



Universidad Nacional de La Plata

Facultad de Ciencias Naturales y Museo

Doctorado en Ciencias Naturales

**Biodiversidad y densidad de arañas
(Araneae) en un sistema
agropastoril, tendientes a mejorar el
impacto de los enemigos naturales
sobre insectos plaga**

LIC. MELINA SOLEDAD ALMADA

Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctor en Ciencias Naturales

Directora.: Dra. Alda González Co-Director: Dr. José A. Corronca

Año: 2014



Universidad Nacional de La Plata

Facultad de Ciencias Naturales y Museo

Doctorado en Ciencias Naturales

Biodiversidad y densidad de arañas (Araneae) en un sistema agropastoril, tendientes a mejorar el impacto de los enemigos naturales sobre insectos plaga

Trabajo de Tesis doctoral

Lic. Melina Soledad Almada

Centro de Estudios Parasitológico y de Vectores CEPAVE (CCT-
CONICET-La Plata) (UNLP)

Directora.: Dra. Alda González Co-Director: Dr. José A. Corronca

Año: 2014

*Dedicado a mi madre, que me enseñó
que la perseverancia y la voluntad son
dos fuerzas necesarias para triunfar
en esta vida!!!*



1-DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS.....	III
2-ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS	V
3-RESUMEN	VIII
4-ABSTRACT	XII
5-INTRODUCCIÓN	1
6-OBJETIVOS E HIPOTESIS	8
6.1-Objetivo General.....	8
6.2-Objetivos Particulares.....	8
6.3-Hipótesis y Predicciones.....	8
7-MATERIALES Y MÉTODOS	11
7.1-Área de Estudio	11
7.2-Descripción de lotes	12
7.3-Muestreo.....	19
7.4-Actividades de Laboratorio	21
7.5-Análisis de Datos	23
7.5.1-Diversidad e inventario de arañas en sistemas agropastoriles	23
7.5.2-Diversidad alfa y beta.....	24
7.5.3-Gradiente de cambio.....	28
7.5.4-Análisis de diseños y combinaciones de tratamientos y su efecto sobre la diversidad de arañas	30
7.5.5-Estructura de Gremios	31
8-RESULTADOS	32
8.1-Diversidad e inventario de arañas en sistemas agropastoriles.....	32
8.1.1-Inventario de especies	35
8.1.2-Condiciones climáticas.....	41
8.2-Diversidad alfa y beta	42
8.2.1-Diversidad alfa en sistemas agropastoriles.....	42
8.2.2-Análisis de Escalamiento No Métrico (NMDS)	49
8.2.3-Diversidad beta en sistemas agropastoriles.....	51
8.3-Gradiente de cambio en sistemas agropastoriles.....	53
8.3.1-Análisis de gradiente	55
8.4-Análisis de diseños y combinaciones de tratamientos y su efecto sobre la diversidad de arañas	58

8.5-Estructura de Gremios.....	61
8.5.1-Composición de Gremios en sistemas agropastoriles	61
8.5.2-Disimilitud de gremios.....	63
9-DISCUSIÓN	65
10-CONCLUSIONES	76
11-BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	78
12-ANEXO	98

1-DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS

El transcurso de esta etapa de mi vida, me permitió crecer como persona, conocer sobre la diversidad de vida, enseñar y sobre todo haber conocido a muchos y gratificantes seres humanos. Por tal motivo, quiero expresar mis mayores agradecimientos a todas aquellas personas que han confiado en mí, me brindaron su apoyo incondicional y contribuyeron de alguna manera a lograr esta meta.

En primera instancia, agradezco a mis directores Dra. Alda González y Dr. José A. Corronca ya que sin ellos habría sido imposible llegar. Les agradezco por el tiempo brindado, por guiarme en esta etapa, enseñarme, ayudarme y sobre todo por la paciencia que me tuvieron.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por el financiamiento de la beca de posgrado y darme la posibilidad de desarrollar esta tesis doctoral.

Especialmente a Daniel Maidana y Andrés Feresín, por su gran apoyo y compañerismo, en las largas horas de muestreos a campo, haciendo de buenos momentos compartidos en momentos de trabajo.

A María Ana Sosa, por su acompañamiento desde años, por su disposición, tiempo y consejos en cada momento.

Al Director de la EEA Gabriel Lacelli, por haberme permitido desarrollar parte de mis tareas de investigación en dicho establecimiento. También agradezco a TODO el personal de la EEA INTA Reconquista, porque contribuyeron desde algún lugar a que hoy llegue a mi cometido.

A mis compañeros y amigos de trabajo de INTA: Virginia Ramoa, Daniela Vitti, Marcelo Paytas, Marcelo Pucheta, Nelson Vallejos, Luciano Mieres, Ana Brach, Diego Szwarc, Luciana Margherit, Cecilia Capozzolo, Cristina Ugarte, Romina Ibran, Mariano Cracogna, Mabel Aguirre, Ester Lorenzini y Sebastian Zuil, por sus consejos, apreciaciones, mates y almuerzos compartidos.

A Celeste Medrano y Cecilia González, amigas que estuvieron en los difíciles momentos, abriéndome sus puertas, alentándome y acompañándome siempre!

A los compañeros y amigos del CEPAVE: Andrea Armendano, Luis Giambelluca, “El Rata” Jorge Barneche, Guillermo Reboledo, Gastón Cavallo, Aníbal Suriano, Sandra González, Manuel Rueda, Juliana Sánchez y a los integrantes de las líneas de Parasitología, Ecología de Plagas y Entomopatógenos. Gracias a todos por su compañerismo, ayuda, comprensión, mates, charlas y almuerzos compartidos, Gracias realmente por aguantar a una “Chaqueña” como algunos chistosamente me llamaban!!

A las chicas de la UNSa, y amigos que descubrí en Salta: Belén, Vero, Sandra, Carla, Rosana, Caro, Andy, Luciano, Víctor y Priscila. Gracias chicos por todo el compañerismo y ayuda que me brindaron!!!

Profundamente a María Inés Gamboa, mi “Mami Platense”, y a Cristina Scioscia, mi “Mami Porteña”, porque siempre me trataron como una hija, cuidándome, enseñándome y acompañándome en cada momento, muchas GRACIAS MAMIS por todo el apoyo y cariño que me brindaron en este tiempo.

Agradezco de todo corazón a mi madre, Viviana por estar siempre a mi lado, escuchándome, soportando mis estados de ánimo y apoyándome en cada paso; a mi sobrino Juan Pablo y mis hermanos: Poli, Kin, Nahuel y Selene, por todo el cariño que siempre me brindaron.

A mis amigos y gente querida, José Luis, “Chivo”, Mariela, Marisa, Lili, Graciela, Sonia, Romina, Javier, por entender mis tiempos y acompañarme siempre.

Al Museo de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, principalmente a la División Aracnología por compartir sus experiencias profesionales y conocimientos.

A Mauro, por su comprensión, paciencia, apoyo y amor que siempre me brindó y supo acompañarme en este caminar, Muchas Gracias!!

2-ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

<i>Figura 1. Representación esquemática de las premisas de las tres hipótesis analizadas sobre la diversidad de arañas en un sistema agropastoril</i>	10
<i>Figura 2. Ubicación geográfica e Imagen satelital de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	11
<i>Figura 3. Lotes trabajados en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	13
<i>Figura 4. Lotes presentes en el predio de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	14
<i>Figura 5. Lotes y transectas de muestreos en el predio de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	20
<i>Figura 6. Distintas técnicas de muestreos para la captura de arañas utilizadas en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). a) Trampas de caída (pitfall), b) G-Vac (garden vaccum)</i>	20
<i>Figura 7. Actividades en laboratorio: a) limpieza, separación del material y determinación taxonómica; b) generación de base de datos</i>	22
<i>Figura 8. Fotos de las variables para heterogeneidad de la estructura vertical y horizontal en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	27
<i>Figura 9. Disposición en columnas para análisis de gradientes: de Sur a Norte (columnas naranjas) y de Este a Oeste (columnas celestes) en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (columna blanca: control)</i>	29
<i>Figura 10. Familias de Arañas registradas en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). a. Lycosidae, b. Theridiidae, c. Pisauridae, d. Oonopidae, e. Miturgidae, f. Linyphiidae, g. Oxyopidae, h. Corinnidae, i. Philodromidae, j. Araneidae, k. Scytodidae, l. Salticidae, ll. Nephilidae, m. Oecobiidae. n. Ctenidae, ñ. Anyphaenidae, o. Dictynidae, p. Oxyopidae</i>	33
<i>Figura 11. Porcentaje de arañas adultas y juveniles por tratamiento (a) y estación (b) estudiado, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (C : trampas de Caída; G-v: G-vac)</i>	34
<i>Figura 12. Estimadores no paramétricos sobre el muestreo total realizado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	35
<i>Figura 13. Estimadores no paramétricos del muestreo total realizado en cada sistema estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	37
<i>Figura 14. Curvas de rarefacción por tratamientos, basada por: a) muestras y b) individuos, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	39
<i>Figura 15. Curvas de rarefacción por estación, basada por: a) muestras y b) individuos, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	40
<i>Figura 16. Temperaturas, Humedad relativa y Precipitaciones medias mensuales durante el muestreo (2009-10), comparado con los datos históricos (1970-2009) obtenidos de la Estación Meteorológica de la EEA-INTA-Reconquista. a) Temperatura (°C), b) Humedad relativa (%), c) Precipitaciones (mm)</i>	41
<i>Figura 17. Abundancia de arañas (a) y riqueza de especies de arañas (b) por familia registradas en cada tratamiento, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	43
<i>Figura 18. Diversidad verdadera en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Columnas azules corresponden a lotes agrícolas, columnas grises a lotes ganaderos y columna fucsia a lote control</i>	44

Figura 19. Curva de rango-abundancia para cada sistema estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)	45
Figura 20. Variación de la densidad de especies (a) y de individuos (b) de arañas (con desvío estándar) por estación en cada tratamiento estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)	46
Figura 21. Variación de la densidad de especies (a) y de individuos (b) de arañas (con desvío estándar) por trampa y técnica de muestreo, en cada estación y tratamiento estudiado, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (C : trampas de Caída; G-v: G-vac).....	48
Figura 22. Escalamiento No Métrico Multidimensional mostrando el ordenamiento de los lotes estudiados teniendo en cuenta la similitud de los ensambles de arañas por medio de Bray-Curtis en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)	49
Figura 23. Escalonamiento No Métrico Multidimensional de los lotes estudiados teniendo en cuenta los ensambles de arañas registrados en cada estación muestreada en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). a) primavera, b) verano, c) otoño y d) invierno	51
Figura 24. Partición de la diversidad analizando el aporte de la diversidad alfa y beta mostrando los valores observados y esperados en cada nivel de partición en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (*) diferencias significativas	53
Figura 25. Curva de rarefacción de especies por muestras (a) e individuos (b) en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Las líneas sólidas corresponden a columnas totalmente agrícolas, líneas punteadas a columnas totalmente ganaderas y líneas intermitentes corresponden a columnas con lotes agrícolas y ganaderos. Columnas 1, 2, 3, 4, 5 y 6 con orientación Este-Oeste; Columnas 7, 8, 9 y control con orientación Norte-Sur.....	54
Figura 26. Densidad de especies y de individuos de arañas por trampa a lo largo del gradiente ambiental en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Columnas 1, 2, 3, 4, 5 y 6 con orientación Este-Oeste; Columnas 7, 8, 9 y control con orientación Norte-Sur. Eje Y1: Individuos/trampa en sistemas Ganaderos (), Sistema Agrícola (), Sistemas Mixtos () y Control (); Eje Y2: Especies/Trampa	55
Figura 27. Ordenamiento Polar de Bray-Curtis para el gradiente de arañas desde Este hacia Oeste en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina), usando como medida de distancia Sørensen y el método de varianza-regresión para determinar los polos extremos.	56
Figura 28. Ordenamiento Polar de Bray- Curtis para el gradiente de arañas desde Norte a Sur en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina), usando como medida de distancia Sørensen y el método de varianza-regresión para determinar los polos extremos	56
Figura 29. Diversidad beta: valores provenientes del recambio y la pérdida de especies obtenida en las distintas comparaciones entre las columnas a lo largo del gradiente de un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Eje Y1 corresponde a columnas: Recambio (columnas oscuras) y pérdida de especies (columnas más claras); Eje Y2 corresponde a línea: Diversidad Beta.....	58
Figura 30. Variación de la densidad de individuos y de especies de arañas por trampa en cada caso de diseño en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Eje Y1 corresponde a columnas: Individuos/Trampa (columna amarilla, diseño con lotes con ganado), (columna azul, diseño con lotes agrícolas),(columnas marrones diseños mixtos). Eje Y2 corresponde a línea: Especies/Trampa	59
Figura 31. Perfiles de diversidad de la comunidad de arañas para cada caso en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Caso 1: ganadero, caso 2: agrícola, caso 3 y 4: mixto	60

