por los asteriscos son dentro de cada gremio.

### Composición específica

Los datos presentaron heterocedasticidad ( $p < 0.05$ ). Como  $p = 0.34605$ ,  $\approx 0.25$ , entonces la mejor transformación resultó ser raíz cuarta (X).

En lo que respecta a la diversidad  $\beta$ , los ambientes resultaron diferentes en cuanto a su composición específica según los valores del ANOSIM ( $R = 0.7468$ ,  $p = 0.0001$ ), ya que  $0.5 < R < 0.75$  indica ambientes diferentes de acuerdo a Clarke (1993) (Tabla 7). También se observó una alta variabilidad dentro de los pastizales, ya que todos los subsitios presentaron diferencias significativas entre sí (Tabla 7). La diferencia entre ambientes observada en el ANOSIM coincide con la observada en el CLUSTER (Figura 12), el valor de CCC  $> 0.8$  indica una buena representación de la matriz de similitud. El gráfico de dispersión del NMDS (Figura 13), muestra que las comunidades de arañas de las plantaciones de *E. dunnii* y los pastizales son muy diferentes entre sí, debido a que se obtuvieron dos grandes grupos que corresponden uno a las plantaciones de *E. dunnii* y otro a los pastizales. De acuerdo a Kruskal (1964), los valores del Stress (0.1693) indican una configuración aceptable del NMDS. La

ordenación observada en el NMDS de los ambientes, se coincide con los valores obtenidos en el ANOSIM (Tabla 7) y el CLUSTER (Figura 12).

Tabla 7. ANOSIM de una vía (Morisita como medida de distancia) y valores de p para los distintos subsitios. E= plantación *E. dunnii*; P= pastizal. \*\* =  $p < 0.01$ .

ANOSIM	E3-1	E3-2	E3-3	P1	P2	P3
Permutaciones (N) 9999	E3-1	0.1246	0.0085**	0.0083**	0.007**	0.0097**
R 0.7468	E3-2	0.1246	0.2057	0.0064**	0.0078**	0.0077**
p 0.0001	E3-3	0.0085**	0.2057	0.0091**	0.0074**	0.0081**
	P1	0.0083**	0.0064**	0.0091**	0.0093**	0.0078**
	P2	0.007**	0.0078**	0.0074**	0.0093**	0.0089**
	P3	0.0097**	0.0077**	0.0081**	0.0078**	0.0089**

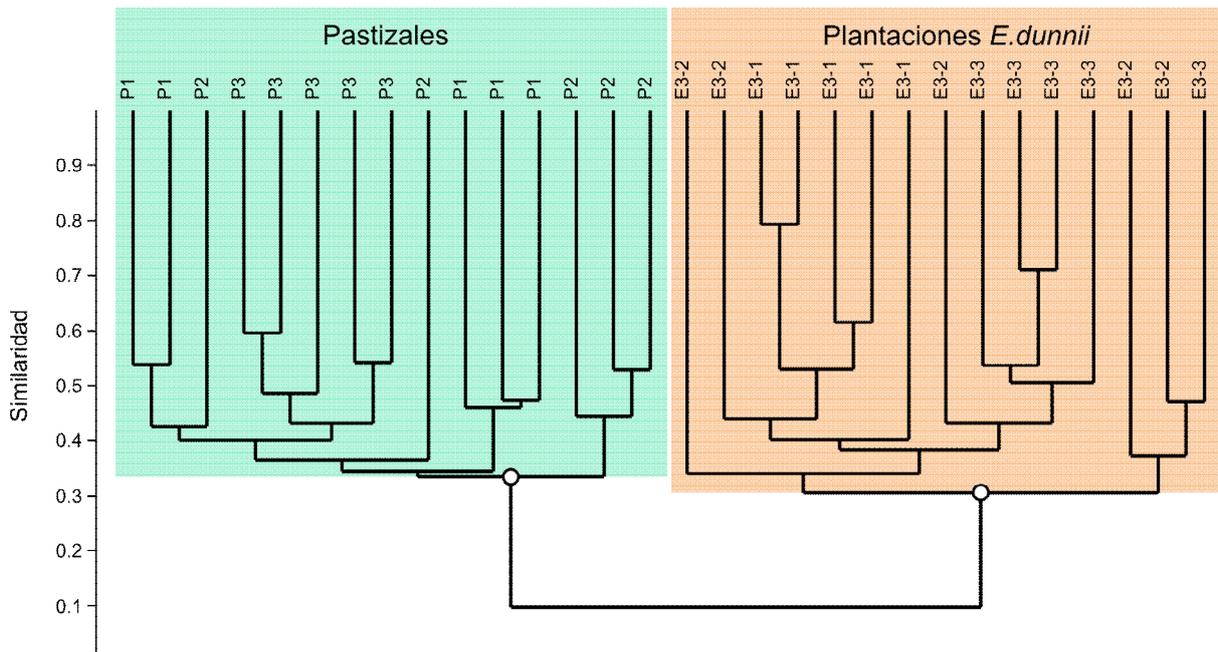


Figura 12. Dendrograma jerárquico de las unidades de muestreo de los ambientes (Algoritmo UPGMA, índice Morisita y 9999 permutaciones). El círculo indica soporte mayor a 75%. CCC= 0.8851.

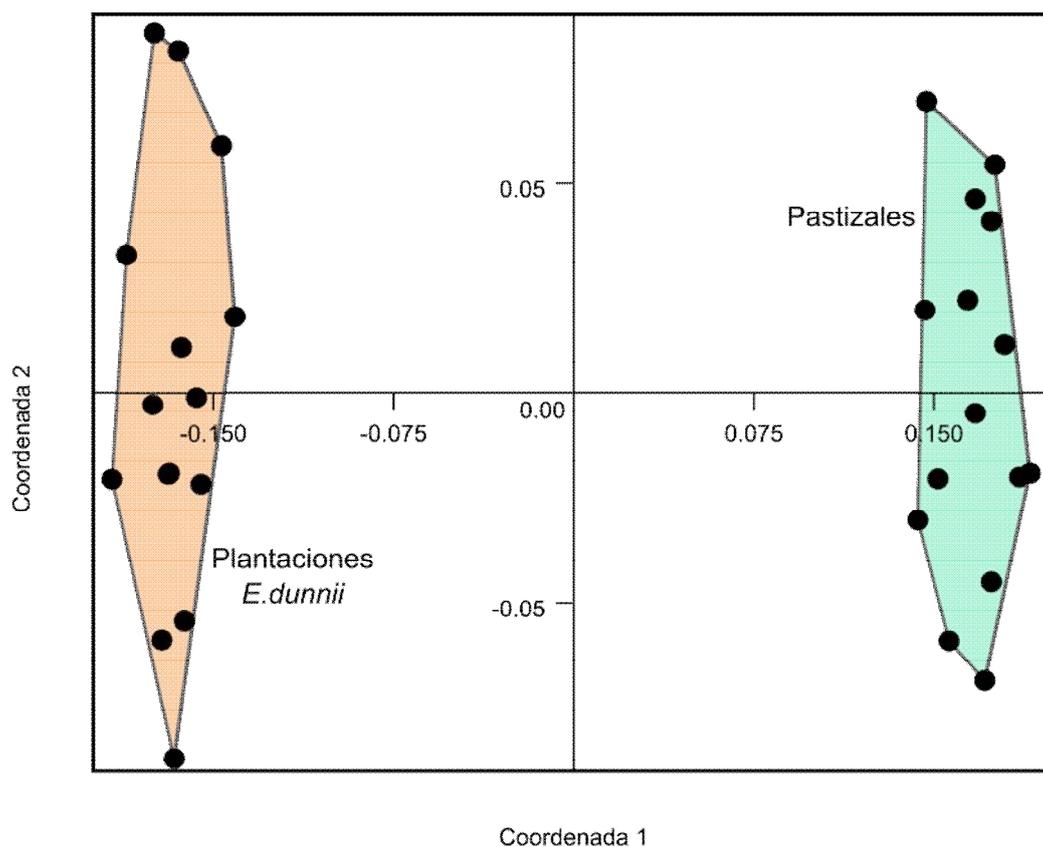


Figura 13. NMDS (3D, índice Morisita), gráfico de dispersión para las comunidades de arañas en plantaciones de *E. dunnii* y pastizales naturales. Stress: 0.1693.

### Nuevos registros y especies prioritarias para la conservación

Se citan por primera vez 11 nuevas especies para el país (Tabla 8 y 9), de las cuales cinco fueron exclusivas de las plantaciones de *E. dunnii*: *Aysha chicama* Brescovit, 1992 (Anyphaenidae), *Nesticus salta* Torres, Pardo, González-Reyes, Rodríguez Artigas & Corronca, 2016 (Nesticidae), *Neotrops tucumanus* (Simon, 1907) (Oonopidae), *Neospintharus rioensis* (Exline & Levi, 1962) (Theridiidae) y *Nihonhimea tessellata* (Keyserling, 1884) (Theridiidae); cinco exclusivas de los pastizales: *Labicymbium curitiba* Rodrigues, 2008 (Linyphiidae), *Labicymbium rusticulum* (Linyphiidae) (Keyserling, 1891), *Neriene redacta* Chamberlin, 1925 (Linyphiidae), *Thymoites piratini* Rodrigues & Brescovit, 2015 (Theridiidae) y *Misumenoides athleticus* (Mello-Leitão, 1944) (Thomisidae); presente en ambos ambientes: *Smermisia parvoris* Miller, 2007 (Linyphiidae). En cuanto a las especies prioritarias para la conservación (Ghione et al. 2017; Laborda et al. 2020) solo se registró *Otiotrops birabeni* Mello-Leitão, 1945 (Palpimanidae) en pastizales.

## Lista de especies

Tabla 8. Especies/ morfoespecies presentes en plantaciones de *E. dunnii*. En asterisco (\*) se indican los nuevos registros para el país.

<b>Especie / morfoespecie</b>	<b>Familia</b>
<i>Aysha chicama</i> Brescovit, 1992*	Anyphaenidae
<i>Aysha yacupoi</i> Brescovit, 1992	Anyphaenidae
<i>Tasata variolosa</i> Mello-Leitão, 1943	Anyphaenidae
<i>Cyclosa machadinho</i> Levi, 1999	Araneidae
<i>Eustala photographica</i> Mello-Leitão, 1944	Araneidae
<i>Metepira glomerabilis</i> (Keyserling, 1892)	Araneidae
<i>Castianeira</i> sp. 3	Corinnidae
<i>Asthenoctenus borellii</i> Simon, 1897	Ctenidae
<i>Centroctenus brevipes</i> (Keyserling, 1891)	Ctenidae
<i>Metaltella simoni</i> (Keyserling, 1878)	Desidae
<i>Metaltella</i> sp. 1	Desidae
<i>Dubiaranea difficilis</i> (Mello-Leitão, 1944)	Linyphiidae
<i>Erigone autumnalis</i> Emerton, 1882	Linyphiidae
<i>Gigapassus octarine</i> Miller, 2007	Linyphiidae
<i>Laminacauda montevidensis</i> (Keyserling, 1878)	Linyphiidae
<i>Lepthyphantes</i> sp. 1	Linyphiidae
<i>Lepthyphantes</i> sp. 2	Linyphiidae
<i>Neomaso</i> sp. 2	Linyphiidae
<i>Scolecuroa parilis</i> Millidge, 1991	Linyphiidae
<i>Smermisia parvioris</i> Miller, 2007*	Linyphiidae
<i>Sphecozone</i> sp. 4	Linyphiidae
<i>Lobizon humilis</i> (Mello-Leitão, 1944)	Lycosidae
Lycosinae sp. 7	Lycosidae
Mysmenidae sp. 1	Mysmenidae
<i>Nesticus salta</i> Torres, Pardo, González-Reyes, Rodríguez Artigas & Corronca, 2016*	Nesticidae
<i>Neotrops darwini</i> Grismado & Ramírez, 2013	Oonopidae
<i>Neotrops tucumanus</i> (Simon, 1907)*	Oonopidae
<i>Aphirape flexa</i> Galiano, 1981	Salticidae
<i>Chira lucina</i> Simon, 1902	Salticidae
<i>Cotinusa trifasciata</i> (Mello-Leitão, 1943)	Salticidae
Euophryini sp. 1	Salticidae
Euophryini sp. 2	Salticidae
<i>Guriurius minuano</i> Marta, Bustamante, Ruiz & Rodrigues, 2022	Salticidae
<i>Hisukattus transversalis</i> Galiano, 1987	Salticidae
<i>Neonella montana</i> Galiano, 1988	Salticidae
<i>Polybetes rapidus</i> (Keyserling, 1880)	Sparassidae
<i>Leucauge volupis</i> (Keyserling, 1893)	Tetragnathidae
<i>Argyrodes elevatus</i> Taczanowski, 1873	Theridiidae
<i>Coleosoma acutiventer</i> (Keyserling, 1884)	Theridiidae
<i>Cryptachaea altiventer</i> (Keyserling, 1884)	Theridiidae

Continuación tabla 8.