<i>Figura 32. Composición de gremios por estación, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina).....</i>	<i>63</i>
<i>Figura 33. Representación esquemática de los nuevos aportes alcanzados sobre la diversidad de arañas en un sistema agropastoril</i>	<i>75</i>

TABLAS

<i>Tabla 1. Lotes evaluados en cada estación de muestreo en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	<i>16</i>
<i>Tabla 2. Fechas de muestreo, aplicaciones de agroquímicos y actividades de laboreo realizadas en cada lote y estación en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	<i>17</i>
<i>Tabla 3. Lotes designados para cada uno de los casos en el análisis de diseños en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina).....</i>	<i>30</i>
<i>Tabla 4. Familias y morfoespecies registradas en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina).....</i>	<i>32</i>
<i>Tabla 5. Estimadores de la riqueza de especie de arañas presentes en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina).....</i>	<i>35</i>
<i>Tabla 6. Densidad de especies y de individuos de arañas por trampa en cada estación y tratamiento estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	<i>47</i>
<i>Tabla 7. Densidad de individuos y de especies de arañas por trampa en cada tratamiento estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (C: Trampas de Caída; G-v: G-vac).....</i>	<i>47</i>
<i>Tabla 8. Porcentaje de complementariedad entre los diferentes sistemas presentes en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina).....</i>	<i>52</i>
<i>Tabla 9. Porcentaje de similitud (de Bray-Curtis) entre cada una de las columnas, con orientación Este-Oeste (a) y Norte-Sur (b) en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina).....</i>	<i>57</i>
<i>Tabla 10. Porcentaje de disimilitud de especies de arañas para cada unos de los casos considerados en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	<i>61</i>
<i>Tabla 11. Gremios de arañas presentes en cada tratamiento estudiado, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	<i>62</i>
<i>Tabla 12. Porcentaje de disimilitud (índice Bray-Curtis) de los gremios de arañas entre lotes (L1...L20) en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (Ct.: control)</i>	<i>64</i>
<i>Tabla 13. Porcentaje de disimilitud (índice Bray-Curtis) de gremios entre casos considerados en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	<i>64</i>

ANEXO	98
--------------------	-----------

<i>Tabla I. Variables total (a) y estacional (b) de la estructura vertical, horizontal, climáticas y otras, consideradas para el análisis de los lotes pertenecientes a un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)</i>	<i>98</i>
<i>Tabla II. Lista de Familias, especies y morfoespecies con sus abundancias, halladas en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (P: primavera; V: verano; O: otoño; I: invierno; A: agrícola; G: ganadero; Ct.: control; G-v.: G-Vac; C.: trampas de caída)</i>	<i>100</i>

3-RESUMEN

La biodiversidad es una característica compleja de los sistemas biológicos que se manifiesta a distintas escalas espaciales y temporales. En la actualidad, la fragmentación del hábitat es considerada una de las mayores amenazas para la biodiversidad y es un proceso complejo, donde la acción antrópica produce transformación de comunidades originales, introducción de cultivos generando sistemas homogéneos y más espacios en sucesión, afectando la composición de especies y las frecuencias de las mismas. Un sistema agropastoril, donde se combinan actividades agrícolas y ganaderas en un mismo sitio con fines productivos, impactan sobre la diversidad, donde ambos sistemas traen aparejado una serie de actividades y generan constantes cambios al ambiente (como aplicación de insecticidas, actividades de laboreo y labranzas en los sistemas de cultivos, pastoreo y pisoteo en sistemas con ganado). Estos constituyen disturbios que alteran la estructura de poblaciones y comunidades, cambiando los niveles de recursos disponibles y el ambiente físico.

Las arañas son utilizadas como indicadores de hábitat, ya que sus comunidades han mostrado ser fuertemente influenciadas por el tipo de hábitat y el patrón en el uso de la tierra. Son unos de los grupos dominantes de los sistemas terrestres y su entera dependencia de la depredación como estrategia trófica las convierte en organismos excepcionales, cumpliendo una destacada función en la regulación de las poblaciones de artrópodos. Se estima que sistemas de cultivos complejos albergan más especies que los hábitats agrícolas simplificados. Los sistemas con asociaciones heterogéneas de plantas poseen más biomasa y recursos alimenticios, tendiendo hacia ambientes permanentes en el tiempo y estableciendo comunidades más estables, que le confieren la propiedad de ser ambientes que pueden recuperarse después de una perturbación.

Frente a los escasos estudios sobre la diversidad de arañas en sistemas agropastoriles para la región, se plantearon los siguientes objetivos e hipótesis a lo largo de la investigación: a) *Realizar un inventario de arañas lo más completo posible asociadas a diferentes cultivos y pasturas en un sistema agropastoril en la provincia de Santa Fe*, b) *Evaluar la diversidad alfa y beta de la comunidad de arañas asociada a un sistema agropastoril en término de abundancia y riqueza de especies*, c) *Comprobar si existe un gradiente de cambio en la comunidad de arañas en áreas naturales sin disturbio (relictos de bosque), en parcelas cultivadas y con ganado en sistemas agropastoriles* y d) *Determinar qué diseños de parcelas cultivadas y con ganado favorecería a mantener una elevada diversidad de arañas útiles para la agricultura*. Para ello se postularon tres hipótesis: 1) *Ambientes agrícolas altamente perturbados (áreas de pastura) tienen una diversidad y densidad de arañas menores que*

áreas naturales sin disturbio o parcelas cultivadas en un sistema agropastoril. 2) Existe un gradiente de diversidad y densidad de arañas desde áreas naturales sin disturbio (relictos de bosque) hacia áreas cultivadas y de pasturas en un sistema agropastoril. 3) La diversidad de arañas en una parcela cultivada en un sistema agropastoril es mayor dependiendo de la heterogeneidad de las parcelas circundantes.

Los muestreos se llevaron a cabo en el predio de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Reconquista (Dpto. General Obligado) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), (29°11'S - 59°52'W), Santa Fe, Argentina. Se seleccionaron 20 lotes entre aquellos con agricultura (compuestos principalmente por cultivos de algodón, soja, girasol, entre otros) y ganadería. En cada lote se trazaron dos transectas de 100 m de longitud, separadas entre sí por 100 m; definiéndose 12 lotes con transectas de orientación Norte-Sur, 8 lotes con transectas de orientación Este-Oeste, y una transecta en un bosque nativo utilizado como control (representada por árboles y arbustos como: chañar, algarrobo, jacarandá, paraíso, duraznillo, etc.). Los muestreos se realizaron estacionalmente durante un año, iniciando en la primavera de 2009 y finalizando en el invierno de 2010, mediante dos técnicas de muestreo para recolectar las arañas del suelo y sobre la vegetación: trampas de caída (pitfall) y aspiraciones con un G-Vac (garden-vaccum), respectivamente. En cada transecta se realizaron 10 aspiraciones y se colocaron 10 trampas de caída separadas por 10 m en cada transecta, manteniéndose activas por 7 días. El material recolectado fue conservado con alcohol etílico al 70% y trasladado al laboratorio para su acondicionamiento, donde se generó una base de datos de imágenes digitales y se registraron mediante planillas electrónicas cada una de las especies/morfoespecie reconocidas. Se analizó la riqueza de especies mediante curvas de acumulación y de rarefacción basadas en muestras e individuos y se evaluó la riqueza de especie estimada por medio de diferentes estimadores no paramétricos. Se estimó la diversidad verdadera para cada tratamiento y se analizó la estructura de la comunidad en términos de la abundancia proporcional de cada especie mediante modelos matemáticos; para los análisis se utilizaron los programas BioDiversity Pro versión 2, EstimateS 8.2.0 y PAST versión 2.16. Se consideraron variables de la estructura horizontal y vertical, y climáticas para los análisis de ordenación por medio de un escalamiento no métrico multidimensional por medio del programa PC-ORD versión 6.0. Para el gradiente de cambio se utilizó un análisis de ordenación polar y para testear la hipótesis 3, se evaluaron cuatro casos diferentes entre los lotes. Además se analizó la estructura de gremios para cada tratamiento y a nivel estacional.

En total se recolectaron 15.451 arañas pertenecientes a 29 familias, de las cuales 14.752 pudieron ser analizadas y pertenecieron a 222 especies/morfoespecies. El inventario obtenido fue muy completo, superando el 90% de completitud en todo el sistema estudiado. La familia Araneidae constituyó el grupo más abundante de todo el sistema agropastoril, seguido por las familias Lycosidae, Philodromidae, Oxyopidae y Salticidae en sistemas cultivados y ganaderos, mientras que en el control protagonizaron las familias Tetragnathidae y Anyphaenidae. De acuerdo a la diversidad verdadera, los sistemas ganaderos y control mostraron la mayor riqueza y diversidad de especies. La densidad de individuos y de especies fue significativamente mayor en ambientes naturales (control), seguida en sistemas con presiones de disturbio menores (ganado) y menor densidad en sistemas cultivados. A nivel estacional, la densidad de individuos y de especies se diferenció significativamente entre la mayoría de las estaciones indicando como las características de cada estación condicionan a la comunidad de arañas. Cada técnica de muestreo registró porciones diferentes de la comunidad de arañas, mostrando diferencias más marcadas en el caso de los sistemas con ganado, donde el estrato herbáceo fue más rico y abundante. Estos resultados podrían estar indicando que ambientes naturales contienen una mejor diversidad de arañas ya que las presiones de disturbio son casi nulas, seguido de sistemas ganaderos y por último sistemas cultivados, donde las prácticas de laboreo entre otras acciones de disturbio impactan sobre las especies de arañas. Los análisis de ordenamiento indicaron que los lotes con diferentes tratamientos (ganado vs. agrícola) tienen comunidades de arañas particulares y diferentes entre ellos, pudiendo algunas variables de la vegetación y climáticas explicar algunos de estos ensamblajes. Al descomponer la diversidad total (gamma), se obtuvieron valores de recambios más altos a nivel estacional, seguido por el tipo de lote y estrato (de suelo y herbáceo); indicando que estas mediciones de partición son apropiadas para conocer como la diversidad es distribuida geográficamente dentro del sistema y ser base para futuros programas de conservación regional. Se obtuvo un gradiente de cambio de la diversidad y abundancia de las comunidades de arañas, desde ambientes con mayor heterogeneidad ambiental (ambientes naturales) a aquellos más homogéneos (ganado y cultivos), presentando el gradiente dos orientaciones, uno de Este a Oeste y otro de Norte a Sur. Los perfiles de diversidad para los casos analizados, mostraron que lotes con ganado obtuvieron mayor diversidad que sitios cultivados, y los análisis de similitud arrojaron valores altos para el caso 2 (sistemas homogéneos con cultivo) diferenciándose estadísticamente de los otros casos. El mismo patrón sucedió a nivel de gremios entre los casos 2 y 4. En total se registraron ocho gremios, donde los gremios “Otras cazadoras”,

“Tejedoras de telas orbiculares” y “Cazadoras corredoras de suelo” estuvieron altamente representados en los tratamientos.