<b>Especie / morfoespecie</b>	<b>Familia</b>
<i>Euryopsis spinifera</i> (Mello-Leitão, 1944)	Theridiidae
<i>Neospintharus rioensis</i> (Exline & Levi, 1962)*	Theridiidae
<i>Nihonhimea tessellata</i> (Keyserling, 1884)*	Theridiidae
<i>Theridion</i> sp. 1	Theridiidae
<i>Theridion</i> sp. 3	Theridiidae
<i>Theridion</i> sp. 4	Theridiidae
<i>Thymoites</i> sp. 4	Theridiidae
Theridiosomatidae sp. 1	Theridiosomatidae
<i>Tmarus</i> sp. 2	Thomisidae

Tabla 9. Especies/ morfoespecies presentes en pastizales. En asterisco (\*) se indican los nuevos registros para el país.

<b>Especie / morfoespecie</b>	<b>Familia</b>
Amaurobiidae sp. 1	Amaurobiidae
Macrobuninae sp. 1	Amaurobiidae
<i>Arachosia avalosi</i> Rubio & Ramírez, 2015	Anyphaenidae
<i>Arachosia proseni</i> (Mello-Leitão, 1944)	Anyphaenidae
<i>Otoniela quadrivittata</i> (Simon, 1897)	Anyphaenidae
<i>Sanogasta puma</i> Ramírez, 2003	Anyphaenidae
<i>Alpaida versicolor</i> (Keyserling, 1877)	Araneidae
<i>Argiope argentata</i> (Fabricius, 1775)	Araneidae
<i>Eustala minuscula</i> (Keyserling, 1892)	Araneidae
<i>Eustala saga</i> (Keyserling, 1893)	Araneidae
<i>Larinia bivittata</i> Keyserling, 1885	Araneidae
<i>Larinia t-notata</i> (Tullgren, 1905)	Araneidae
<i>Larinia tucuman</i> Harrod, Levi & Leibensperger, 1991	Araneidae
<i>Metepeira gressa</i> (Keyserling, 1892)	Araneidae
<i>Cheiracanthium inclusum</i> (Hentz, 1847)	Cheiracanthiidae
<i>Castianeira</i> sp. 2	Corinnidae
<i>Castianeira</i> sp. 3	Corinnidae
<i>Centroctenus brevipes</i> (Keyserling, 1891)	Ctenidae
<i>Metaltella simoni</i> (Keyserling, 1878)	Desidae
Dictynidae sp. 2	Dictynidae
<i>Apopyllus silvestrii</i> (Simon, 1905)	Gnaphosidae
<i>Camillina pulchra</i> (Keyserling, 1891)	Gnaphosidae
<i>Latica galeanoi</i> Guerrero, Bidegaray-Batista & Simó, 2020	Gnaphosidae
Hahniidae sp. 1	Hahniidae
Hahniidae sp. 2	Hahniidae
<i>Agyneta</i> sp. 2	Linyphiidae
<i>Dubiaranea difficilis</i> (Mello-Leitão, 1944)	Linyphiidae
<i>Erigone autumnalis</i> Emerton, 1882	Linyphiidae

Continuación tabla 9.

<b>Especie / morfoespecie</b>	<b>Familia</b>
<i>Gigapassus octarine</i> Miller, 2007	Linyphiidae
<i>Labicymbium curitiba</i> Rodrigues, 2008 *	Linyphiidae
<i>Labicymbium rusticulum</i> (Keyserling, 1891)*	Linyphiidae
<i>Laminacauda montevidensis</i> (Keyserling, 1878)	Linyphiidae
<i>Laminacauda</i> sp. 3	Linyphiidae
<i>Lepthyphantes</i> sp. 1	Linyphiidae
Linyphiidae sp. 18	Linyphiidae
Linyphiidae sp. 30	Linyphiidae
Linyphiidae sp. 5	Linyphiidae
<i>Neomaso</i> sp. 1	Linyphiidae
<i>Neriere redacta</i> Chamberlin, 1925*	Linyphiidae
<i>Scolecuroa parilis</i> Millidge, 1991	Linyphiidae
<i>Smermisia parvoris</i> Miller, 2007*	Linyphiidae
<i>Sphecozone</i> sp. 10	Linyphiidae
<i>Sphecozone</i> sp. 2	Linyphiidae
<i>Sphecozone</i> sp. 4	Linyphiidae
<i>Sphecozone</i> sp. 6	Linyphiidae
<i>Sphecozone</i> sp. 8	Linyphiidae
<i>Tutaibo</i> sp. 1	Linyphiidae
<i>Tutaibo</i> sp. 2	Linyphiidae
<i>Hogna</i> sp. 2	Lycosidae
<i>Lobizon humilis</i> (Mello-Leitão, 1944)	Lycosidae
<i>Lycosa inornata</i> Blackwall, 1862	Lycosidae
<i>Lycosa poliostoma</i> (C. L. Koch, 1847)	Lycosidae
<i>Lycosa u-album</i> Mello-Leitão, 1938	Lycosidae
<i>Tropicosa chelifasciata</i> (Mello-Leitão, 1943)	Lycosidae
<i>Tropicosa thorelli</i> (Keyserling, 1877)	Lycosidae
<i>Ero</i> sp. 3	Mimetidae
<i>Teminius insularis</i> (Lucas, 1857)	Miturgidae
<i>Mysmenidae</i> sp. 1	Mysmenidae
<i>Nesticus</i> sp. 1	Nesticidae
<i>Neotrops</i> sp. 1	Oonopidae
<i>Oxyopes salticus</i> Hentz, 1845	Oxyopidae
<i>Otiotrops</i> sp. 1	Palpimanidae
<i>Otiotrops birabeni</i> Mello-Leitão, 1945	Palpimanidae
<i>Tibelloides taquarae</i> (Keyserling, 1891)	Philodromidae
<i>Breda tristis</i> Mello-Leitão, 1944	Salticidae
<i>Euophryini</i> sp. 1	Salticidae
<i>Euophrys melanoleuca</i> Mello-Leitão, 1944	Salticidae
<i>Neonella</i> sp. 1	Salticidae
<i>Neonella montana</i> Galiano, 1988	Salticidae
<i>Sumampattus hudsoni</i> Galiano, 1996	Salticidae
<i>Tullgrenella quadripunctata</i> (Mello-Leitão, 1944)	Salticidae
<i>Zygoballus</i> sp. 1	Salticidae

Continuación tabla 9.

<b>Especie / morfoespecie</b>	<b>Familia</b>
<i>Cryptachaea</i> sp. 1	Theridiidae
<i>Dipoena granulata</i> (Keyserling, 1886)	Theridiidae
<i>Dipoena</i> sp. 1	Theridiidae
<i>Emertonella tackzanowskii</i> (Keyserling, 1886) *	Theridiidae
<i>Euryopis spinifera</i> (Mello-Leitão, 1944)	Theridiidae
<i>Guaraniella mahnerti</i> Baert, 1984	Theridiidae
<i>Steatoda ancorata</i> (Holmberg, 1876)	Theridiidae
<i>Steatoda retorta</i> González, 1987	Theridiidae
Theridiidae sp. 35	Theridiidae
<i>Theridion</i> sp. 1	Theridiidae
<i>Theridion</i> sp. 3	Theridiidae
<i>Theridion tinctorium</i> Keyserling, 1891	Theridiidae
<i>Thymoites piratini</i> Rodrigues & Brescovit, 2015*	Theridiidae
<i>Thymoites puer</i> (Mello-Leitão, 1941)	Theridiidae
<i>Misumenoides athleticus</i> (Mello-Leitão, 1944)*	Thomisidae
<i>Misumenops maculisparsus</i> (Keyserling, 1891)	Thomisidae
<i>Misumenops pallidus</i> (Keyserling, 1880)	Thomisidae
Thomisidae sp. 5	Thomisidae
<i>Titidius</i> sp. 1	Thomisidae
<i>Tmarus</i> sp. 2	Thomisidae
Trachelidae sp. 1	Trachelidae

## Especies indicadoras

Las especies indicadoras fuertes, siguiendo el criterio de Pinzón & Spence (2010), en las plantaciones de *E. dunnii* fueron *Cyclosa machadinho* (IndVal: 66.7; p= 0.0002) (Figura 14A), seguida por *Theridion* sp. 1 (IndVal: 64.72; p= 0.0006), *Smermisia parvoris* (IndVal: 61.72; p= 0.0003), *Leucauge volupis* (IndVal: 60; p= 0.0005) (Figura 14B) y *Coleosoma acutiventer* (IndVal: 60; p= 0.0005) (Tabla 10). En el pastizal las especies indicadoras fuertes fueron *Oxyopes salticus* (IndVal: 100; p= 0.0001) (Figura 15A), seguida por *Lepthyphantes* sp. 1 (IndVal: 83.36; p= 0.0001), *Sphecozone* sp. 6 (IndVal: 60; p= 0.0004), *Lycosa u-album* (IndVal: 60; p= 0.0005) (Figura 15B) y Hahniidae sp. 2 (IndVal: 60; p= 0.0006) (Tabla 10).

Tabla 10. Especies Indicadoras de arañas presentes en plantaciones de *E. dunnii* y pastizales. En negrita se indican aquellas especies indicadoras fuertes (IndVal > 60%).

Ambiente	Familia	Especie	IndVal	p
<i>E. dunnii</i>	Araneidae	<b><i>Cyclosa machadinho</i></b>	<b>66.7</b>	<b>0.0002</b>
	Linyphiidae	<i>Gigapassus octarine</i>	40.97	0.0137
	Linyphiidae	<b><i>Smermisia parvoris</i></b>	<b>61.72</b>	<b>0.0003</b>
	Lycosidae	<i>Lobizon humilis</i>	43.97	0.0041
	Salticidae	<i>Aphirape flexa</i>	33.33	0.0203
	Salticidae	<i>Guriurius minuano</i>	26.67	0.0481
	Tetragnathidae	<b><i>Leucauge volupis</i></b>	<b>60</b>	<b>0.0005</b>
	Theridiidae	<b><i>Coleosoma acutiventer</i></b>	<b>60</b>	<b>0.0005</b>
	Theridiidae	<i>Cryptachaea altiventer</i>	33.33	0.0224
	Theridiidae	<b><i>Theridion</i> sp. 1</b>	<b>64.72</b>	<b>0.0006</b>
Theridiidae	<i>Thymoites</i> sp. 4	50.51	0.0047	
Pastizales	Hahniidae	<i>Hahniidae</i> sp. 1	40	0.0068
	Hahniidae	<b><i>Hahniidae</i> sp. 2</b>	<b>60</b>	<b>0.0006</b>
	Linyphiidae	<i>Erigone autumnalis</i>	52.12	0.0080
	Linyphiidae	<b><i>Lepthyphantes</i> sp. 1</b>	<b>83.36</b>	<b>0.0001</b>
	Linyphiidae	<b><i>Sphecozone</i> sp. 6</b>	<b>60</b>	<b>0.0004</b>
	Linyphiidae	<i>Tutaibo</i> sp. 1	46.67	0.0027
	Lycosidae	<i>Lycosa inornata</i>	26.67	0.0492
	Lycosidae	<b><i>Lycosa u-album</i></b>	<b>60</b>	<b>0.0005</b>
	Oxyopidae	<b><i>Oxyopes salticus</i></b>	<b>100</b>	<b>0.0001</b>
	Salticidae	<i>Euophryini</i> sp. 1	38.05	0.0453
	Theridiidae	<i>Coleosoma</i> sp. 1	33.33	0.0023
	Theridiidae	<i>Dipoena granulata</i>	33.33	0.0204
	Theridiidae	<i>Guaraniella manherti</i>	46.67	0.0029
Theridiidae	<i>Thymoites piratini</i>	33.33	0.0228	
Trachelidae	<i>Trachelidae</i> sp. 1	60	0.0005	



Figura 14. Especies indicadoras de las plantaciones de *E. dunnii*. A: *Cyclosa machadinho* Levi, 1999, especie indicadora fuerte; B: *Leucauge volupis* (Keyserling, 1893).