Los resultados demostraron que los valores de densidad de individuos y de especies obtenidos en el sistema agropastoril no comprueban la primera hipótesis propuesta, debido a que los sistemas con ganado presentaron una mayor diversidad de especies que el sistema agrícola. Se demostró que existió un gradiente de cambio de la comunidad de arañas en el sistema agropastoril estudiado, cambiando la comunidad desde ambientes heterogéneos hacia homogéneos, es decir desde ambientes naturales (control) hacia lotes con ganado y finalmente a lotes agrícolas. Finalmente, la última hipótesis fue comprobada al evidenciar que lotes cultivados rodeados por lotes ganaderos o mixtos, presentan una alta diversidad y mayor abundancia de arañas, asegurando una mayor diversidad de especies en diseños que presentan mayor heterogeneidad del paisaje. Podemos concluir que los sistemas agropastoriles presentan una comunidad de arañas abundante, rica y diversa en especies, condicionada por los diferentes disturbios que acontecen en cada sistema productivo. Ello nos lleva a proponer que diseños que involucren lotes cultivados y con ganado, y otras combinaciones, van a lograr aumentar la complementariedad entre los sistemas, generando diseños espaciales heterogéneos y permitiendo el desarrollo de una comunidad de arañas más diversa y abundante que posiblemente tenga un mejor impacto sobre el control de los artrópodos plaga.

4-ABSTRACT

Biodiversity is a complex feature of biological systems that manifests different spatial and temporal scales. Currently, habitat fragmentation is considered one of the greatest threats to biodiversity, and is a complex process, where human action produces transformation of original communities, introducing crops that generate homogeneous systems and more spaces in succession, thus affecting frequencies and species composition. An agro-pastoral system, where agricultural and livestock activities are combined in one place for productive purposes, impacts over the diversity. Both systems brought about a series of activities, and generate constant changes to the environment (such as application of insecticides, tillage and cultivations in the systems of crops, grazing and trampling on systems with livestock). These are disturbances that alter the structure of populations and communities, changing the levels of resources available and the physical environment.

Spiders are used as indicators of habitat, since their communities have shown to be strongly influenced by the habitat type and pattern in the use of the land. They are one of the dominant groups of terrestrial systems and its whole dependence of predation as a trophic strategy makes them as exceptional organisms that play a prominent role in regulating populations of arthropods. It is estimated that complex farming systems have more species than agricultural habitats simplified. Systems with heterogeneous associations of plants have more biomass, food resources, tending toward permanent environments in time, establishing more stable communities, which gives the property be environments that can recover after a disturbance.

Facing a few studies on the diversity of spiders in agropastoral systems for the region, We raised the following objectives and assumptions throughout the research: a) to make an inventory of spiders of the most complete possible associated with different crops and pastures in an agro-pastoral systems in the province of Santa Fe, b) to evaluate alpha and beta diversity of spider community associated to an agro-pastoral systems in term of abundance and species richness, c) to check whether there is a gradient of change in the spider community in undisturbed natural areas (forest fragments) in cultivated plots and with cattle agro-pastoral systems and d) to evaluate which designs cultivated plots would promote to maintain a high diversity of spiders useful for agriculture. We postulated to test three hypotheses: 1) High disturbed agricultural environments (pastures) have a diversity and density of spider lesser than natural areas without disturbance, or than cultivated in an agro-pastoral system. 2) There is a gradient of spider diversity and density from natural areas non disturbed (relict forest) to cultivated and pastures in an agro-pastoral system. 3) Spider

diversity in a cultivated in an agro-pastoral system is higher depending on the heterogeneity of the surroundings.

Samplings were carried out on the Experimental Station of Agriculture (EEA) Reconquista (General Obligado Department) of the National Institute of Agricultural Technology (INTA), (29°11'S - 59°52'W), Santa Fe, Argentina. We selected 20 plots among those with agriculture (composed mainly of cotton, soybean, sunflower, and others) and livestock, where two transects of 100 m in length, separated by 100 m, in each plot, defined 12 plots with transects in North-South orientation and 8 plots with transects of East-West orientation and with one transect in a native forest, the control (represents by trees and shrubs as chanal, algarrobo, green ebony tree, silver berry, chilca, willow-leaved jessamine, etc.). The sampling was done seasonally during one year, starting in the spring of 2009 and ending in the winter of 2010. Two techniques of sampling to collect spiders from the soil and on vegetation were used: pitfall traps and suction samples by a G-Vac (garden-vacuum), respectively. In each transect, 10 suction samples were made, and we placed 10 pitfall-traps separated by 10 m in each transect, with an activity of seven days. Collected material was preserved in ethyl alcohol 70% and was transported to the laboratory for its conditioning, where we generated a database of digital images of each species/morphospecies recorded and we reported the abundance of each one in spreadsheets. The species richness was analyzed by accumulation and rarefaction curves based on samples and individuals and we assessed the estimated species richness through different non parametric estimators. True diversity was estimated for each treatment and we analyzed the community structure in terms of the proportional abundance of each species using mathematical models. The analyses were done using different software: BioDiversity Pro versión 2, EstimateS 8.2.0 and PAST version 2.16. We considered several variables in the study: climatic and other of the vertical and horizontal structure of vegetation. For ordination analysis we used a non-metric multidimensional scaling through the program PC-ORD version 6.0. A Polar Ordination analysis was used to evaluate the gradient of change, and to test the third hypothesis we evaluated four different cases between plots. In addition, we discussed the guild structure for each treatment and by season.

In total, 15.451 spiders were collected, belonging to 29 families, witch 14.752 were analyzed and belonged to 222 species/morphospecies. The inventory was obtained very complete, over 90% of completeness throughout the studied system. The Araneidae family constituted the most abundant group of all agropastoral system, followed by Lycosidae families, Philodromidae, Oxyopidae and Salticidae in cultivated and livestock systems, while in the

starred in control Anyphaenidae and Tetragnathidae families. According to the true diversities, livestock systems and control showed the highest species richness and diversity. Individuals and species density were significantly higher in natural environments (control), followed by systems with pressures less disturbance (cattle) and lower density in crop plots. A seasonal level, the density of individuals and species differed significantly among most stations indicating the characteristics of each station to determine the spider community. Each sampling technique recorded different portions of the spider community, that showing marked differences in the case of livestock systems where the herbaceous layer was richer and abundant. These results would indicate that natural environments contain a better spider diversity already disturbance pressures are almost nil, followed by livestock systems and finally cultivated systems, where tillage practices among other disturbance impact on species of spiders. The ordination analysis indicated that plots with different treatments (cattle vs. agriculture) had a particular and different spider community among them, with several vegetation variables and climatic explaining those assemblies. The partition of the total diversity (gamma), showed that the highest turnover was produced by the seasons, following by the types of plots and the stratum (from soil and herbaceous); indicating that these measurements of partition are appropriate for the diversity is distributed geographically in the system and to be the basis for future regional conservation programs. A gradient of change in diversity and abundance of spider was obtained, from environments with greater environmental heterogeneity (natural environments) to those more homogeneous (livestock and crops), gradient presenting two orientations: one from East to West and another South to North. Diversity profile of the cases analyzed showed that plots with livestock obtained the greater spider diversity than the cultivated cases and similarity analysis threw high values for case 2 (homogeneous crop systems), and these showed statistically differences with respect to other cases. The same pattern happened at guild level between cases 2 and 4. Total of eight guilds were recorded, where the guilds of "Other hunters", "Orb webs weavers" and "Ground hunters" were highly represented in the treatments studied.

The results showed that individuals and species density values obtained in the agro-pastoral system did not test the first proposed hypothesis, since the livestock systems presented a higher species diversity that agricultural systems. It showed that there was a gradient of change in the spiders community in the studied agro-pastoral system, changing the spider community from heterogeneous environments to homogeneous ones, i.e. from natural environments (control) until livestock plots and finally to agricultural plots. Finally, the latter hypothesis was tested because of cultivated plots surrounded with cattle or mixed plots had a

high spider diversity and greater abundance of spiders, ensuring a greater biodiversity of species in designs that present greater landscape heterogeneity. We can conclude in this thesis that the agro-pastoral systems present an abundant, rich and diverse spider community, conditioned by the different disturbances that occur in each production system. This leads us to propose that designs involving cultivated plots with livestock and other combinations, increasing complementarily between the systems, producing more heterogeneous spatial designs allow the development a more diverse and abundant spider community that probably have a better impact on the control of pest arthropods.

5-INTRODUCCIÓN

El término biodiversidad se acuñó a fines de la década del 80 y significa diversidad o variedad biológica (Moreno 2001; Magurran 2004). La biodiversidad comprende a todas las especies, las cadenas alimentarias y patrones biológicos en un medio ambiente, abarcando sistemas tan pequeños como un microorganismo hasta grandes niveles de paisaje o regiones geográficas. Tradicionalmente se han distinguido tres componentes de la diversidad de especies, alcanzando diferentes escalas: diversidad *alfa* (α) o diversidad local (número de especies presentes en un lugar), diversidad *gamma* (γ) o diversidad regional (número de especies del conjunto de sitios que integran un paisaje) y diversidad beta o diferenciación (β), que es la relación entre la diversidad alfa y gamma (diversidad entre hábitat). Su utilización permite cuantificar la diversidad y descubrir los factores o variables a las que están asociadas la diversidad de especies y a distintas escalas espaciales (Halffter & Moreno 2005).

El concepto de biodiversidad ha crecido con la percepción de su pérdida debido al creciente impacto humano y mala gestión del medio ambiente (Wilson 1997). Tanto a escala local, regional o global, la diversidad biótica se encuentra reducida por un incremento del estrés ambiental y por la disminución de la heterogeneidad ambiental (Erwin 1996). La diversidad actual es el resultado de un complejo e irreplicable proceso evolutivo que trasciende el marco de estudio general de la Ecología (Moreno 2001). Su estudio ha adquirido mayor relevancia en los últimos años debido a su posible relación con el funcionamiento de los ecosistemas (a través de procesos tales como la productividad y la estabilidad) y por su modificación como resultado de las actividades humanas (Maclaurin & Sterelny 2008).

La diversidad biológica puede ser analizada en tres componentes (Magurran 2004): diversidad genética (diversidad dentro de la especie), diversidad de especies (número de especies) y diversidad ecológica (diversidad de comunidades). Por ello, la medición y conservación de la biodiversidad es una temática de fundamental preocupación en el mundo (Shmida & Wilson 1985; Whittaker *et al.* 2001; Linke & Norris 2003) e implica una tarea difícil, ya que hay varias causas (ecológicas, históricas, etc.) que pueden afectar diferentes aspectos de la diversidad, a diferentes escalas espaciales (parches, hábitat, paisajes, ecosistemas, regiones biogeográficas), en diferentes extensiones geográficas (local,

regional, global), y en diferentes grupos de organismos (especies, taxones de alto rango, gremios).