Figura 15. Especies indicadoras de los pastizales. A: *Oxyopes salticus* Hentz, 1845, especie indicadora fuerte; B: *Lycosa u-album* Mello-Leitão, 1938.

## **Plantaciones de *Eucalyptus dunnii***

### **Relación abundancia (a nivel de gremios) - variables ambientales**

Los datos presentaron heterocedasticidad (significativa,  $p < 0.05$ ). Como  $p = 0.2258$ ,  $\approx 0.25$ , entonces la mejor transformación resultó ser raíz cuarta (X). La exploración de los datos de las variables ambientales, mostró que su distribución no era normal y que la relación entre muchas de las variables no era lineal, de este modo se utilizó el análisis de correlación de Spearman. El análisis de correlación de variables mostró colinealidad significativa entre la profundidad de la hojarasca, la temperatura del suelo y la humedad del suelo; entre la temperatura del suelo, la humedad del suelo y la densidad del dosel; y entre la cobertura vegetal y la riqueza vegetal (Tabla 11); considerando ello, se eliminaron las variables de temperatura del suelo, humedad del suelo y riqueza vegetal.

Con respecto al análisis de redundancia, los dos primeros ejes del RDA explicaron el 8.726% y 1.607% respectivamente de la varianza total de los datos de abundancia de los gremios. A partir de las puntuaciones, podemos concluir que la profundidad de la hojarasca (0.230) contribuye positivamente al eje 1, mientras que la profundidad de la hojarasca (0.020), la cobertura vegetal y (0.113) y la densidad del dosel (0.06) aportan en sentido positivo para el eje 2. De acuerdo al diagrama de ordenación del RDA (Figura 16), se puede inferir que la abundancia de las TTS, A, E y TTS (en este orden) están positivamente correlacionadas con la profundidad de la hojarasca, mientras que las CS están positivamente correlacionadas con la cobertura vegetal. Se observó que la abundancia de las TTE y las CF está negativamente correlacionada con la densidad del dosel arbóreo (Figura 16). La bondad o grado de ajuste del biplot de la abundancia de los gremios y las variables ambientales en las plantaciones de *E. dunnii* fue de 30%.

Tabla 11. Análisis de correlación (Spearman) de las variables ambientales consideradas en las plantaciones de *E. dunnii*. Ph = profundidad de hojarasca (cm), Ts = temperatura superficial del suelo (C°), Hs = humedad relativa superficial del suelo (%), Rv = riqueza de especies vegetales herbáceas, Cv = cobertura vegetal herbácea (%), Dv = densidad del dosel arbóreo (%). \* =  $p < 0.05$ . Diagonal superior: valor de  $p$ , diagonal inferior: valor del estadístico.

	Ph	Ts	Hs	Rv	Cv	Dv
Ph		0.025049*	0.00016131*	0.9044	0.83921	0.56894
Ts	25464		0.015685*	0.88949	0.11222	0.001348*
Hs	53551	47224		0.88588	0.74626	0.96505
Rv	35323	34163	35401		0.033594*	0.36528
Cv	36565	28268	37097	13618		0.56654
Dv	33297	20963	35732	38905	32990	

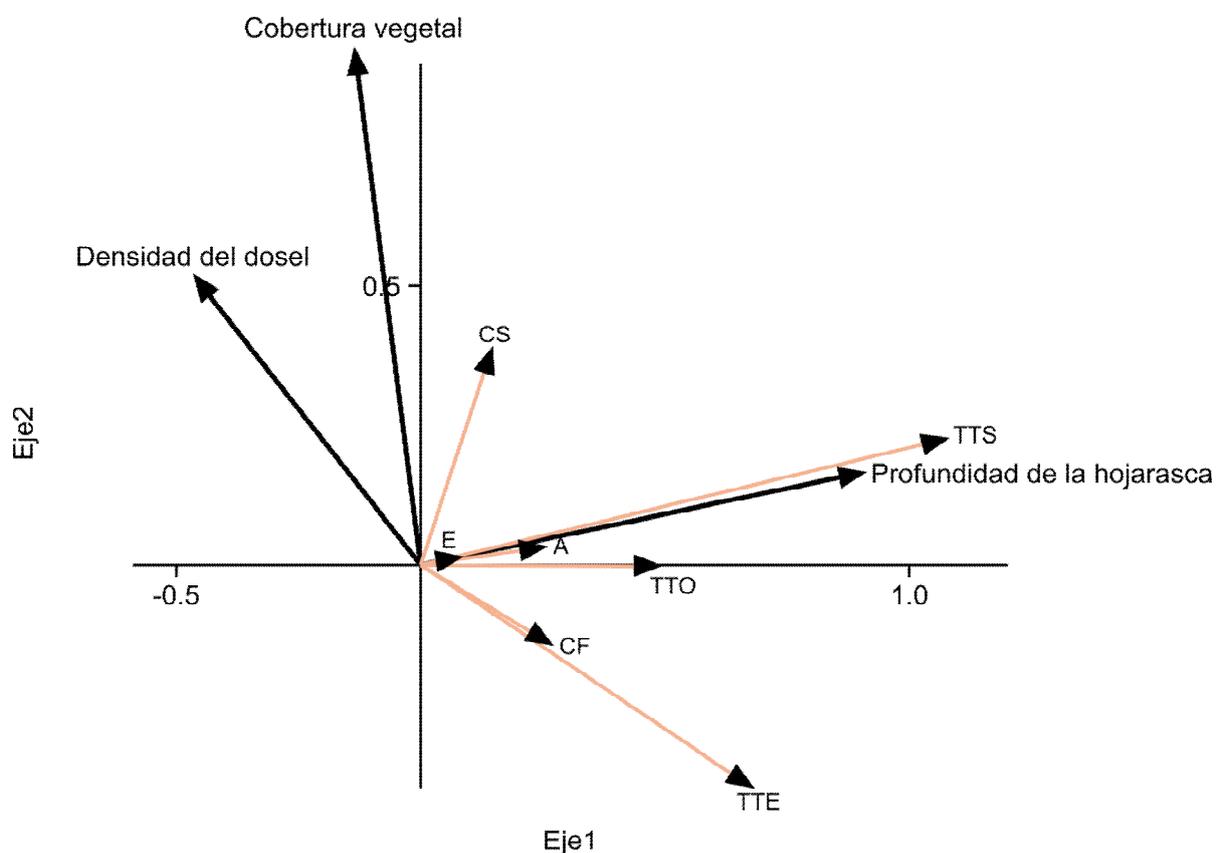


Figura 16. Diagrama de ordenación de RDA de los datos de abundancia de gremios de arañas en las plantaciones de *E. dunnii* con variables ambientales representadas por vectores. La escala del diagrama es: 3 unidad para los gremios y 1 para las variables ambientales. A = Acechadoras; CF = Corredoras de follaje; CS = Cazadoras de suelo; E = Emboscadoras; TTE = Tejedoras de telas espaciales; TTO = Tejedoras de telas orbiculares; TTS = Tejedoras de tela en sábana.

## Plantaciones de *Eucalyptus dunnii*

### Relación riqueza específica (a nivel de gremios) - variables ambientales

Se encontró la existencia de heterocedasticidad (significativa,  $p < 0.05$ ). Como  $p = 0.50241$ ,  $\approx 0.5$ , entonces la mejor transformación resultó ser raíz cuadrada (X). Con respecto al análisis de redundancia, los dos primeros ejes del RDA explicaron el 7.053% y 3.133% respectivamente de la varianza total de los datos de riqueza de los gremios. A partir de las puntuaciones, podemos concluir que la profundidad de la hojarasca (0.249) contribuyó positivamente al eje 1, mientras que ninguna variable aportó en sentido positivo para el eje 2. La variable ambiental con mayor influencia sobre la riqueza de los gremios fue la profundidad de la hojarasca en sentido positivo (0.214) y la cobertura vegetal en sentido negativo (-0.282) (Figura 17). De acuerdo al diagrama de ordenación del RDA (Figura 17), se puede inferir que la riqueza de TTS y las A está positivamente correlacionada con la profundidad de la hojarasca; mientras que la riqueza de las E está positivamente correlacionada con la cobertura vegetal. La bondad o grado de ajuste del biplot de la riqueza de los gremios y las variables ambientales en las plantaciones de *E. dunnii* fue de 94%.

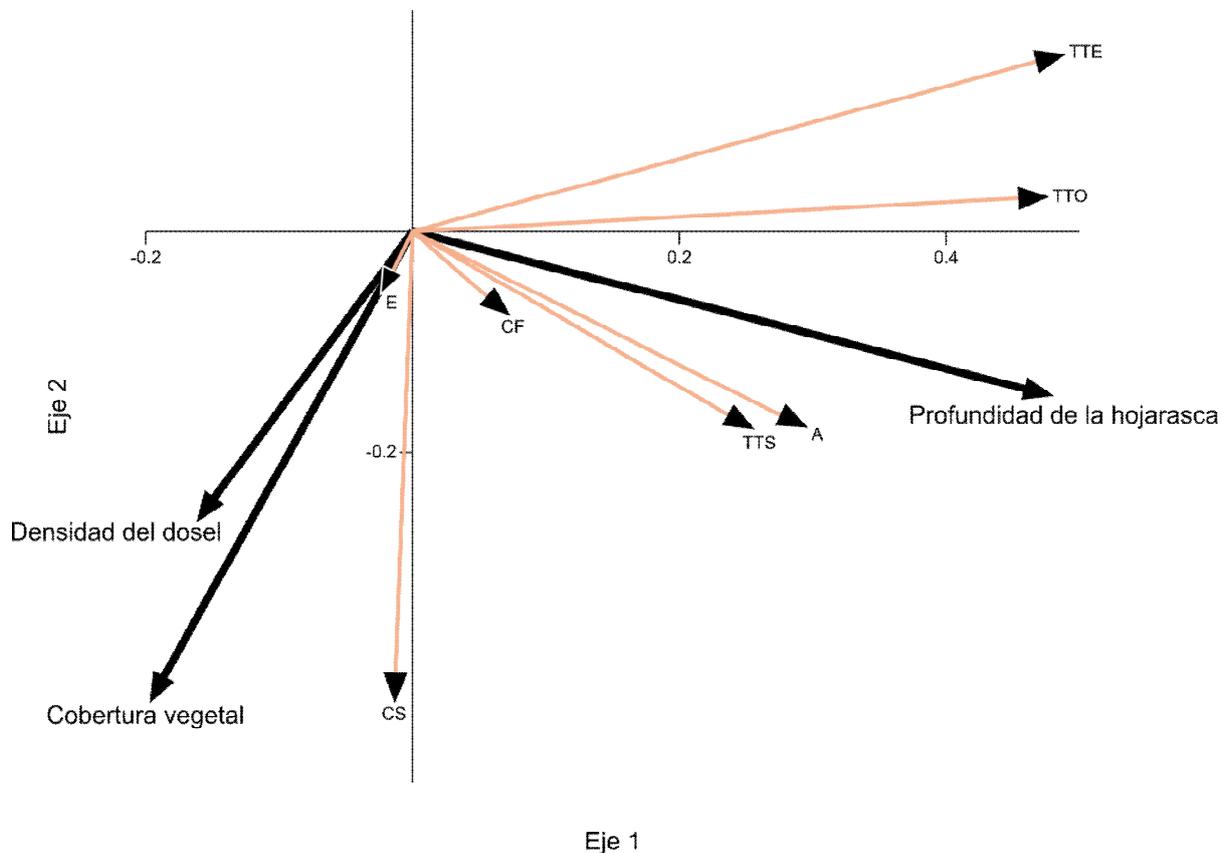


Figura 17. Diagrama de ordenación de RDA de los datos de riqueza de gremios de arañas en las plantaciones de *E. dunnii* con variables ambientales representadas por vectores. La escala del diagrama es: 2 unidad para los gremios y 0.5 para las variables ambientales. A = Acechadoras; CF = Corredoras de follaje; CS = Cazadoras de suelo; E = Emboscadoras; TTE = Tejedoras de telas espaciales; TTO = Tejedoras de telas orbiculares; TTS = Tejedoras de tela en sábana.

## Pastizales

### Relación abundancia (a nivel de gremios) - variables ambientales

Los datos presentan heterocedasticidad (significativa,  $p < 0.05$ ). Como  $p = 0.13775$ ,  $\approx 0$ , entonces la mejor transformación resultó ser  $\ln(X+1)$ . El estudio de los datos de las variables ambientales, mostró que su distribución no era normal y que la relación entre muchas de las variables no era lineal, de este modo se utilizó el análisis de correlación de Spearman. El análisis de correlación de variables mostró colinealidad significativa entre la temperatura del suelo y la humedad del suelo, y entre la riqueza vegetal y la humedad del suelo (Tabla 12); de modo que se eliminó la variable humedad del suelo.

Con respecto al análisis de redundancia, los dos primeros ejes del RDA explicaron el 17.65% y 4.169% respectivamente de la varianza total de los datos de abundancia de los gremios. A partir de las puntuaciones, podemos concluir que la temperatura del suelo (0.069) y la riqueza vegetal (0.414) contribuyeron positivamente al eje 1, mientras que la riqueza vegetal (0.009) y la cobertura vegetal (0.028) aportaron en sentido positivo para el eje 2. La variable ambiental con mayor influencia sobre la abundancia de los gremios fue la riqueza vegetal (Figura 18). De acuerdo con el diagrama de ordenación del RDA (Figura 18), se puede inferir que la abundancia de TTO (principalmente), TTE, A, CS, CF y las TTS están positivamente correlacionadas con la riqueza vegetal. Por otro lado, la abundancia de las E se encontró negativamente correlacionada con la cobertura vegetal (Figura 18), y no se encontró correlación entre la abundancia de las TTS ni de las CF con la cobertura vegetal (Figura 18). La bondad o grado de ajuste del biplot de los gremios y las variables ambientales en los pastizales fue de 96%.

Tabla 12. Análisis de correlación (Spearman) de las variables ambientales consideradas en los pastizales. Ph = profundidad de hojarasca (cm), Ts = temperatura superficial del suelo (C°), Hs = humedad relativa superficial del suelo (%), Rv = riqueza de especies vegetales herbáceas, Cv = cobertura vegetal herbácea (%). \* =  $p < 0.05$ . Diagonal superior: valor de  $p$ , diagonal inferior: valor del estadístico.

	Ph	Ts	Hs	Rv	Cv
Ph		0.85288	0.46033	0.52307	0.077559
Ts	36695		0.0001344*	0.13648	0.41829
Hs	32359	53824		0.030933*	0.16529
Rv	38673	28906	45892		0.5864
Cv	44068	39778	29461	33321	

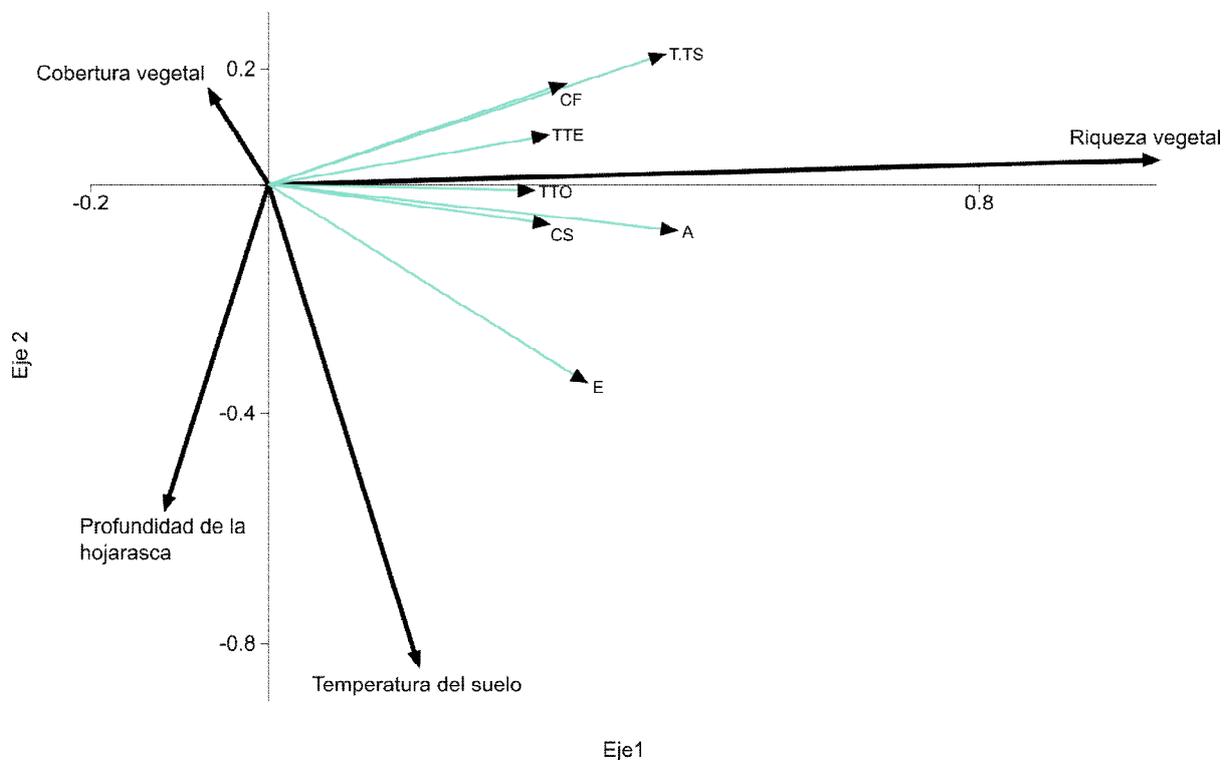


Figura 18. Diagrama de ordenación de RDA de los datos de abundancia de gremios de arañas en los pastizales con variables ambientales representadas por vectores. La escala del diagrama es: 1 unidad para los gremios y 1 para las variables ambientales. A = Acechadoras; CF = Corredoras de follaje; CS = Cazadoras de suelo; E = Emboscadoras; TTE = Tejedoras de telas espaciales; TTO = Tejedoras de telas orbiculares; TTS = Tejedoras de tela en sábana.

## Pastizales

### Relación riqueza específica (a nivel de gremios) - variables ambientales

Se encontró la existencia de heterocedasticidad (significativa,  $p < 0.05$ ). Como  $p = 0.33705$ ,  $\approx 0.25$ , entonces la mejor transformación resultó ser raíz cuarta (X). Con respecto al análisis de redundancia, los dos primeros ejes del RDA explicaron el 17.91% y 2.113% respectivamente de la varianza total de los datos de riqueza de los gremios.

A partir de las puntuaciones, podemos concluir que la riqueza vegetal (0.401) y la cobertura vegetal (0.068) contribuyeron positivamente al eje 1, mientras que la profundidad de la hojarasca (0.043) y la cobertura vegetal (0.056) aportaron en sentido positivo para el eje 2. La variable ambiental con mayor influencia sobre la riqueza de los gremios fue la riqueza vegetal en sentido positivo y la temperatura del suelo en sentido negativo (Figura 19). De acuerdo al diagrama de ordenación del RDA (Figura 19), se puede inferir que la riqueza de las TTE, A, E y TTO está positivamente correlacionada con la riqueza vegetal; mientras que la riqueza de las CF está positivamente correlacionada con la cobertura vegetal. Por otro lado, no se encontró correlación entre la riqueza de las tejedoras, corredoras de follaje y cazadoras de suelo con la profundidad de la hojarasca (Figura 19). La bondad o grado de ajuste del biplot de la riqueza de los gremios y las variables ambientales en los pastizales fue de 95%.

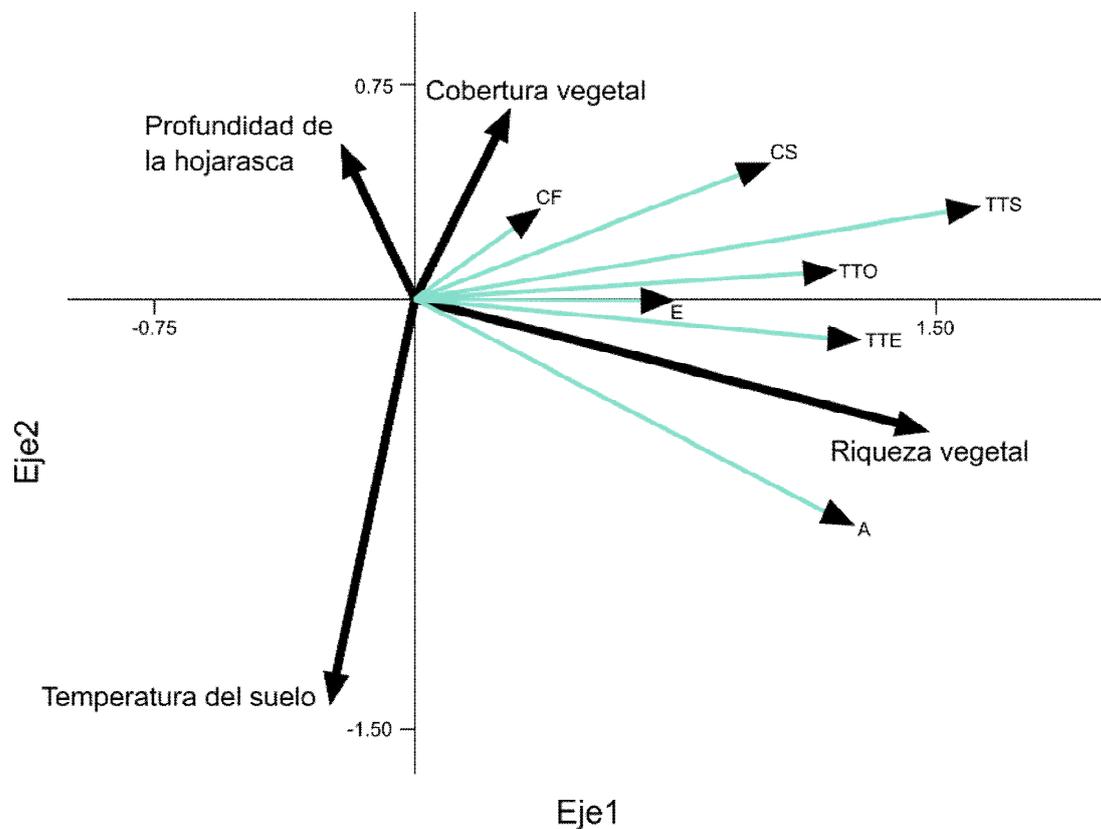


Figura 19. Diagrama de ordenación de RDA de los datos de riqueza de gremios de arañas en los pastizales con variables ambientales representadas por vectores. La escala del diagrama es: 5 unidad para los gremios y 1.5 para las variables ambientales. A = Acechadoras; CF = Corredoras de follaje; CS = Cazadoras de suelo; E = Emboscadoras; TTE = Tejedoras de telas espaciales; TTO = Tejedoras de telas orbiculares; TTS = Tejedoras de tela en sábana.