La riqueza de especies es una medida natural y simple para describir la comunidad y la diversidad regional (Magurran 1988) y es básica para comparar entre sitios. Medir la riqueza de especies es objetivamente esencial en estudios de comunidades ecológicas y de conservación (Magurran & McGill 2011), y la riqueza de especies puede ser una consecuencia determinística de los factores ambientales locales y del *pool* regional de especies (Sax 2002).

La actual crisis de la biodiversidad está manejada por los cambios físicos del ambiente como un resultado de las actividades humanas, y estas actividades afectan a los organismos a través de la pérdida del hábitat y la fragmentación (Hunter 1996; di Castri & Younes 1996; Isaacs *et al.* 2009). La fragmentación del hábitat ocurre cuando hábitats continuos están parcialmente aislados, dejando remanentes de ellos dentro del paisaje alterado. Conservar estos remanentes del hábitat es complejo porque modifica las diversidades alfa y beta e implica el establecimiento de nuevas condiciones, de nuevos ensamblajes y la posible desaparición de otros. Sumado a esto, los permanentes disturbios como el pastoreo, la explotación de la madera, la alteración de los regímenes de fuego, la influencia de pesticidas y los contaminantes orgánicos, y la invasión de plantas y animales exóticos aumentan la pérdida de la biodiversidad (Landsberg & Wylie 1983; Abensperg-Traun 1992; Bromham *et al.* 1999).

Actualmente se considera que la diversidad es función de la frecuencia y la magnitud de los disturbios a los cuales las comunidades están sujetas. Desde el punto de vista ecológico las alteraciones constituyen “disturbios”. Los disturbios son factores constitutivos de los ecosistemas que interrumpen la estabilidad de la comunidad y modelan su estructura, actuando a distintas escalas, generando heterogeneidad en el espacio y el tiempo (Sousa 1984; Pickett & White 1985; Begon *et al.* 1995; Rosenzweig 1995). Ellos son componentes importantes de muchos ecosistemas y las variaciones en los regímenes de disturbio pueden afectar la estructura y el funcionamiento de sus comunidades. El hombre, a su vez, puede actuar impidiendo o aumentando la ocurrencia de los disturbios naturales, o provocando a través de sus actividades nuevos disturbios.

De acuerdo con Altieri (1999), el nivel de regulación interna de las funciones del ambiente en los agroecosistemas es parcialmente dependiente de la diversidad de las plantas y de los

animales; teniendo en mente que la biodiversidad favorece a la producción de ciertos servicios ecológicos incluyendo el reciclaje de nutrientes, la regulación del microclima y de los procesos hidrológicos locales, la supresión de organismos indeseables y la detoxificación de químicos nocivos.

La agricultura moderna impacta transformando los ecosistemas naturales en áreas cultivadas (agroecosistemas), que son manejados por el hombre para producir alimentos, bienes y servicios ecosistémicos (Wood *et al.* 2000). La intensificación de la agricultura y la silvicultura durante el siglo pasado se ha traducido en una pérdida sin precedentes de los hábitats naturales y en un aumento de las distancias entre los remanentes de las áreas fragmentadas. Al mismo tiempo, la intensificación ha resultado en un aumento en la frecuencia de las perturbaciones (Verhoef & Morin 2010). Los diferentes manejos y herramientas empleadas para la producción de cultivos, el empleo de pesticidas asociados, las labranzas utilizadas para controlar malezas y mejorar la textura del suelo para la germinación de las semillas, son algunos de los retos de la agricultura actual (El Titi & Ipach 1989). Estos hábitats disturbados están poblados por una fauna numerosa de invertebrados y los estudios a gran escala (Wardle *et al.* 1999; Kladviko 2001) han proporcionado revisiones generales de los efectos de los cultivos sobre los invertebrados; resultando una reducción en la abundancia y diversidad de especies con el incremento de las parcelas cultivadas. Por ejemplo, el impacto de pesticidas sobre la fauna de invertebrados en diferentes tipos de ecosistemas ha sido ampliamente documentado (Minervino 1996; Benamú *et al.* 2007; Liljesthröm *et al.* 2002; Stark & Banks 2003; Maloney *et al.* 2003; Teodorescu & Cogálniceanu 2005; Benamú *et al.* 2013). Los estudios argumentan que la aplicación de pesticidas afectan no solo a las especies objeto de control, sino también causan la mortandad de otros grupos de organismos, provocando una reducción de la riqueza de especies (Teodorescu & Cogálniceanu 2005).

Otra de las actividades manejadas por el hombre con fines productivos y que impactan sobre la biodiversidad y modifican los sistemas naturales es la ganadería (actividad agraria consistente en la cría de animales para la obtención de carne, leche, pieles, etc.). Una de las ventajas de esta actividad, es que permite la utilización de tierras no muy aptas para la agricultura y contribuye al equilibrio ecológico ya que los animales devuelven al suelo mediante excretas gran parte de la fertilidad de las plantas que consumen. El pastoreo logra mantener una alta diversidad de especies en pastizales naturales debido al consumo que ejercen sobre las especies dominantes de la comunidad (Milchunas *et al.* 1988; Perevolotsky

& Seligman 1998; Knapp *et al.* 1999). En contraposición, los grandes herbívoros influyen sobre la estructura de la vegetación removiendo una gran proporción de la biomasa aérea de los pastizales, produciendo efectos directos e indirectos sobre la dispersión, establecimiento, crecimiento y reproducción de las plantas (Belsky 1986; Collins 1987; Nai-Bregaglio *et al.* 2002). Por lo tanto, la diversidad de especies no siempre es incrementada por el pastoreo y depende, entre otras cosas, del tipo de herbívoros y de la intensidad de la herbivoría (Milchunas & Lauenroth 1993), de la escala espacial y temporal considerada (Hobbs & Huenneke 1992; Anderson & Briske 1995), de las condiciones del suelo y del clima (Milchunas *et al.* 1988; Hobbs & Huenneke 1992).

A su vez, el efecto del ganado sobre los invertebrados se manifiesta a través de la forma en que modifican la vegetación, perturbando los recursos y sitios disponibles para la fauna, sobre todo cuando ésta se encuentra determinada por la composición y estructura de la vegetación (García *et al.* 2010). Por lo tanto, el pastoreo puede causar efectos dramáticos sobre la fauna de invertebrados, limitando la dispersión o impidiendo la migración de las especies, generando cambios en el paisaje y alteraciones del medio ambiente (Bromham *et al.* 1999) modificando el uso del suelo, disminuyendo la biomasa, disminuyendo su capacidad de infiltración, aumentando la escorrentía y promoviendo la erosión; además de modificar el microclima del suelo, cambiando su humedad, los niveles de insolación y exposición (King & Hutchinson 1983; Neave & Tanton 1989).

Frente a los problemas de sustentabilidad en los sistemas productivos que se dan en nuestros tiempos, surge la *agroecología* como disciplina que permite entender los problemas agrícolas en términos holísticos y desde una perspectiva ecológica. La agroecología ofrece una serie de principios para el manejo sustentable de los agroecosistemas, entre los que se puede destacar la diversificación vegetal y animal a nivel de especies o genética en tiempo y en espacio. Los agroecosistemas son sistemas dinámicos sujetos a diferentes tipos de manejo y pueden aumentar su diversidad de especies al generar sistemas más diversificados. Esto mismo se apoya sobre la *Hipótesis de la heterogeneidad de hábitat*, que establece que sistemas de cultivos complejos albergan más especies que los hábitats agrícolas simplificados (Altieri & Letourneau 1982; Williams *et al.* 2002). Los sistemas con asociaciones heterogéneas de plantas poseen más biomasa, recursos alimenticios y persistencia temporal; por lo tanto poseen más especies de insectos asociadas que los sistemas de monocultivo; asimismo las variaciones en el paisaje determinan el grado de

heterogeneidad característica de cada región agrícola y permiten un aumento y, mantenimiento de la diversidad de especies (Altieri 1999).

Anderson & Danielson (1997) y Aauri & de Lucio (2001) entre otros, postulan que el poder reconocer patrones de diversidad en paisajes modificados por el hombre es importante ya que varios elementos de paisaje se han reconocido como fundamentales para la persistencia de grupos particulares de organismos. Por ejemplo, las barreras rompevientos alrededor de un cultivo o los parches de bosque naturales próximos a ellos se piensan que facilitan la reproducción o dispersión para varios grupos (Bennett 1991).

Los invertebrados son elementos ideales para estudiar el efecto de los disturbios sobre hábitat fragmentados. Ellos son un importante componente de los ecosistemas nativos, son sensibles a los cambios en el hábitat y son fáciles de muestrear en gran número (Bromham *et al.* 1999). Los artrópodos se hallan en todos los ecosistemas, con múltiples características, adaptaciones y estrategias de vida. Los insectos ocupan el primer lugar a nivel de riqueza de especies, ocupando el segundo puesto las especies de artrópodos no insectiles (Speight *et al.* 2008), por tanto, todos estos atributos hacen ideal su utilización como elementos de estudio.

Las arañas, grupo megadiverso a escala global (Cardoso *et al.* 2011), son los depredadores generalistas esenciales en los ecosistemas terrestres. Las arañas representan uno de los grupos faunísticos más diversos del Reino Animal, actualmente con 43.678 especies en 3.898 géneros distribuidos en 112 familias (Platnick 2013). En las redes tróficas, las arañas tienen un rol depredador tanto de vertebrados como de otros artrópodos, siendo estos últimos a menudo identificados como especies plagas. Por esto, en los agroecosistemas, se las considera enemigos naturales de insectos perjudiciales, al tiempo que sirven de alimento para otros depredadores (Whitcomb 1980).

La composición de especies de arañas dentro de un hábitat, está íntimamente influenciada por la arquitectura de la vegetación y la diversidad del paisaje (Isaia *et al.* 2006); por lo que una vegetación estructuralmente compleja soporta un alto número y diversidad de especies de arañas (Hatley & MacMahon 1980). La mayoría de los agroecosistemas no proveen hábitat permanentes para muchas especies de arañas, pero se ha demostrado que la diversidad de arañas se vio incrementada por el uso de bandas sin cultivos, intercultivos, presencia de ciertas malezas, "mulching", labranza cero, de áreas de refugio, zonas de vegetación adyacente natural, etc. (Sunderland & Samu 2000; Isaia *et al.* 2006), ya que

permiten una mayor diversificación y puede ser importante para el control de varias especies plaga en los agroecosistemas (Marc & Canard 1997). También la dominancia de las arañas del gremio tejedoras en sábana y de telas en domo son influenciadas por la estructura y el régimen de manejo del paisaje y su dominancia puede ser considerada como un síntoma de cierto grado de incremento en la homogeneidad del paisaje. En consecuencia, el gremio de las deambuladoras diurnas, las cazadoras al acecho y las tejedoras orbiculares incrementan con la heterogeneidad del paisaje, y las tejedoras en sábana junto con las tejedoras de telas en domo decrecen (Isaia *et al.* 2006).

Los disturbios más importantes en los campos cultivados que influyen sobre esta fauna son las tareas de labranza, uso de pesticidas, actividades relacionadas con la cosecha y el pastoreo (Pommeresche 2004). Las arañas al ocupar distintos microhábitats definidos por la intensidad del manejo, la humedad del suelo, la altura del sitio y de la vegetación sugieren que ellas pueden ser usadas como indicadores de disturbio (Clark *et al.* 2004). Además, como la respuesta de las arañas es de grano muy fino, es decir, a una escala muy pequeña, ellas son sensibles a sutiles diferencias en las condiciones iniciales (Wiens 1989; Uetz 1991; Rypstra *et al.* 1999), por lo que se espera que los cambios causados por los diferentes herbívoros puedan ser reflejados en la fauna de arañas. En consecuencia, las arañas han ganado una amplia aceptación en estudios de biodiversidad y programas de conservación, porque son buenos indicadores de cambios ecológicos (Clausen 1986; Maelfait *et al.* 1990; Tsai *et al.* 2006; Cardoso *et al.* 2011).