## DISCUSIÓN

La abundancia, riqueza y diversidad de arañas fue significativamente mayor en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii*. A su vez, la composición específica fue significativamente diferente entre ambientes. De este modo, se comprobaron nuestras predicciones según las cuales se esperaba que la diversidad de arañas de los pastizales fuera mayor que la de las plantaciones forestales de *E. dunnii*, y que la composición específica variase entre ambientes. Estos resultados muestran que la forestación produce importantes cambios en la diversidad y en el ensamblaje de las comunidades de arañas presentes en los pastizales naturales, siendo que la simplificación de los ambientes conlleva a una disminución de la biodiversidad (Sala et al. 2000; Pompozzi et al. 2022).

Ambientes con baja heterogeneidad tienen una baja diversidad de arañas (Greenstone 1984; Cabra-García et al. 2010; Ávila et al. 2017). La modificación de la vegetación original puede cambiar la abundancia de arañas, aumentando la dominancia de algunas especies (Corcuera et al. 2010; Ibarra-Núñez 2014; Corcuera et al. 2016). Estos resultados concuerdan con estudios realizados por Opatovsky et al. (2017) y Pompozzi et al. (2019, 2022), que observaron una abundancia y riqueza de arañas mayor en ambientes más complejos y con menor manejo. Cravino y Brazeiro (2021), encontraron que la forestación genera un impacto negativo a escala local en las comunidades de mamíferos nativos de pastizales, al reducir la riqueza acumulada de especies.

Los resultados obtenidos también evidencian la alta efectividad del "G-Vac" como método de colecta en pastizales (en concordancia con Jorge (2013) y Jorge et al. (2013, 2023), la cual explica la gran diferencia encontrada en términos de abundancia entre ambientes; si bien con los otros métodos utilizados en ambos ambientes, siempre se obtuvo una mayor abundancia en los pastizales. Laborda (2012), estudiando la araneofauna de pastizales en el departamento de Salto, Uruguay, registró una abundancia de 2017 individuos, pertenecientes a 17 familias y 58 especies/morfoespecies; las familias más abundantes fueron Araneidae y Lycosidae, y las familias con mayor riqueza fueron Lycosidae y Salticidae. Estos

resultados difieren con los obtenidos en la presente investigación, lo que puede fundamentarse teniendo en cuenta que los métodos de colecta empleados en ambos trabajos no fueron los mismos. Jorge (2013) y Jorge et al. (2013), estudiaron la diversidad de arañas en campos naturales aledaños a plantaciones de *P. taeda* en el departamento de Tacuarembó, Uruguay, utilizando métodos de colecta similares a los de este trabajo, registraron 20 familias y 78 especies/morfoespecies. En dicho trabajo las familias más abundantes fueron Theridiidae, seguida por Anyphaenidae, siendo Theridiidae y Linyphiidae las familias que presentaron mayor riqueza. Contrariamente, en el presente trabajo las familias más abundantes fueron Philodromidae y Oxyopidae, similarmente las familias con mayor riqueza fueron Linyphiidae y Theridiidae.

En Jorge (2013), Jackknife 1 fue el mejor estimador de la riqueza en los pastizales (115 especies); a su vez, los gremios con mayor abundancia fueron el de las emboscadoras, seguidas por las corredoras de follaje y tejedoras de telas espaciales. Por el contrario, en el presente trabajo Chao 1 fue el mejor estimador de riqueza (156 especies); con respecto a los gremios más abundantes, muestran coincidencias con Jorge (2013) en que las emboscadoras ocuparon el primer lugar, aunque en este caso le siguieron las acechadoras y tejedoras de telas en sábana. Pompozzi et al. (2022), estudiando pastizales y pasturas artificiales en los departamentos de Durazno, Flores y Rivera (Uruguay), utilizando algunos métodos de colecta similares a los de este trabajo, reconocieron 29 familias y 89 especies/morfoespecies. Las familias más abundantes fueron Linyphiidae y Philodromidae, y las familias con mayor riqueza fueron Linyphiidae y Theridiidae (al igual que los resultados de riqueza obtenidos en el presente trabajo).

Simó et al. (2011a) estudiando plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill. de 11 años de edad encontraron que el gremio con mayor abundancia fue el de las tejedoras irregulares (equiparable a las tejedoras de telas espaciales y en sábana en el presente estudio). Avalos et al. (2018) en plantaciones de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden en Corrientes, Argentina, registraron 18 familias y 79 especies/morfoespecies. Además, encontraron entre las especies más abundantes a *Leucauge argyra* (Walckenaer, 1841) y *L. venusta* (Walckenaer, 1841) (Tetragnathidae). Similarmente, una de las especies más abundantes en las plantaciones de *E. dunnii* fue *L. volupis* (Keyserling, 1893). Lopes-Rodrigues et al. (2010) estudiaron la diversidad de arañas epigeas en pastizales naturales pastoreados y plantaciones de *Eucalyptus saligna* Smith de dos años de edad, en el estado de Río Grande del Sur, Brasil, utilizando extractores Winkler como método de captura. Dichos autores recolectaron en las

plantaciones de *E. saligna* 816 individuos, pertenecientes a 19 familias, y en los pastizales 485 individuos, distribuidos en 21 familias; encontrando en ambos ambientes 35 especies/morfoespecies. En comparación con el presente estudio, al tomar en cuenta solamente las arañas colectadas mediante la revisión manual de hojarasca, encontramos una abundancia levemente mayor en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii*, contrariamente a lo esperado por Lopes-Rodrigues et al. (2010). En relación con otras plantaciones forestales de la región, las plantaciones de *E. dunnii* estudiadas tienen una cantidad de familias (17) similar a la hallada en plantaciones de *P. taeda* en Uruguay (18; Jorge 2013; Jorge et al. 2013, 2023), sin embargo, su riqueza ( $S = 51$ ) es menor en comparación con plantaciones de esta especie ( $S = 75$ ; Jorge 2013; Jorge et al. 2013, 2023;  $S = 93$  Munévar et al. 2018).

En cuanto a los pastizales, en comparación con otros ambientes naturales de Uruguay, estos albergan una alta cantidad de familias, a modo de ejemplo, Cajade (2020) registró 23 familias para bosques nativos (serranos y ribereños), mientras que en el presente estudio fueron 25 las familias registradas. En lo que respecta a la riqueza específica (teniendo en cuenta distintas intensidades de muestreo), los pastizales registraron una alta riqueza ( $S = 97$ ), mayor a la de cerros chatos del noreste del país ( $S = 71$ ; Simó et al. 2015), equiparable a la registrada en bosques ribereños de serranías ( $S = 98$ ; Cajade 2020) y menor a la de bosques serranos ( $S = 119$ ; Cajade 2020) y bosques ribereños del Río Uruguay ( $S = 145$ ; Laborda et al. 2018).

Cabe destacar que, en los pastizales, se cita por primera vez *Neriene redacta*, la cual es una especie invasora originaria de América del Norte (Chamberlin 1925), de la cual solo se tenían registros fuera de su área de origen para San Pablo, Brasil (Rinaldi, Mendes & Cady 2002). La mayor diversidad de arañas en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii* podría explicarse por una mayor heterogeneidad ambiental en el pastizal, ocasionada por una mayor cobertura vegetal y mayor riqueza de especies herbáceas en los pastizales. Lopes-Rodrigues et al. (2010) también hacen referencia a una mayor heterogeneidad ambiental de los pastizales naturales sobre las plantaciones de *Eucalyptus*, como consecuencia de una mayor riqueza vegetal en los primeros.

La hipótesis de heterogeneidad, asume que hábitats más complejos estructuralmente pueden proveer un mayor número de nichos potenciales, y en donde a su vez, la heterogeneidad ambiental es el mecanismo más relevante para explicar la estructura de una comunidad (MacArthur & MacArthur 1961; Pianka 1966; Tews et al. 2004; Sojininen et al.

2007; Losos et al. 2010; Silva et al. 2010; Ávila et al. 2017). La diversidad de las comunidades de arañas está relacionada con la estructura del ambiente, con una mayor riqueza y equitatividad en ambientes estructuralmente más complejos (Uetz 1991; Pompozzi et al. 2022). El aumento de la complejidad ambiental puede permitir la coexistencia de un mayor número de especies de depredadores dentro de un mismo hábitat. De modo que hábitats más complejos estructuralmente, pueden sostener mayores densidades de especies de arañas, así como también una mayor diversidad (Hatley y Macmahon 1980).

En los pastizales, la gran riqueza de especies de plantas, una mayor cobertura vegetal y variedad de grupos funcionales de plantas (en particular de gramíneas formadoras de mata, hierbas arrosetadas y subarbustos) podrían sostener una mayor diversidad de arañas en a nivel del suelo. Ha sido comprobado que una mayor complejidad de la vegetación resulta comúnmente en una mayor diversidad de arañas (Hatley & Macmahon 1980; Uetz 1991; Rypstra et al. 1999; Souza 2007; Malumbres-Olarte et al. 2013; Corcuera et al. 2016; Štokmane y Spuņģis 2016; Gallé et al. 2017; Vasconcellos-Neto et al. 2017; Lafage et al. 2019; Pompozzi et al. 2019, 2022; Cajade 2020).

La heterogeneidad de la vegetación proporciona diversidad de estructuras las cuales pueden ser beneficiosas para las arañas, generando un mayor número de microambientes disponibles (Ávila et al. 2017) y al actuar como refugios y sitios de alimentación, que influyen sobre la diversidad y distribución de las especies de arañas (Uetz 1991; Rodrigues et al. 2014; Ávila et al. 2017). Por otro lado, la mayor heterogeneidad ambiental en los pastizales podría explicarse, en parte, por la heterogeneidad temporal de la riqueza vegetal encontrada en este ambiente, que difirió significativamente entre estaciones. Por tanto, temporalmente los pastizales brindan diversos y cambiantes microhábitats que favorecerían el establecimiento de un mayor número de especies de arañas. Estas características harían más complejos espacial y temporalmente a los pastizales, brindando un mayor número de microhábitats a nivel del suelo, pudiendo diferenciarse al menos tres estratos. Los mismos serían: uno inferior establecido por las hierbas postradas, otro medio por la presencia de subarbustos y matas herbáceas, y otro superior por las inflorescencias erectas de las gramíneas y hierbas del género *Eryngium* L principalmente (Bomfim et al. 2021); los cuales cambian a lo largo de las distintas estaciones. Ambientes con diversidad de vegetación como los pastizales naturales proveen mayor cantidad de recursos para las arañas y sus presas (Pompozzi et al. 2022).

En los pastizales y en las plantaciones de *E. dunnii* se registraron los mismos gremios, sin embargo, la abundancia de las A, CF y E fue significativamente mayor en los pastizales que en las plantaciones de *E. dunnii*. Estos gremios, son los más comunes sobre la vegetación (Uetz et al. 1999; Höfer & Brescovit 2001; Romero & Vasconcellos-Neto 2007; Moshin et al. 2010; Cardoso et al. 2011; Vasconcellos-Neto et al. 2017), los cuales utilizan las plantas como sitios de caza, refugio y sitios de reproducción (Vasconcellos-Neto et al. 2017). De este modo, la mayor cobertura y riqueza vegetal de los pastizales, estaría sustentando la mayor abundancia de estos gremios en los pastizales.

En las plantaciones de *E. dunnii*, el gremio con mayor abundancia de arañas fue el de las TTS, seguido por las TTE y las TTO. La elevada abundancia de estos gremios en este ambiente podría explicarse por dos factores: en primer lugar (protección), la gran cobertura del dosel vegetal les otorgaría una mayor protección de las telas frente a las precipitaciones, y en segundo lugar (estructural) la presencia de ramas y hojarasca en el suelo les brindaría el sustrato necesario para poder anclar sus telas (Haberkern et al. 2020). En base a los resultados ecológicos obtenidos, en las plantaciones de *E. dunnii*, el factor más importante que podría explicar la abundancia de estos gremios es la profundidad de la hojarasca.

La abundancia de Ctenidae al igual que Tetragnathidae fue significativamente mayor en las plantaciones de *E. dunnii* que en los pastizales. *Centroctenus brevipes* (Keyserling, 1891) (Ctenidae), presente en ambos ambientes sería capaz de tolerar los cambios producidos por las plantaciones forestales (Jorge et al. 2013); de igual forma, la otra especie de Ctenidae hallada en las plantaciones de *E. dunnii*, *Asthenoctenus borellii* Simon, 1897, si bien es una especie que se encuentra en suelo de bosques nativos, también ha logrado adaptarse a los ambientes antropizados (Simó et al. 2000). En cuanto a la familia Tetragnathidae, al parecer algunas especies de *Leucauge* White, 1841 han logrado adaptarse y prosperar en plantaciones de *Eucalyptus* (Rinaldi 2005; Avalos et al. 2018).

En cuanto a los pastizales la abundancia de Anyphaenidae, Cheiracanthiidae, Hahniidae, Philodromidae y Thomisidae fue significativamente mayor que en las plantaciones de *E. dunnii*. Estas familias pertenecen a gremios íntimamente asociados a la vegetación, de este modo la mayor abundancia en los pastizales también podría explicarse por la mayor cobertura y riqueza vegetal.

En relación a las especies indicadoras, Jorge (2013) halló como especie indicadora a *Thymoites* sp. 2 (Theridiidae) (IndVal = 54.1) de pastizal natural, la cual al parecer podría corresponderse a la especie *Thymoites pirati* (Theridiidae) (IndVal = 33.33), quién fue

establecida como indicadora de este ambiente en el presente estudio. Pompozzi et al. (2022) encontraron como potenciales especies indicadoras de los pastizales naturales a Hahniidae sp. 1 (Hahniidae) y *Thymoites puer* (Mello-Leitão, 1941) (Theridiidae); resultado que coincide parcialmente con el presente estudio, donde se identificó a Hahniidae sp. 2 (= Hahniidae sp. 1 *sensu* Pompozzi et al. 2022) como especie indicadora (IndVal = 60).

Estudios previos realizados por Simó et al. (2011a) en plantaciones de 11 años de *E. globulus* en Uruguay, encontraron como especies comunes que habitan sobre los troncos a *Badumna longinqua* (L. Koch, 1867) (Desidae) y *Polybetes pythagoricus* (Holmberg, 1875) (Sparassidae), por su parte, *Scolecuroa propinqua* Millidge, 1991 (Linyphiidae) fue abundante a nivel del suelo. A diferencia de estos hallazgos, en los muestreos realizados en plantaciones de *E. dunnii*, no se registraron las especies *Badumna longinqua* ni *Polybetes pythagoricus*, aunque sí se encontró la especie afín a esta última, *Polybetes rapidus* (Keyserling, 1880) en muy baja abundancia (un único ejemplar). El hecho de que no se haya colectado *B. longinqua*, una especie exótica (Simó et al. 2011b), se puede deber a los métodos de colecta aquí empleados, ya que se identificaron telas y se observaron individuos de esta especie en las plantaciones de *E. dunnii*. Con respecto al registro de *Scolecuroa propinqua* en plantaciones de *E. globulus*, creemos que esta especie en realidad sea *Scolecuroa parilis* Millidge, 1991 (especies muy afines), la cual si se registró en las plantaciones de *E. dunnii* (abundancia baja, apenas 14 individuos) y en los pastizales (en igual abundancia). Simó et al. (2011a), encontraron que en praderas artificiales, *Oxyopes salticus* Hentz, 1845 fue una de las especies más abundantes. En el presente trabajo, *O. salticus* fue la especie indicadora de los pastizales con mayor IndVal (100), esto ocurrió ya que el índice es máximo cuando todos los individuos de una especie se encuentran en un único grupo de sitios (en nuestro caso solo en pastizales) y cuando la especie ocurre en todos los sitios de ese grupo (todos los pastizales) (Dufrière & Legendre 1997).

En las plantaciones, en cuanto a la relación de la abundancia de los gremios con las variables ambientales estudiadas, se encontró que la abundancia de las tejedoras de telas en sábana, acechadoras, emboscadoras y tejedoras de telas orbiculares está positivamente correlacionada con la profundidad de la hojarasca, mientras que las cazadoras de suelo están positivamente correlacionadas con la cobertura vegetal. Corcuera et al. (2016), también encontraron una asociación entre las tejedoras de telas en sábana y la hojarasca en plantaciones de *Eucalyptus*. De acuerdo con Bultman y Uetz (1982), la complejidad de la

hojarasca afecta la abundancia de las arañas tejedoras, lo cual se debería a la necesidad de las tejedoras de disponer de sitios de anclaje de las telas (Cajade 2020).

Si bien las plantaciones forestales no son bosques, se ha estudiado que para las comunidades de arañas del suelo de los bosques nativos, la profundidad de la hojarasca es más importante que otras características, como su complejidad estructural o contenido de nutrientes (Bultman y Uetz 1982). En el suelo, tanto de los pastizales como de las plantaciones forestales, se establece un sistema complejo de reciclado de nutrientes y la hojarasca constituye el alimento de una variedad de artrópodos, así como también un refugio para otros, lo cual permite la existencia de una comunidad particular de detritívoros y depredadores (Höfer et al. 1996; Lopes-Rodrigues et al. 2010).

Cajade (2020) para bosques ribereños, observó una correlación positiva entre la abundancia de arañas de este gremio y la cobertura vegetal en bosques ribereños. Los resultados encontrados son concordantes con dicho trabajo en donde dicha variable ambiental influyó positivamente en la abundancia de las cazadoras de suelo. A su vez, Halaj et al. (2008) encontraron una correlación positiva entre la cobertura vegetal y la abundancia de licósidos; y estudios realizados en *Schizocosa ocreata* (Hentz, 1844) (Lycosidae) sobre selección de microhábitat, encontraron que su abundancia fue mayor en sitios con mayor cobertura vegetal (Cady 1983).

En lo que respecta a la riqueza, se encontró que la riqueza de las tejedoras de telas en sábana y de las acechadoras está positivamente correlacionada con la profundidad de la hojarasca; mientras que la riqueza de las emboscadoras está positivamente correlacionada con la cobertura vegetal. Bultman y Uetz (1982) encontraron una mayor riqueza de tejedoras de telas en suelos con mayor profundidad de hojarasca. Esta correlación de los primeros gremios con la profundidad de la hojarasca, también podría explicarse en parte por la variabilidad estacional de este componente a lo largo de las estaciones, la cual permitiría el establecimiento de distintas especies con distintos requerimientos en cuanto a las características de la hojarasca.

El Análisis de Redundancia, mostró que la diversidad (riqueza y abundancia) de las tejedoras de telas orbiculares, tejedoras de telas espaciales y acechadoras en los pastizales naturales está positivamente correlacionada con la riqueza de plantas herbáceas. Una mayor riqueza vegetal, puede generar una mayor complejidad espacial al generar mayor diversidad de estructuras y formas, para la fijación de las telas (en beneficio de las tejedoras) y de sitios para acechar a las presas (en beneficio de las acechadoras). Debido a que todas las telas de las

arañas requieren de un soporte físico proveído por elementos del ambiente, la diversidad estructural o heterogeneidad del ambiente podría ser un buen predictor de la diversidad de especies de tejedoras de telas (Greenstone 1984). Greenstone (1984) encontró una gran influencia de la diversidad estructural de la vegetación sobre la diversidad de tejedoras de tela en matorrales y praderas. Igualmente, Baldissera et al. (2004), encontró una influencia positiva entre la riqueza vegetal y la abundancia de tejedoras de telas. Para las tejedoras de telas espaciales, los estratos vegetales resultan muy importantes debido a que estas tejen sus telas típicamente entre dos niveles (Harmer et al. 2011; Haberkern et al. 2020). Como se mencionó anteriormente, las acechadoras son uno de los gremios más comunes sobre la vegetación y utilizan las plantas como sitios de caza, refugio y sitios de reproducción (Vasconcellos-Neto et al. 2017), lo cual apoya la relación hallada entre la riqueza vegetal y la diversidad de las acechadoras. Abraham (1983) también encontró que la diversidad estructural de la vegetación fue un fuerte predictor de la diversidad de las especies de arañas de los pastizales.

### **Consideraciones finales**

La gran disimilaridad en cuanto a los ensamblajes de arañas encontrada entre las plantaciones de *E. dunnii* y pastizales, señala la utilidad de las arañas como grupo para estudiar los cambios en la diversidad producidos por la forestación sobre los ambientes naturales. Desde el punto de vista de su araneofauna, los pastizales no solo albergan una mayor diversidad que las plantaciones, sino que también presentan comunidades distintas en su composición. Esto refleja los cambios que se producen cuando son reemplazados los pastizales por plantaciones forestales, lo cual genera profundos cambios a nivel de paisaje, cobertura vegetal, funcionamiento ecosistémico y diversidad beta.

El presente estudio brinda conocimiento acerca de las comunidades de arañas en plantaciones *E. dunnii* y pastizales, lo cual lo convierte en una contribución relevante para el manejo de ambos ambientes y para la valoración y conservación de los pastizales naturales. Los pastizales naturales constituyen el principal ecosistema del país, y albergan una alta diversidad de especies equiparable a la de los bosques nativos (al menos desde su araneofauna). A pesar de ello, se encuentran en creciente disminución y alteración y no existen áreas protegidas en Uruguay que contemplen estrictamente este ambiente. A su vez, la tendencia a futuro es la expansión de la agricultura y la forestación, lo cual va a implicar seguir disminuyendo la superficie de pastizales naturales en Uruguay (Brazerio 2015). De

este modo, la finalidad última de este trabajo es aportar más sustento científico para la conservación de este ambiente en nuestro país.

En cuanto a los aportes a la taxonomía de arañas en Uruguay, la presente tesis cita 11 nuevos registros para el país, lo cual representa un aumento del 6.2 % de las especies citadas para el país, de acuerdo al último catálogo de arañas de Uruguay (Capocasale & Pereira 2003). Complementariamente, se cita la primera especie de araña invasora de pastizales en Uruguay.

Futuros estudios podrían orientarse al estudio de las especies de arañas indicadoras identificadas en el presente trabajo para los pastizales, de manera de monitorear el estado de conservación de este tipo de ambiente. Complementariamente, resultaría de interés incluir otras variables ambientales y, de modo de analizar otros componentes que puedan afectar la diversidad e interacción de las comunidades de arañas en paisajes forestados de Uruguay.

## AGRADECIMIENTOS

A mi esposa Carolina, por siempre estar a mi lado, ser mi felicidad y motivación. A Miguel Simó por su ayuda durante las fases de desarrollo de la presente tesis, el trabajo en todas las salidas de campo y el estudio crítico del manuscrito junto con sus comentarios y sugerencias. A Gabriel Pompozzi por sus valiosos aportes en cuanto a sugerencias y comentarios durante el proceso de la maestría, las cuales enriquecieron la presente tesis. A la CSIC por el permitirme ocupar un cargo de Ayudante en el marco del proyecto I+D 2020, ID 263 "Cambios en los ensambles de arañas a través del ciclo de plantación de *Eucalyptus dunnii* y los ecosistemas asociados en el noreste de Uruguay: un estudio de indicadores ecológicos en la ecorregión Cuenca Sedimentaria Gondwánica" (responsable Miguel Simó), que me permitió financiar los trabajos de campo y materiales para este estudio. A la ANII por otorgarme la beca de posgrado (ANII POS\_NAC\_2021\_1\_170650). A Damián Hagopían por la determinación de las especies de la familia Salticidae y su colaboración en las salidas de campo y procesamiento del material. A Álvaro Laborda por su colaboración en las salidas de campo y el procesamiento del material. A Belén Maldonado, y Katherine Bombi por colaborar de las salidas de campo. A Walter Norbis por enseñarme el fundamento y aplicación de las herramientas estadísticas utilizadas en la presente tesis. A la empresa UPM Forestal Oriental por permitir realizar el estudio en el establecimiento La Selva, departamento de Durazno, y en particular a Iván Grela, Ricardo Giosa y Alfonso Pérez por el apoyo logístico. A la empresa Montes del Plata, por permitir realizar el estudio en sus establecimientos forestales de La Teja y Rincón del Río, departamento de Durazno, y en particular a Horacio Giordano y Diego Barceló. A Ricardo Pérez y Héctor. A las integrantes del tribunal Leticia Bao, Alexandra Cravino y Carolina Jorge por sus aportes, correcciones y sugerencias, las cuales mejoraron el presente trabajo en todos los aspectos.