Hasta la fecha se han realizado numerosos estudios en Estados Unidos y Europa sobre sistemática y biología de arañas, y sus efectos en diferentes cultivos (Altieri *et al.* 1981; Mansour *et al.* 1983; Alderweireldt 1994; entre otros) y pasturas (Luff & Rushton 1989; Nyffeler & Breene 1990; Gibson *et al.* 1992a y b; Rushton & Eyre 1992; Dennis *et al.* 1998; Duffey 2000). En Argentina, la mayoría de los estudios se han referido a sistemática y biología y en menor medida se ha trabajado sobre la comunidad de arañas en agroecosistemas, como cultivos de trigo, soja, alfalfa, algodón y cítricos (Minervino 1996; Liljesthröm *et al.* 2002; Beltramo *et al.* 2006; Armendano 2008; González *et al.* 2009; Armendano & González 2009; Armendano & González 2011a y b; Benamú Pino 2010; Almada *et al.* 2012; Avalos *et al.* 2013). Estos estudios trataron diferentes aspectos de las arañas en los agroecosistemas, como la diversidad y la abundancia, la distribución estacional, la colonización y el efecto de las arañas sobre insectos plagas.

Desde una perspectiva del manejo, el objetivo de la agroecología es proveer ambientes balanceados, rendimientos sustentables, una fertilidad del suelo obtenida biológicamente y una regulación natural de las plagas a través del diseño de agroecosistemas diversificados y el uso de tecnologías de bajo consumo (Gliessman 1998). El manejo agroecológico debe tratar de optimizar el reciclado de nutrientes y de materia orgánica, cerrar los flujos de energía, conservar el suelo y el agua y balancear las poblaciones de plagas y enemigos naturales. La estrategia consiste en explotar las complementariedades y los sinergismos que resultan de varias combinaciones de cultivos, árboles y animales en arreglos espaciales y temporales diversos (Altieri 1999). Por ello, el poder estudiar un grupo depredador dominante y bioindicador en agroecosistemas, como es el de las arañas, dentro de un sistema agropastoril con diferentes diseños de parcelas cultivadas y de pasturas y de presión de disturbio, puede ser interesante en la búsqueda de combinaciones espacio-temporales diversas y sustentable en sistemas agropastoriles.

Por todo lo anteriormente expuesto y considerando los escasos estudios realizados hasta el momento en nuestro país para sistemas agropastoriles, se estudió la diversidad de la comunidad de arañas en un sistema agropastoril del norte de Santa Fe. Se evaluó la diversidad de arañas y se analizó la presencia de un gradiente de cambio entre cada uno de los sistemas productivos, además de tener en cuenta cómo las diferentes heterogeneidades del paisaje afectan a la comunidad de arañas. Se analizó la composición de un grupo depredador dominante en los sistemas productivos, junto a los elementos característicos y constitutivos del paisaje, que permite desarrollar a futuro programas y planes de conservación, para obtener una producción sustentable y mantener la diversidad biológica en el tiempo y espacio.

A continuación se detallan los objetivos planteados en la presente tesis, junto a sus hipótesis y predicciones establecidas inicialmente.

6-OBJETIVOS E HIPOTESIS

6.1-Objetivo General

Estudiar la diversidad de arañas en un sistema agropastoril que presenta diferentes heterogeneidades de paisaje, con la finalidad de determinar qué diseños de parcelas permiten generar una producción sustentable y mejorar de esta manera el control que ejercen los artrópodos generalistas (arañas) sobre insectos plagas, en el norte de Santa Fe.

6.2-Objetivos Particulares

- Realizar un inventario lo más completo posible de arañas asociadas a diferentes cultivos y pasturas en un sistema agropastoril en la provincia de Santa Fe.
- Evaluar la diversidad alfa y beta de la comunidad de arañas asociada a un sistema agropastoril en término de abundancia y riqueza de especies.
- Comprobar si existe un gradiente de cambio en la comunidad de arañas en áreas naturales sin disturbio (*relictos de bosque*), en parcelas cultivadas y con ganado en sistemas agropastoriles
- Determinar que diseños entre parcelas cultivadas y con ganado favorecería a mantener una elevada diversidad de arañas útiles para la agricultura.

6.3-Hipótesis y Predicciones

Hipótesis 1: *Ambientes agrícolas altamente perturbados (áreas de pastura) tienen una diversidad y densidad de arañas menor que áreas naturales sin disturbio (relictos de bosque) o parcelas cultivadas en un sistema agropastoril.*

Predicción: Las arañas están entre los invertebrados más diversos y abundantes de los ecosistemas terrestres, y son usadas como indicadores para comparar la biodiversidad de varios ambientes y evaluar los efectos de los disturbios sobre la diversidad. La composición de arañas responde a la diversidad de la vegetación y a la complejidad estructural del hábitat, siendo la abundancia local de presas uno de los mayores determinantes de la distribución de ellas (Zon-Ing *et al.* 2006). Por otro lado, el pastoreo y pisoteo son considerados disturbios en los sistemas agropastoriles, afectando negativamente al suelo, impactando sobre la estructura y el microclima del mismo, y también sobre la vegetación del paisaje produciendo cambios en la estructura, reduciendo la cobertura vegetal y, en

consecuencia, disminuyendo la complejidad del hábitat (King & Hutchinson 1983; Neave & Tanton 1989; Warui *et al.* 2005). Por tanto, la diversidad de arañas en los sistemas agropastoriles estará determinada por la propia heterogeneidad del paisaje. De esa manera se espera que la diversidad de arañas sea mayor en ambientes naturales (mayor heterogeneidad ambiental) incluidos en el sistema agropastoril; menor en las parcelas cultivadas (presencia de disturbios), y baja en las parcelas de pasturas donde el disturbio puede ser mayor debido a los efectos del pastoreo y del pisoteo del ganado.

Hipótesis 2: *Existe un gradiente de diversidad y densidad de arañas desde áreas naturales sin disturbio (relictos de bosque) hacia áreas cultivadas y de pasturas en un sistema agropastoril.*

Predicción: La comunidad de arañas está fuerte y predeciblemente influenciada por el tipo de hábitat y patrones de uso del suelo (Uetz 1975; Weeks & Holtzer 2000). Las comunidades de arañas presentan cambios en la diversidad y en la densidad supeditadas por múltiples factores, entre los que podemos mencionar las condiciones ambientales, la heterogeneidad del paisaje agrícola, el ramoneo, el pisoteo, las prácticas de manejo aplicadas sobre el cultivo, etc. Si bien las parcelas cultivadas presentan constantemente disturbios producto de las prácticas antrópicas aplicadas sobre ellas, su intensidad podría ser menor que el impacto ejercido por el pisoteo y el pastoreo sobre las parcelas destinadas a pasturas. Por lo antes mencionado, y teniendo en cuenta que la diversidad y densidad de arañas en un ambiente están influenciadas por el uso de la tierra y la intensidad de los disturbios, se espera que exista un gradiente de cambio en la diversidad y la densidad de arañas entre estas parcelas estudiadas, posiblemente incrementando la diversidad y la densidad desde las parcelas de pastura a áreas naturales (relictos de bosque).

Hipótesis 3: *A mayor heterogeneidad circundante, mayor diversidad y densidad de arañas en los cultivos.*

Predicción: Varios autores han manifestado que el mantenimiento de la diversidad de arañas en los agroecosistemas depende de la complejidad del paisaje y diversidad del hábitat local y el circundante. El grado de heterogeneidad de los ambientes circundantes a los campos cultivados ha demostrado que posee un alto efecto positivo sobre la abundancia

y la riqueza de especies de arañas, como así también el tipo de hábitat circundante (Clough *et al.* 2005; Schmidt *et al.* 2005; Schweiger *et al.* 2005). Por ello la estructura del paisaje, el diseño de las parcelas en un sistema agropastoril, como las prácticas de manejo que se apliquen sobre ellas son factores primordiales para la determinación del ensamble de arañas (Isaia *et al.* 2006). En consecuencia, una parcela cultivada que esté rodeada por una mayor variedad de hábitats diferentes (barreras rompevientos, cortinas forestales, parches, corredores, diseño y tipo de parcelas cultivadas, etc.) presentará una mayor diversidad de arañas que una parcela cultivada rodeada por ambientes circundantes más homogéneos.

En el siguiente diagrama (Fig. 1) se observan las premisas que guiaron el presente trabajo. Al finalizar el desarrollo de la investigación, se observará si las hipótesis fueron testeadas y si corresponde establecer cambios en el siguiente diagrama.

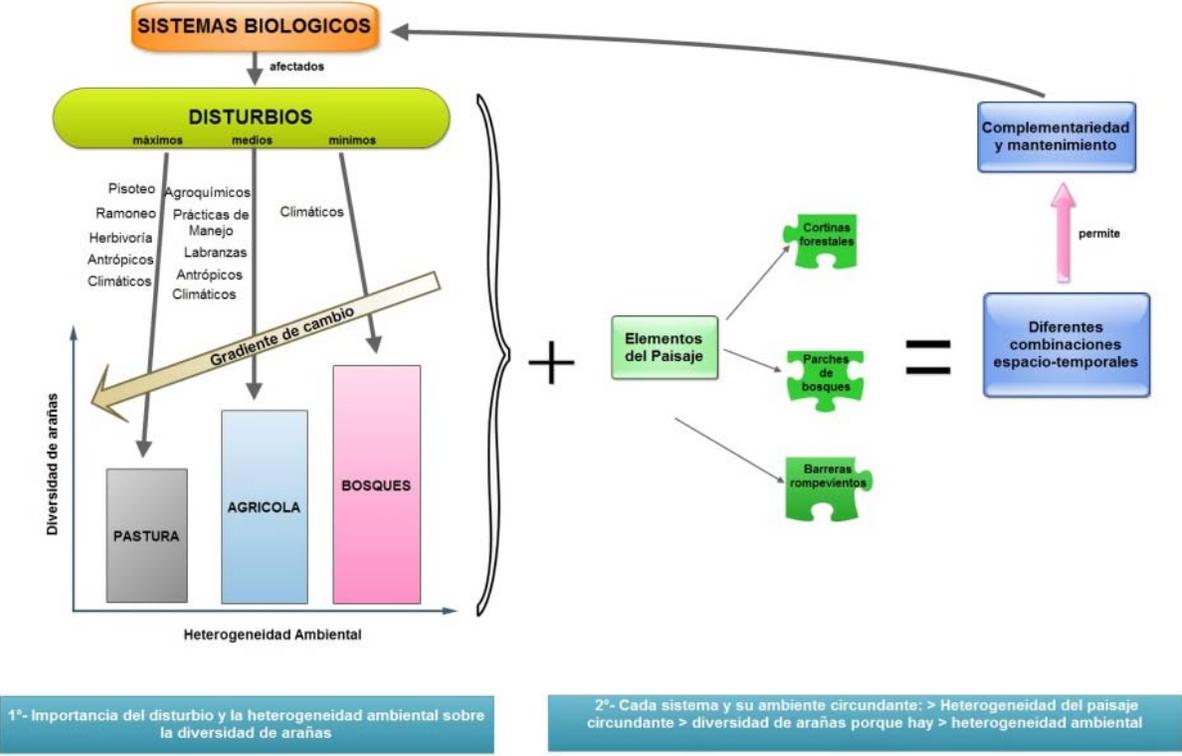


Figura 1. Representación esquemática de las premisas de las tres hipótesis analizadas sobre la diversidad de arañas en un sistema agropastoril

7-MATERIALES Y MÉTODOS

7.1-Área de Estudio

El estudio se llevó a cabo en el predio de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Reconquista del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), (29°11´S - 59°52´ O), Santa Fe, Argentina, que se encuentra a 14 km al Sur de la ciudad de Reconquista, en el Departamento General Obligado (Fig. 2). El predio consta de unas 1.270 ha distribuidas entre lotes cultivados, pastizales con ganado, parches de bosque natural y barreras rompevientos implantadas (eucaliptos, casuarinas, pinos, etc.) (Spontón & Delssín 2005).

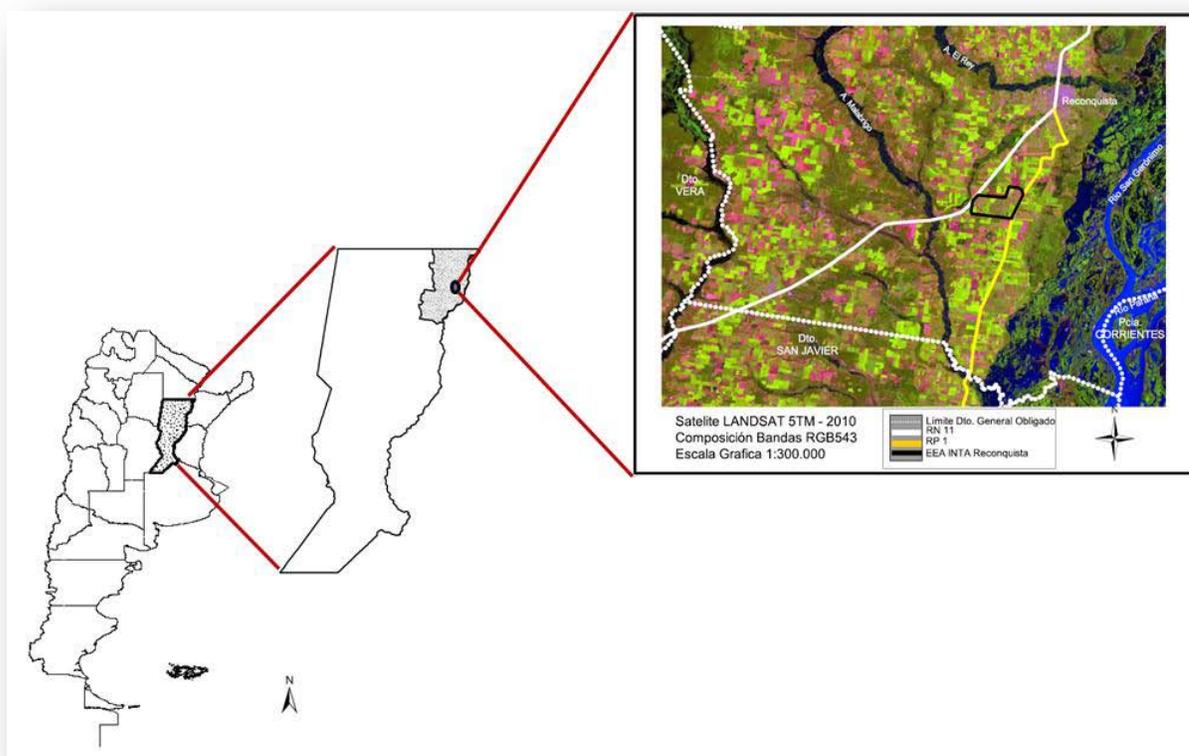


Figura 2. Ubicación geográfica e Imagen satelital de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

El predio está ubicado en el área Fitogeográfica de bosques y esteros del Chaco Húmedo (Pereyra 2003). El clima, según la clasificación de Köppen modificada (Pereyra 2003), corresponde a un tipo Mesotermal húmedo (Templado húmedo) Cfw´a (h), con temperaturas medias anuales altas que superan los 20°C. Las precipitaciones superan los 1.100–1.200 mm anuales, con valores mayores para los meses de verano. La humedad relativa ambiente

es generalmente superior al 75%, o menor con una evapotranspiración potencial del orden de los 1.100 mm, por lo cual la unidad presenta un exceso de agua anual y, ocasionalmente, se verifica un déficit estacional (Pereyra 2003).

La fisonomía predominante de esta región son los pastizales y sabanas. La comunidad clímax de los pastizales está representada por *Elionorus muticus* (Spreng) Kuntze, en asociación con otras gramíneas como *Bothriochloa barbinoides* (Lag.) Herter, *Sorghastrum pellitum* (Hack.) Parodi y *Leptocoryphium lanatum* (Kunth) Nees, entre otras. La sabana presenta una cobertura dispersa de diversas especies de árboles, entre los que se puede mencionar al chañar (*Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart var. *decorticans*), algunos algarrobos (*Prosopis* Spreng.), ñandubay (*Prosopis algarrobilla* Griseb) y la presencia de palmeras (*Trithrinax campestris* (Burmeist.) Drude & Grise, en algunos sectores (Pereyra 2003).

7.2-Descripción de lotes

Los lotes muestreados fueron seleccionados al inicio del estudio, teniendo en cuenta las condiciones necesarias para poder cumplir los objetivos previstos y testear las hipótesis planteadas (Fig. 3). Para ello, se seleccionaron 21 lotes, 15 destinadas a la agricultura y 5 a la ganadería; y uno de bosque chaqueño remanente (vegetación nativa) utilizado como lote control. La mayor parte del predio, estuvo rodeado por barreras rompevientos compuestas por árboles de eucaliptos (*Eucalyptus* sp.), casuarinas (*Casuarina* sp.) y pinos (*Pinus* sp.), excepto en la zona Este que lindaba con la ruta Provincial N°1 (Fig. 4).

Los lotes agrícolas no mostraron ningún arreglo espacial, a excepción del lote 7, que dentro del mismo presentó 2 ha con una plantación de eucaliptos desde el año 1980, que fueron implantados con la finalidad de realizar estudios experimentales; y no sufrió ningún control químico ni mecánico desde el momento de su implantación.

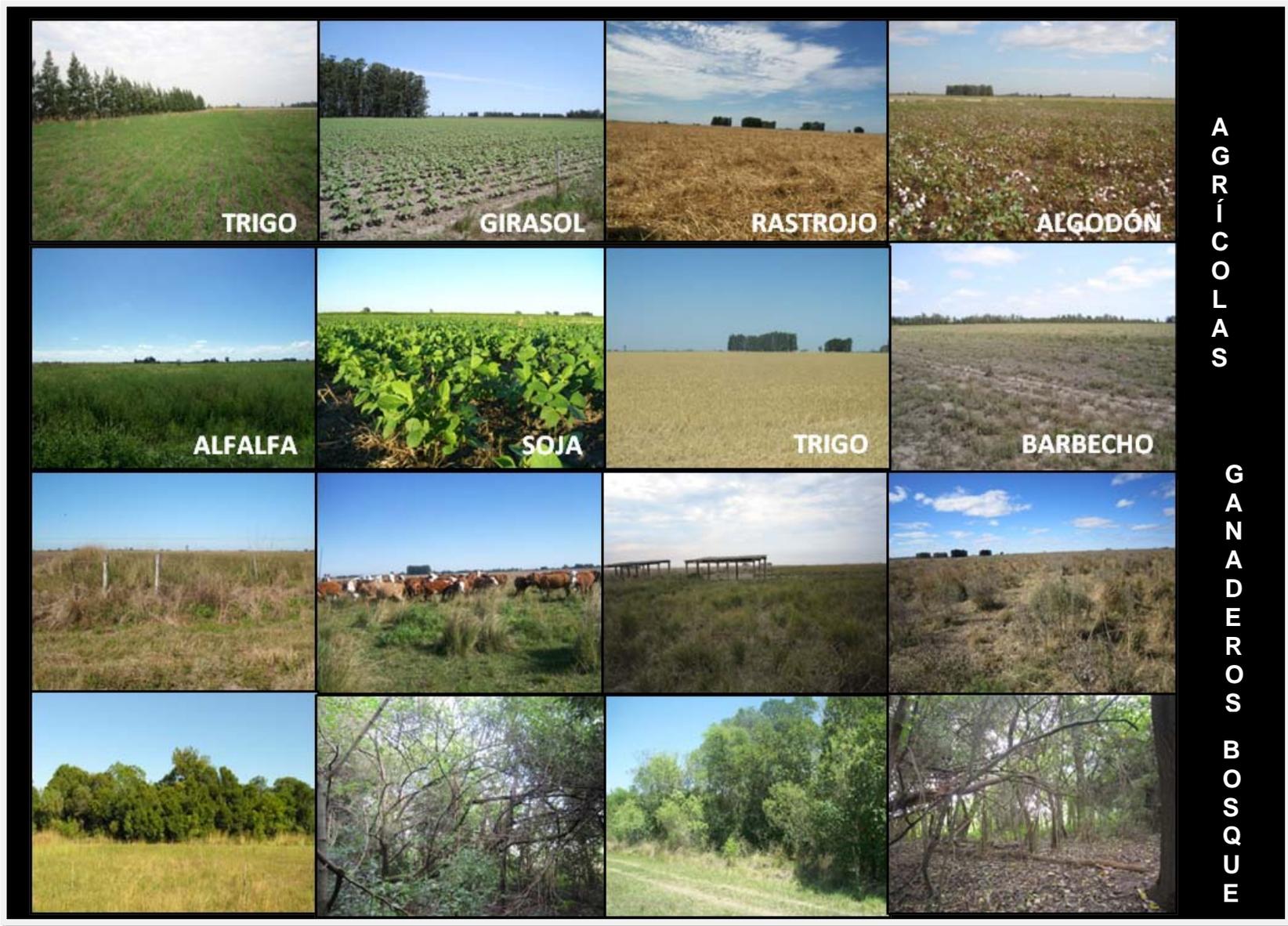


Figura 3. Lotes trabajados en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)



Referencias:

Lotes con Cultivos: 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 y 20

Lotes con Ganado: 5, 9, 10, 11 y 12

C: lote control

Franjas de colores: verde: plantaciones de Casuarinas; naranja: plantaciones de Eucaliptos; celestes: Plantaciones de Pinos.

Figura 4. Lotes presentes en el predio de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

El lote control, estuvo representado por una pequeña superficie de bosque nativo que no ha sido afectada por actividades antrópicas, por lo que se consideró óptimo y representativo para el presente estudio. La vegetación del lote control estuvo representada por árboles como: chañar (*Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart var. *decorticans*), algarrobo negro (*Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron. var. *nigra*), algarrobo blanco (*Prosopis alba* Griseb. var. *alba*), jacarandá (*Jacaranda mimosifolia* D. Don), curupí (*Sapium haemospermum* Müll. Arg.), espina corona (*Gleditsia amorphoides* (Griseb.) Taubert), timbó (*Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong), paraíso (*Elaeagnus angustifolia* L.), mora (*Morus nigra* L.), uña de gato (*Acacia bonariensis* Gillies ex Hook. & Arn.), coronillo

(*Scutia buxifolia* Reissek), tala (*Celtis tala* Gillies ex Planch) y tala negra (*Achatocarpus praecox* Griseb. var. *praecox*). También se encontraron arbustos propios de la región como ser: chilca (*Eupatorium buniifolium* Hook. & Arn.), duraznillo (*Cestrum parqui* L' Hér.) y ligustro (*Ligustrum* sp. L.) entre otros (Pensiero et al. 2005; De la Peña 1994).