## REFERENCIAS

- Abraham, B. J. (1983). Spatial and temporal patterns in a sagebrush steppe spider community (Arachnida, Araneae). *Journal of Arachnology*, 31-50.
- Adis, J. (2002). Recommended sampling techniques. In *Amazonian Arachnida and Myriapoda: identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species* (pp. 555-576). Pensoft.
- Allen, V. G., Batello, C., Berretta, E. J., Hodgson, J., Kothmann, M., Li, X., & Sanderson, M. (2011). An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and forage science*, 66(1), 2.
- Argañaraz, C. I., Rubio, G. D., Rubio, M., & Castellarini, F. (2020). Ground-dwelling spiders in agroecosystems of the Dry Chaco: A rapid assessment of community shifts in response to land use changes. *Biodiversity*, 21(3), 125-135.
- Avalos, G., Achitte-Schmutzler, H. C., & Santos, M. E. D. L. (2018). Caracterización de la fauna de arañas en monocultivos de *Eucalyptus* y *Pinus* de la Reserva del Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(1), 134-148.
- Ávila, A. C., Stenert, C., Rodrigues, E. N. L., & Maltchik, L. (2017). Habitat structure determines spider diversity in highland ponds. *Ecological research*, 32(3), 359-367.
- Baeza, S., Gallego, F., Lezama, F., Altesor, A., & Paruelo, J.M. (2011). Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. En *Bases Ecológicas y Tecnológicas Para el Manejo de Pastizales*, Altesor, A., Ayala, W., Paruelo, J.M., Eds. INIA: Montevideo, Uruguay, pp. 33–54.
- Baeza, S., Baldassini, P., Bagnato, C., Pinto, P., & Paruelo, J. (2014). Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia (Uruguay)*, 18(2), 95-105.

Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Banchero, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., Veron, S., Vallejos, M., Weber, E., Oyarzabal, M., Barbieri, A., Petek, M., Guerra Lara, M., Sarrailhé, S. S., Baldi, G., Bagnato, C., Bruzzone, L., Ramos, S., & Hasenack, H. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28, 100834.

Baldissera, R., Ganade, G., & Fontoura, S. B. (2004). Web spider community response along an edge between pasture and Araucaria forest. *Biological Conservation*, 118(3), 403-409.

Bao, L., Ginella, J., Cadenazzi, M., Castiglioni, E. A., Martínez, S., Casales, L., ... & Simo, M. (2018). Spider assemblages associated with different crop stages of irrigated rice agroecosystems from eastern Uruguay. *Biodiversity Data Journal*, (6).

Boldrini, I. I. (2009). A flora dos campos do Rio Grande do Sul. *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*, 63-77.

Bomfim, L. D. S., Bitencourt, J. A. G., Rodrigues, E. N. L., & Podgaiski, L. R. (2021). The role of a rosette-shaped plant (*Eryngium horridum*, Apiaceae) on grassland spiders along a grazing intensity gradient. *Insect Conserv. Divers*, 14, 492-503.

Bonaldo, A. B., Marques, M. A. L., Pinto-da-Rocha, R., & Gardner, T. (2007). Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97, 143-151.

Brazeiro, A. (Ed.). (2015). Eco-regiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación: aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad. Facultad de Ciencias, UDELAR.

Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C., & Bartesaghi, L. (2020). Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society*, 25(1).

Brazeiro, A. (2023). La forestación en Uruguay: una mirada pensando en la biodiversidad. En Brazeiro, A. (Ed.), *Biodiversidad en paisajes forestados de Uruguay* (pp. 17-27) Montevideo: Universidad de la República.

Brussa, C. A. (1994). *Eucalyptus*: especies de cultivo más frecuente en Uruguay y regiones de clima templado. Uruguay, Hemisferio Sur. 328 pp.

Brussa, C. A. & Brussa, P. (2023). Diversidad vegetal y plantas prioritarias para la conservación en paisajes forestados. En Brazeiro, A. (Ed.), *Biodiversidad en paisajes forestados de Uruguay* (pp. 17-27) Montevideo: Universidad de la República.

Buchholz, S. (2010). Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2565-2595.

Bultman, T.L. & Uetz, G.W. (1982). Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia*, 55:34-41.

Cabra-García, J., Chacón, P., & Valderrama-Ardila, C. (2010). Additive partitioning of spider diversity in a fragmented tropical dry forest (Valle del Cauca, Colombia). *The Journal of Arachnology*, 38(2), 192-205.

Cady, A. B. (1983). Microhabitat selection and locomotor activity of *Schizocosa ocreata* (Walckenaer) (Araneae: Lycosidae). *Journal of Arachnology*, 297-307.

Cajade, M. (2020). Parámetros de diversidad de comunidades de arañas en dos tipos de bosques nativos de Uruguay. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Campos, B. M., Charters, J. D., & Verdade, L. M. (2018). Diversity and distribution patterns of medium to large mammals in a silvicultural landscape in south-eastern Brazil. *iForest- Biogeosciences and Forestry*, 11(6), 802.

Campuzano, E. F., Ibarra-Núñez, G., Machkour-M' Rabet, S., Morón-Ríos, A., & Jimenez,

M. L. (2020). Diversity and seasonal variation of ground and understory spiders from a tropical mountain cloud forest. *Insect science*, 27(4), 826-844.

Capocasale, R. M., & Pereira, A.(2003). Diversidad de la Biota Uruguaya. *Araneae. Anales del Museo Nacional de Historia Natural y Antropología*. 10(5), 1-32.

Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N. G., & Serrano, A. R. (2004). Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117(4), 453-459.

Cardoso, P. (2009). Standardization and optimization of arthropod inventories—the case of Iberian spiders. *Biodiversity and Conservation*, 18(14), 3949.

Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., & Coddington, J. A. (2011). Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PloS one*, 6(6), e21710.

Chamberlin, R. V. (1925). New North American spiders. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 14(4),105-142.

Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11, 265-270.

Chao, A., & Lee, S. M. (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American statistical Association*, 87(417), 210-217.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143.

Coddington, J. A., Young, L. H., & Coyle, F. A. (1996). Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology*, 111-128.

Colwell, R. K. (2013). EstimateS, Version 9.1: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

Corcuera, P., Valverde, P. L., Zavala-Hurtado, J. A., De la Rosa, G., & Gabriel-Durán, C. (2010). Non weaving spiders on native woodlands and *Eucalyptus* plantations in Western Mexico: diversity and distribution patterns. *Journal of Insect Conservation*, *14*, 711-719.

Corcuera, P., Valverde, P. L., Jiménez, M. L., Ponce-Mendoza, A., De la Rosa, G., & Nieto, G. (2016). Ground spider guilds and functional diversity in native pine woodlands and *Eucalyptus* plantations. *Environmental Entomology*, *45*(2), 292-300.

Cravino, A., & Brazeiro, A. (2021). Grassland afforestation in South America: Local scale impacts of eucalyptus plantations on Uruguayan mammals. *Forest Ecology and Management*, *484*, 118937.

Cusano N., Ettlin G & Ocaño C. (2009). Cosecha forestal mecanizada: capacidad operacional y estudio económico de un sistema CTL. Tesis Facultad Agronomía. UDELAR.

Davison, C. W., Rahbek, C., & Morueta-Holme, N. (2021). Land-use change and biodiversity: Challenges for assembling evidence on the greatest threat to nature. *Global Change Biology*, *27*(21), 5414-5429.

DIEA-MGAP. (2019). Anuario Estadístico Agropecuario 2019. Acceso en: <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2019/Anuario2019.pdf>

Dias, S. C., Carvalho, L. S., Bonaldo, A. B., & Brescovit, A. D. (2010). Refining the establishment of guilds in Neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *Journal of Natural History*, *44*(3-4), 219-239.

Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, *67*(3), 345-366.

Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global ecology and biogeography*, *19*(5), 589-606.

FAO. (2006). Global Forest Resource Assessment 2005: Progress Toward Sustainable Forest Management. *FAO Forestry Paper*, (147).

FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>

Foelix, R. (2011). *Biology of spiders*. OUP USA.

Gallé, R., Urak, I., Nikolett, G. S., & Hartel, T. (2017). Sparse trees and shrubs confers a high biodiversity to pastures: case study on spiders from Transylvania. *PLoS One*, *12*(9), e0183465.

Gallé, R., Szabó, Á., Császár, P., & Torma, A. (2018). Spider assemblage structure and functional diversity patterns of natural forest steppes and exotic forest plantations. *Forest Ecology and Management*, *411*, 234-239.

Ghione, S., Coelho, L., Costa, F. G., García, L. F., González, M., Jorge, C., ... & Simó, M. (2017). Arácnidos prioritarios para la conservación en Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*, *26*(1), 1-8.

Gilbert, J. A., & Butt, K. R. (2009). Evaluation of digital photography as a tool for field monitoring in potentially inhospitable environments. *Mires and Peat*, *5*(5), 1-6.

Giosa R. (2009). Cuantificación del contenido de nutrientes en trozas comerciales de *Eucalyptus grandis* con destino a la fabricación de pulpa y su relación con el tipo de suelo. Tesis Facultad Agronomía. UDELAR.

Greenstone, M. H. (1984). Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia*, *62*, 299-304.

Gunnarsson, B. (2007). Bird predation on spiders: ecological mechanisms and evolutionary consequences. *The Journal of Arachnology*, *35*(3), 509-529.

- Haberkern, A. M., Fernandez-Fournier, P., & Avilés, L. (2020). Spinning in the rain: Interactions between spider web morphology and microhabitat use. *Biotropica*, 52(3), 480-487.
- Halaj, J., Halpern, C. B., & Yi, H. (2008). Responses of litter-dwelling spiders and carabid beetles to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), 887-900.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Harmer, A. M., Blackledge, T. A., Madin, J. S., & Herberstein, M. E. (2011). High-performance spider webs: integrating biomechanics, ecology and behaviour. *Journal of the Royal Society Interface*, 8(57), 457-471.
- Hatley, C. L., & Macmahon, J. A. (1980). Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental entomology*, 9(5), 632-639.
- Henwood, W. D. (1998). An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *Parks*, 8(3), 3-8.
- Henwood, W. D. (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*, 121-134.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters*, 8(1), 23-29.
- Höfer, H., Martius, C., Beck, L. (1996). Decomposition in an Amazonian rainforest after experimental litter addition in small plots. *Pedobiologia*, 40, 70-576.
- Höfer, H., & Brescovit, A. D. (2001). Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. *Andrias*, 15, 99-119.

Horváth, R., Magura, T., & Szinetár, C. (2001). Effects of immission load on spiders living on black pine. *Biodiversity & Conservation*, 10, 1531-1542.

Ibarra-Núñez, G., CA, G. Z., Vallarino, A., JC, P. J., & AM, L. P. (2014). Las arañas como bioindicadores. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. México: El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC)*, 273-90.

Iezzi, M. E., De Angelo, C., & Di Bitetti, M. S. (2020). Tree plantations replacing natural grasslands in high biodiversity areas: How do they affect the mammal assemblage?. *Forest ecology and management*, 473, 118303.

IUCN (2009). Proceedings of the Members' Assembly. Gland, Switzerland: IUCN. vi + 51 pp.

Jongman, R. G. H., Ter Braak, C. J. F., & Van Tongeren, O. F. R. (1987). Data Analysis in Community and Landscape Ecology, –Pudoc, Wageningen, 299pp.

Jorge, 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 (Uruguay). Facultad de Ciencias - PEDECIBA.