Los lotes ganaderos presentaron disturbios relacionados con el pastoreo y estuvieron caracterizados por un ambiente de pajonal silvestre donde la especie dominante fue la “paja amarilla” (*Sorghastrum setosum* (Griseb.) Hitchc.), acompañada por especies forrajeras: *Paspalum notatum* (Flüggé), *P. urvillei* (Steud), *Sporobolus indicus* ((L.) R.Br.) y *Leersia hexandra* (Swartz).

Los lotes agrícolas mayormente fueron rotando sus cultivos de una estación a la siguiente, o de una campaña a la otra, de acuerdo con los cultivos estacionales y las estrategias de manejo establecidas. En la siguiente tabla se muestran los cultivos y las rotaciones establecidas en cada uno de los lotes y por estación del año muestreada entre el 2009 y 2010 (Tabla 1).

Tabla 1. Lotes evaluados en cada estación de muestreo en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

ESTACIONES	LOTES					
Primavera 2009	1	2	3	4	5	
	6	7	8	9	10	
	11	12	13	14	15	16
	17	18	19	20	Control	
Verano 2010	1	2	3	4	5	
	6	7	8	9	10	
	11	12	13	14	15	16
	17	18	19	20	Control	
Otoño 2010	1	2	3	4	5	
	6	7	8	9	10	
	11	12	13	14	15	16
	17	18	19	20	Control	
Invierno 2010	1	2	3	4	5	
	6	7	8	9	10	
	11	12	13	14	15	16
	17	18	19	20	Control	

Referencias:	
Cultivo Girasol	
Cultivo Alfalfa	
Cultivo Algodón	
Cultivo Soja	
Cultivo Trigo	
Pastizal	
Rastrojo	
Barbecho	
Control	

A lo largo del período de estudio los lotes con cultivos agrícolas sufrieron diferentes prácticas de manejo y laboreo, entre las que se destacaron las aplicaciones de agroquímicos y fertilizaciones de acuerdo a los requerimientos de cada cultivo y la estrategia de manejo

aplicada. En la siguiente tabla se registraron las fechas de las aplicaciones y el producto aplicado.

Tabla 2. Fechas de muestreo, aplicaciones de agroquímicos y actividades de laboreo realizadas en cada lote y estación en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Referencias:

Insecticidas	(I)	Lufenuron + Profenofos	500 cc ha ⁻¹
	(II)	Lambdacialotrina	300 cc ha ⁻¹
	(III)	Spinosad	120 cc ha ⁻¹
	(*)	Cipermetrina	100-200 cc
	(**)	Endosulfan	0,8 a 2 l ha ⁻¹
Herbicidas	(***)	Roundup Full II	2 a 4 l ha ⁻¹
	(#)	Saflufenacil 70%	35 gr ha ⁻¹
	(##)	Imazetapir 2 % + glifosato 24 %	3 a 4 l ha ⁻¹
	(O)	Mesulfuron	5 a 10 gr ha ⁻¹
	(OO)	Imazetapir	1 l ha ⁻¹
Pre-emergencia	(●)	Acetoclor + Fluorocloriforme	1 l ha ⁻¹
Fungicidas	(◊)	Pyraclostrobin 13,3% + Epoxiconazole 5%	500 cc ha ⁻¹
Fertilizantes	1)	Fosfato diamónico	50 kg ha ⁻¹
	2)	Complejo Triple 15	50 kg ha ⁻¹
Regulador crecimiento	(Reg. Crec.)	Cloromecuato 75 %	80 cc ha ⁻¹

LOTES		1	3	4	6	8	19	2	7	14	18	20	13	15	16	17	
Sup. Lotes (ha)		25	46	74	45	37	35	34	56	21	49	35	19	46	38	31	
Cultivo		Rastrojo			Barbecho	Trigo	Girasol		Barbecho	Girasol	Rastrojo	Trigo	Alfalfa				
Muestruos		6/10/2009			14/10/2009		6/10/2009		14/10/2009								
Fechas aplicaciones																	
PRIMAVERA	15/03/2009	1 l/ha (***)						1 l/ha (***)		2 l/ha (***)				5 gr/ha (***)			
	2/06/2009													Fertilizante 1			
	1/07/2009															5 gr/ha (0)	
	2/07/2009					5 gr/ha (0) + 1,3 l (***)										100 kg/ha Urea	
	20/07/2009																
	28/08/2009											1 l/ha (***)					
	9/09/2009							3 l/ha (***) + 1 l/ha (*) + 125cc (*)				Fertilizante 1					
	23/09/2009											1,5 l/ha (***) + 1 l/ha (*)					
	2/12/2009			2 l/ha (***)						200 cc (*) y 1 l (**)		50cc (//)					
	10/12/2009	2lt (***) + 35gr (#)				2 l/ha (***) + 35 g (#)		2 l/ha (***)									
Cultivo		Soja					Rastrojo	Barbecho	Girasol	Algodón	Rastrojo	Alfalfa					
Muestruos		23/01/2010	10/02/2010	23/01/2010	21/01/2010	23/01/2010	26/01/2010	25/01/2010	21/01/2010	25/01/2010	21/01/2010	25/01/2010	21/01/2010	25/01/2010			
Fechas aplicaciones																	
VERANO	22/12/2009											800cc (*) + 200 cc (*)					
	5/01/2010					Fertilizante 2											
	11/01/2010	4 l/ha (##)		3 l/ha (##) + 2 l/ha (***)		4 l/ha (***)											
	14/01/2010													2 l/ha (**)			
	22/01/2012													Reg. Crec.			
	26/01/2010					2 l/ha (***) + 150 cc (*)								800 cc (*) + 125 cc (*) + 2 l/ha (***)		125 cc (*) + 2 l/ha (***)	
	9/02/2010													500 cc (//) + 150 cc (*) + 2 l/ha (***)			
	10/02/2010									300cc (//)				Reg. Crec.		300 cc (//)	
Cultivo		Soja					Rastrojo	Soja	Alfalfa	Barbecho	Algodón	Rastrojo					
Muestruos		16/04/2010	5/05/2010	4/05/2010	12/04/2010	5/05/2010	28/04/2010	16/04/2010	12/04/2010	27/05/2010	23/04/2010	28/04/2010	4/05/2010	30/04/2010			
Fechas aplicaciones																	
OTOÑO	4/03/2010																
	15/03/2010							2 l/ha (***) + 150 cc (//)		300cc (//)						300 cc (//)	
	21/03/2010																
	22/03/2010													120 cc (//)			
	26/03/2010	500 cc (o)				500 cc (o)											
	30/03/2010							500 cc (o)									
	31/03/2010	2 l/ha (***) + 120 cc (*) + 500 cc (o)				120 cc (*)		2 l/ha (***) + 150 cc (*)		2 l/ha (***)							
	7/04/2010									2 l/ha (***)						2 l/ha (***)	
	26/04/2010									1 l/ha (OO)		2 l/ha (***)					
Cultivo		Rastrojo					Trigo	Rastrojo	Alfalfa	Trigo	Rastrojo	Trigo	Barbecho				
Muestruos		21/07/2010					20/07/2010	21/07/2010		20/07/2010	3/08/2010	22/07/2010	3/08/2010	23/01/2010			
Fechas aplicaciones																	
INVIERNO	27/05/2010							2 l/ha (***)				2 l/ha (***)				2 l/ha (***)	
	26/06/2010							1,5 l/ha (***) + 10 gr (0)								1,5 l/ha (***) + 10 gr	
	6/07/2010											1,5 l/ha (***) + 10 gr(0)					
	24/07/2010	1 l/ha (*)		1 l/ha (*)													
	27/07/2010			2 l/ha (***)										2 l/ha (***)			

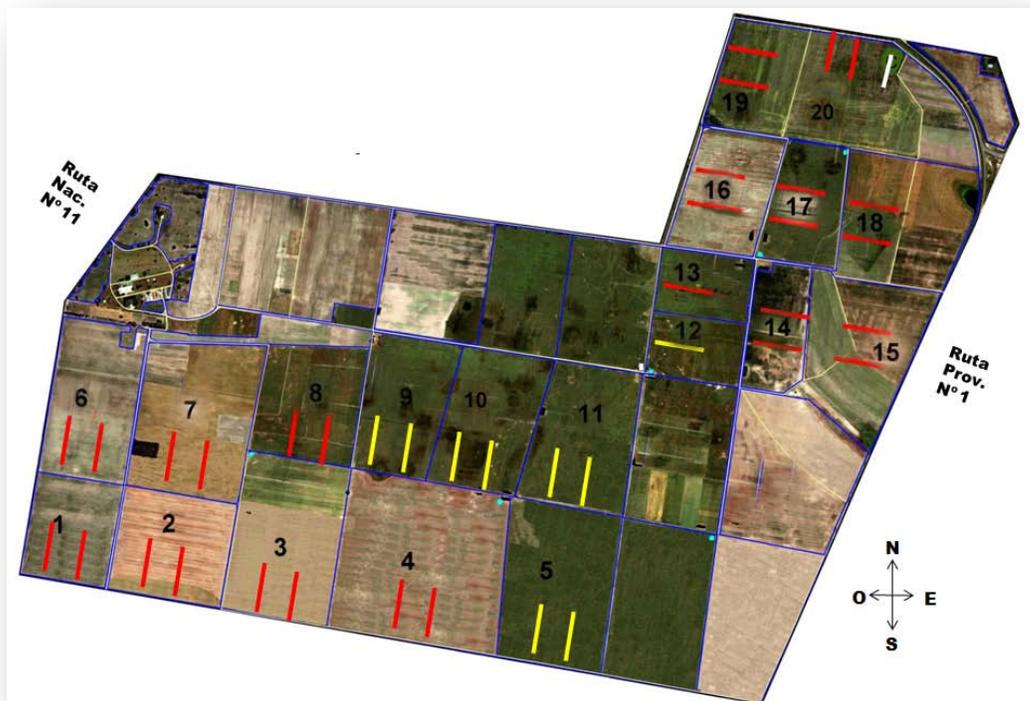
7.3-Muestreo

Los lotes estudiados presentaron dimensiones espaciales variables, 18 con superficies superiores a las 20 ha (considerados grandes) y dos inferiores a 20 ha (considerados pequeños) y el lote control con media ha.

Los muestreos se realizaron estacionalmente durante un año, comenzando en la primavera del 2009 y finalizando en el invierno del 2010. Para los mismos se trazaron dos transectas de 100 m de longitud en los lotes grandes y una en los lotes pequeños, separadas entre sí por 100 m, disponiéndose en la parte media del lote, comenzando desde el borde.

Las transectas en los lotes fueron ubicadas en dos orientaciones para analizar *a posteriori* los diferentes diseños de parcelas a considerar. Además, se tuvo en cuenta la disposición de los cultivos implantados al momento de muestrear. En 12 lotes se ubicaron transectas con orientación Norte-Sur y en 8 con orientación Este-Oeste. En el lote control, se trazó una única transecta de orientación Norte-Sur (Fig. 5).

Se utilizaron dos técnicas de muestreo, trampas de caída (pitfall) para la fauna de suelo y G-Vac (garden-vacuum) para el estrato herbáceo; en ambos casos, la primera muestra se tomó en el borde del lote.



Referencias:

Lotes con Cultivos: 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 y 20

Lotes Ganaderos: 5, 9, 10, 11 y 12

Líneas rojas: Transectas de muestreo de 100 m en lotes con cultivos.

Líneas amarillas: Transectas de muestreo de 100 m en lotes con ganadería.

Línea blanca: Transecta de muestreo de 100 m en lote control.