Jorge, C.; Laborda, A. & Simó, M. (2013). Las arañas en plantaciones de *Pinus taeda*: su potencial uso como bioindicadores y controladores biológicos. V Jornada Técnica de Producción Forestal. INIA:15-22.

Jorge, C.; Laborda, A. & Simó, M. (2023). Dosel vs hojarasca: Araneofauna en plantaciones de *Pinus taeda* en Uruguay. En: Brazeiro, A. (Ed.), Biodiversidad en paisajes forestados de Uruguay (pp. 49-66). Montevideo: Universidad de la República.

Kelly, S., Chippendale, G. M., Johnston, R. D. (1983a) *Eucalyptus* V. I. Australia, Nelson. 368 pp.

Kelly, S., Chippendale, G. M., Johnston, R. D. (1983b) *Eucalyptus* V. II. Australia, Nelson. 388 pp.

Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29(2), 115-129.

Laborda, Á. (2012.). Análisis comparativo de la araneofauna de campo natural sobre basalto bajo diferentes manejos ganaderos. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Laborda, Á., de Oca, L. M., Pérez-Miles, F., Useta, G., & Simó, M. (2018). The spider fauna from Uruguay River islands: understanding its role in a biological corridor. *Biodiversity data journal*, 6: e27319. <https://doi.org/10.3897/BDJ.6.e27319>

Laborda Turrión, Á, Hagopían Chenlo, D, Teijón, S, Ginella, J, Guerrero, J y Simó, M. (2020.). *The spider assemblage in a dendrofloristic hotspot from eastern Uruguay*. EN: Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay, 2020, 29(2), 73-85.

Lafage, D., Djoudi, E. A., Perrin, G., Gallet, S., & Pétilon, J. (2019). Responses of ground-dwelling spider assemblages to changes in vegetation from wet oligotrophic habitats of Western France. *Arthropod-Plant Interactions*, 13, 653-662.

Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.

Lopes-Rodrigues, E. N., Mendonça J. R. DE S, Rosado O. & Loeck A. E. (2010). Soil spiders in differing environments: *Eucalyptus* plantations and grasslands in the Pampa biome, southern Brazil. *Revista Colombiana de Entomología*, 36(2), 277-284.

Losos, J., Ricklefs, R., & MacArthur, R. (2010) The theory of island biogeography revisited. Princeton University Press, Princeton.

MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42(3), 594-598.

- Maleque, M. A., Maeto, K., & Ishii, H. T. (2009). Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Applied entomology and zoology*, 44(1), 1-11.
- Malumbres-Olarte, J.; Vink, C. J.; Ross, J.G.; Cruickshank, R.H; Paterson, A. M. (2013) The role of habitat complexity on spider communities in native alpine grasslands of New Zealand. *Insect Conservation and Diversity*, 6(2), 124–134.
- Marc, P., Canard, A., & Ysnel, F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), 229-273.
- Martínez, G.; Simó, M.; Jorge, C.; Laborda A. & Alves Dias M. (2010). Arañas en cultivos de *Eucalyptus globulus*: Estudio de un grupo Bioindicador. *Revista de la Sociedad de Productores Forestales del Uruguay*, 14 (42), 25-29.
- Mavasa, R., Yekwayo, I., Mwabvu, T., & Tsvuura, Z. (2022). Preliminary patterns of seasonal changes in species composition of surface-active arthropods in a South African savannah. *Austral Ecology*, 47(6), 1222-1231.
- McCune, B., & Grace, J. B. (2002). *Analysis of ecological communities*.
- Miller, J. A. (2007). Review of erigonine spider genera in the Neotropics (Araneae: Linyphiidae, Erigoninae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 149(suppl\_1), 1-263.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., & González, M. (2017). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 17, 285-297.
- Moreno, C. (2002). Métodos para medir la diversidad. Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España.
- Morrone, J. J. (2000) What is the Chacoan subregion? *Neotropica*, 46, 51–68.

Morrone, J. J. (2006) Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean Islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annual Review of Entomology*, 51, 467–494.

Morrone, J. J. (2014). Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, 3782(1), 1-110.

Morrone, J. J., Escalante, T., Rodriguez-Tapia, G., Carmona, A., Arana, M., & Mercado-Gómez, J. D. (2022). Biogeographic regionalization of the Neotropical region: New map and shapefile. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 94, e20211167.

Mohsin, M., Sulehria, A. Q. K., Yousuf, I., Ejaz, M., Yousuf, M. J., & Hussain, A. (2010). Comparison of spider guilds found in various oilseed crops of Pakistan. *Biologia (Pakistan)*, 56, 69-76.

Munévar, A., Rubio, G. D., & Zurita, G. A. (2018). Changes in spider diversity through the growth cycle of pine plantations in the semi-deciduous Atlantic forest: The role of prey availability and abiotic conditions. *Forest ecology and management*, 424, 536-544.

Opatovsky, I., Weintraub, P. G., Musli, I., & Lubin, Y. (2017). Use of alternative habitats by spiders in a desert agroecosystem. *The Journal of Arachnology*, 45(1), 129-138.

Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Pineiro, G., Jobbagy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., & Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia Uruguay*, 10(2), 47-61.

Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. (2011). Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *science*, 332(6047), 1289-1291.

Pianka, E. R. (1966). Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist*, 100(910), 33-46.

Pillar, V. P., Müller, S. C., Castilhos, Z. M. S., Jaques, A. V. A. (2009). Campos Sulinos-conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília, MMA.

Pimm, S. L., & Raven, P. (2000). Extinction by numbers. *Nature*, 403(6772), 843-845.

Pinzón, J., & Spence, J. R. (2010). Bark-dwelling spider assemblages (Araneae) in the boreal forest: dominance, diversity, composition and life-histories. *Journal of Insect Conservation*, 14, 439-458.

Pompozzi, G., Marrero, H. J., Haedo, J., Fritz, L., & Torretta, J. P. (2019). Non-cropped fragments as important spider reservoirs in a Pampean agro-ecosystem. *Annals of Applied Biology*, 175(3), 326-335.

Pompozzi, G., de Santiago, F., Blumetto, O., & Simó, M. (2022). Livestock systems preserving natural grasslands are biodiversity reservoirs that promote spiders' conservation. *Journal of Insect Conservation*, 26(3), 453-462.

Rao, C. R. (1964). The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhyā: The Indian Journal of Statistics, Series A*, 329-358.

Riechert, S. E., & Lockley, T. (1984). Spiders as biological control agents. *Annual review of entomology*, 29(1), 299-320.

Rinaldi, I. M. P., Mendes, B. D. P., & Cady, A. B. (2002). Distribution and importance of spiders inhabiting a Brazilian sugar cane plantation. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19, 271-279.

Rinaldi, I. M. P. (2005). Spiders of a young plantation of eucalypt: diversity and potential predator of the most frequent arboreal species. *Acta Biologica Paranaense*, 34, 1-13.

Rodrigues, E. N. L., Mendonça, M. D. S., & Costa-Schmidt, L. E. (2014). Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. *Arthropod-Plant Interactions*, 8, 123-133.

Rodrigues, E. N. L., Pires, M. M., & de Souza Mendonça Jr, M. (2023). Seasonal changes in spider diversity in subtropical riparian forests: what drives the seasonality of the araneofauna? *The Journal of Arachnology*, 51(1), 19-26.

Romero, G. Q., & Vasconcellos-Neto, J. (2007). Aranhas sobre plantas: dos comportamentos de forrageamento às associações específicas. *Ecologia e comportamento de aranhas*, 1, 67-87.

Rubio, G. D., Corronca, J. A., & 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, Northeast Argentina. *Environmental Entomology*, 37(2), 419-430.

Rypstra, A. L., Carter, P. E., Balfour, R. A., & Marshall, S. D. (1999). Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *Journal of Arachnology*, 371-377.

Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891-904.

Seguí, R. (2002). Composición y estructura de la araneofauna en una pradera pastoreada y una pradera con exclusión de ganado. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Silva, R., Diniz, S., & Vaz-De-Mello, F. (2010) Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology*, 39, 934-940.

Simó, M., Vázquez, V., & Useta, G. (2000). Estudio comparativo de la fenología y el hábitat de *Ctenus taeniatus* Keyserling 1891 y *Asthenoctenus borellii* Simon 1897 en el Uruguay (Araneae, Ctenidae). *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*, 12, 32-40.

Simó, M., Laborda, Á., Jorge, C., & Castro, M. (2011a). Las arañas en agroecosistemas: bioindicadores terrestres de calidad ambiental. *Innotec*, (6 ene-dic), 51-55.

Simó, M., Laborda, Á., Jorge, C., Guerrero, J. C., Alves Dias, M., & Castro, M. (2011b). Introduction, distribution and habitats of the invasive spider *Badumna longinqua* (L. Koch, 1867) (Araneae: Desidae) in Uruguay, with notes on its world dispersion. *Journal of Natural History*, 45(27-28), 1637-1648.

Simó, M., Núñez, M., Ojeda, L., Laborda, A., & Queirolo, D. (2015). Knowing the biological linkage: spider composition and guilds in a hill range of northern Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*, 24(2), 117-129.

Smith, G. F., Gittings, T., Wilson, M., French, L., Oxbrough, A., O'Donoghue, S., O'Halloran J., Kelly, D. L., Mitchell, F. J. G, Kelly, T., Iremonger, S., McKee, A. M. & Giller, P. (2008) Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests. *Biodiversity and Conservation* 17, 991-1015. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9274-3>

Soininen, J., McDonald, R., & Hillebrand, H. (2007) The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30,3–12.

Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (1962). The comparison of dendrograms by objective methods. *Taxon*, 33-40.

Soriano, A., León, R., Sala, O., Lavado, R., Derigibus, V., Cahuapé, O., Scaglia, A., Velasquez, C., & Lemcoff, J. (1992). Rio de la Plata Grasslands. En *Ecosystems of the world: introduction and western hemisphere*, R. T. Coupland, ed. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp 367-407.

Souza, A. D. (2007). Influência da estrutura do habitat na abundância e diversidade de aranhas. *Ecologia e comportamento de aranhas. Rio de Janeiro: Editora Interciência*, 25-43.

Štokmane, M., & Spuņģis, V. (2016). The influence of vegetation structure on spider species richness, diversity and community organization in the Apšuciems calcareous fen, Latvia. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39(2), 221-236.

Sudhikumar, A. V., Mathew, M. J., Sunish, E., & Sebastian, P. A. (2005). Seasonal variation in spider abundance in Kuttanad rice agroecosystem, Kerala, India (Araneae). *European Arachnology*, 1, 181-190.

Taylor, L. R. (1961). Aggregation, variance and the mean. *Nature*, 189(4766), 732-735.

Ter Braak, C. J., & Prentice, I. C. (1988). A theory of gradient analysis. In *Advances in ecological research* (Vol. 18, pp. 271-317). Academic Press.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92.

Ubick, D.; Paquin P.; Cushing P. E. & Roth, V. (2005). Spiders of North America: an identification manual. American Arachnological Society, USA.

Uehara-Prado M., Oliveira Fernandes J., de Moura Bello A., Machado G., Santos A. J., Zagury Vaz-de Mello F. & Lucci Freitas A. (2009). Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142, 1220-1228.

Uetz, G. W. (1991). Habitat structure and spider foraging. *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*, 325-348.

Uetz, G. W., Halaj, J., & Cady, A. B. (1999). Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology*, 270-280.

Vasconcellos-Neto, J., Messas, Y. F., da Silva Souza, H., Villanueva-Bonila, G. A., & Romero, G. Q. (2017). Spider–plant interactions: an ecological approach. En *Behaviour and ecology of spiders* (pp. 165-214). Springer, Cham.

Wagner, A. P. L., Wallau, M. O., Fontana, D. C., de Faccio Carvalho, P. C., & Fraisse, C. W. (2018). Vegetation indices variability in the Pampa grasslands in Brazil and Uruguay. *Agrometeoros*, 26(1), 83-92.

WSC (World Spider Catalog). (2023). World Spider Catalog. Version 24. Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch>, accessed on {22/8/2023}. doi: 10.24436/2