Figura 5. Lotes y transectas de muestreos en el predio de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

En cada transecta, para el estrato de suelo se colocaron a lo largo 10 trampas de caída separadas entre sí por 10 m, con una actividad de 7 días por estación del año. Las trampas de caída consistieron en recipientes de plástico de 12.2 x 5.2 x 7.5 cm (diámetro superior x profundidad x diámetro inferior), utilizándose como conservante una solución salina (Cloruro de sodio (kg):agua (lt) en proporción 1:8, con gotas de detergente para romper la tensión superficial) (Fig. 6a). Para el estrato herbáceo se tomaron de igual manera 10 muestras sobre la vegetación con un G-Vac (Poulan Pro), que presenta un tubo de 1.10 m de longitud y 12 cm de diámetro, dividido en el medio donde contiene una malla delgada para recolectar las arañas. Cada muestra fue la succión de la vegetación en un área de un metro cuadrado por el término de un minuto (Fig. 6b). La utilización de ambas técnicas de muestreo permitió obtener la mayor representatividad de los grupos de arañas tanto de suelo como sobre la vegetación.



Figura 6. Distintas técnicas de muestreo para la captura de arañas utilizadas en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). a) Trampas de caída (pitfall), b) G-Vac (garden vaccum)

7.4-Actividades de Laboratorio

En el laboratorio se procedió a la limpieza y separación de las arañas de otros artrópodos y restos de vegetales que cayeron en cada muestra, y se conservaron en tubos Eppendorf con sus respectivos rótulos. Las arañas fueron identificadas a nivel de familia y se separaron en especies/morfoespecies y en distintos estados de desarrollo (Fig. 7a).

Debido a las restricciones taxonómicas que conlleva la determinación de las especies, sumado a la falta de especialistas en la temática, se procedió a la separación de los especímenes discriminándolos en “morfoespecies” (Oliver & Beattie 1993), término utilizado para denotar una entidad coherente reconocible, que es equivalente a una especie, pero no nombrado formalmente como tal. Son consideradas como sustitutos reales para especies “reales” y, de esa manera, pueden ser usadas para clasificar y representar la diversidad de especies sin comprometer la precisión, debido a que la riqueza de especies es la medida de diversidad más comúnmente utilizada (Samways *et al.* 2010).

Para la separación y denominación de las morfoespecies se tuvo en cuenta todos aquellos caracteres taxonómicos necesarios para su catalogación. Para las especies de las que se contaba con ejemplares adultos se consideró caracteres morfológicos y genitales, mientras que sólo los primeros para las especies con individuos inmaduros enfatizando aún más en los patrones de coloración, disposición y número de espinas sobre las patas, entre otros caracteres. Solo una pequeña proporción de las especies recolectadas no pudo ser identificada a nivel de morfoespecie, debido a su estado de conservación y/o de desarrollo, por tanto sólo fueron consideradas para su análisis a nivel de familia.

Las identificaciones se realizaron mediante las claves taxonómicas de Ramírez 1999 y Dippenaar-Schoeman & Jocqué 1997, se consultó el catálogo de Platnick (2013), ver.13.5. para corroborar la validez taxonómica y se compararon con las colecciones del Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (CEPAVE), la colección de arañas del MACN (Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”) y la base de datos de fotografías digital del IEBI-FCN-U.N.Sa. (Instituto para el Estudio de la Biodiversidad de Invertebrados-UNSa).

Se generó una base de datos de imágenes digitales, donde se plasmaron los caracteres más sobresalientes y distintivos de cada morfoespecie, utilizando el programa TAXIS vers. 3.5 (Meyke 1999-2004). Por otra parte, se estableció una colección de referencia (“*voucher specimens*”) de las especies/morfoespecies que se conservaron en alcohol etílico al 70% que serán depositados en el Centro de Estudios Parasitológico y de Vectores (CEPAVE); de

las especies/morfoespecies de las que se obtuvieron más de un ejemplar, serán donados a la colección IEBI-MCN (U.N.Sa) (Instituto para el Estudio de la Biodiversidad de Invertebrados-Museo de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta).

Se confeccionaron planillas electrónicas donde se registraron características particulares de cada especie/morfoespecie recolectada, familia a la cual pertenece, abundancia, estado de desarrollo y sexo, método de captura, lote muestreado, número de trampa y transecta (Fig. 7b).

a)



b)

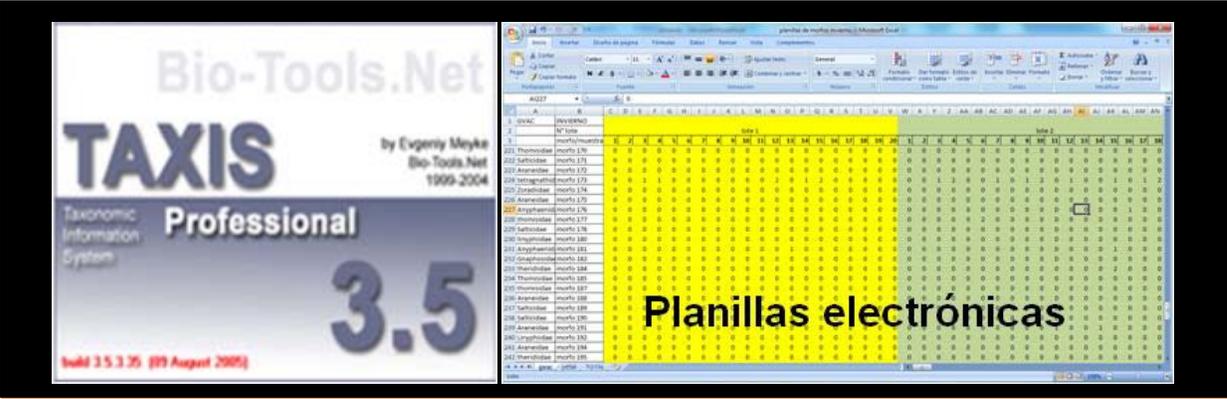


Figura 7. Actividades en laboratorio: a) limpieza, separación del material y determinación taxonómica; b) generación de base de datos

7.5-Análisis de Datos

7.5.1-Diversidad e inventario de arañas en sistemas agropastoriles

Debido a que la riqueza de especies es una medida natural y simple para describir la comunidad y la diversidad regional (Magurran 1988), y es básico para comparar entre sitios, se generaron curvas de acumulación de especies basadas en muestras e individuos para cada lote usando el programa EstimateS 8.2.0 (Colwell 2006). Con el mismo programa se evaluó el desempeño de diferentes estimadores no paramétricos de riqueza de especies (ACE, ICE, Chao1, Chao2, Jack1 y Jack2), en cada una de las estaciones y sistemas estudiados, los que fueron comparados con la riqueza observada para analizar que tan completo fue el inventario obtenido y estimar la proporción de especies que faltarían recolectar, valores útiles para comparar y evaluar cuán completo ha sido el inventario. Se consideró como el mejor estimador aquel que debería alcanzar su propia asíntota mucho antes que la curva de acumulación de especies observadas, y aproximarse a ella de un modo no sesgado (Gotelli & Colwell 2001).

Los estimadores no paramétricos estiman el número de especies basados en la cuantificación de especies raras. Se presentan los estimadores de cobertura basados en muestreos de cobertura, basados en la abundancia (ACE) e incidencia de especies (ICE). Chao 1, el estimador está basado en el número de especies raras en la muestra, Chao 2 tiene en cuenta a las especies observadas en exactamente una y dos unidades de muestreo, Jackknife 1 y 2, se basan en el número de especies que ocurren solamente en una unidad de muestreo (Jack 1), mientras que Jack 2 considera también a las especies presentes en dos unidades de muestreo.

Además, se calculó el índice de complemento de inventario (Toti *et al.* 2000), que es la proporción de riqueza esperada representada por la riqueza de especies observada.

Como el número de muestras en los distintos sistemas fue algo diferente (pérdida de trampas por inundación, por acción de animales, etc.) y para una adecuada comparación se generaron curvas de rarefacción, lo cual permite estandarizar los tamaños de muestra de la comunidad de arañas recolectadas al número de individuos de la comunidad menos abundante. Por lo tanto, se calculó la rarefacción basada en individuos y se comparó el número de especies reportadas en dos áreas, y se calculó la rarefacción basada en el número de muestras, lo que permite comparar la densidad de especies entre dos sitios, al

mismo nivel de muestras (Magurran & McGill 2011). Mediante el procedimiento de bootstrapping se obtuvieron los intervalos de confianza para cada tratamiento y estación, permitiendo establecer comparaciones estadísticas entre las comunidades.

Se registró a lo largo de todo el muestreo, la temperatura media, la humedad relativa media y la precipitación, datos obtenidos por la estación Meteorológica de la EEA-INTA-Reconquista. Ellos fueron comparados con los valores medios históricos de las variables consideradas (datos registrados desde 1970), para mostrar sus variaciones durante el período 2009-10.

7.5.2-Diversidad alfa y beta

Comparar la diversidad a través de diferentes índices puede llevar a resultados erróneos, cuando existen diferentes tamaños de muestras y, sobre todo, cuando existe una elección arbitraria de los índices de diversidad. Una solución para poder realizar comparaciones de manera adecuada, es definiendo una familia de índices de diversidad dependiendo de un único parámetro continuo (Tóthmérész 1995). Por consiguiente, para estimar de manera adecuada la diversidad y, por lo tanto, poder realizar las comparaciones efectivas entre los tratamientos se midió la diversidad verdadera (Jost 2006). Las unidades de medición de la diversidad verdadera corresponden a los números efectivos de especies: q_0 = Riqueza de especies; q_1 = exponencial de índice de Shannon; q_2 = inverso del índice de Simpson. Para calcular los distintos números efectivos de diversidad se utilizó el programa Species Diversity & Richness III ver 3.02 (Henderson & Seaby 2002). El valor de q determina la sensibilidad de la abundancia relativa de especies. Así el valor del parámetro de escala ($q=0$), siendo extremadamente sensible a la contribución de las especies raras a la diversidad del ensamble, pero el valor del parámetro aumenta y comienza a ser menos sensible a las especies raras ($q=1$) y es más sensible a la frecuencia de especies que a las especies raras ($q=2$) (Molnár *et al.* 2009).

Para describir la estructura de la comunidad de arañas en términos de abundancia proporcional de cada especie, se obtuvieron modelos matemáticos que describen la relación gráfica entre el valor de importancia de las especies (en una escala logarítmica) en función a un arreglo secuencial por intervalos de las especies, desde la más a la menos abundante. El ajuste de los datos empíricos a la distribución subyacente a cada modelo puede medirse mediante pruebas de bondad de ajuste como la de χ^2 (Moreno 2001). Así, se generaron curvas de rango-abundancia (curvas de Whittaker) para cada tratamiento utilizando el

programa BioDiversity Pro versión 2 (McAleece 1999), y se realizaron los ajustes a los modelos de abundancia mediante el programa PAST versión 2.16 (Hammer *et al.* 2012).

Se calculó en cada lote la densidad de arañas por trampa y por estación, como una medida adecuada para evitar comparaciones erróneas cuando se consideraron diferentes números de muestras. Debido a que no se cumplieron los supuestos del ANOVA, se realizó un Análisis de la varianza no paramétrico, mediante una prueba de Kruskal-Wallis, seguido de la prueba U de Mann-Whitney, para identificar las diferencias entre grupos específicos cuando la prueba mostró diferencias significativa ($p < 0.05$). La variable analizada fue la densidad respecto a la riqueza de especies y la abundancia de arañas capturadas por trampa y por técnica de muestreo, por estación y por sistema estudiado, realizándose los análisis por medio del programa PAST versión 2.16 (Hammer *et al.* 2012).

Para observar el grado de disimilitud de los ensambles de especies, se utilizó el porcentaje de complementariedad (Colwell & Coddington 1994) que mide el grado de diferencia en la composición de especies entre comunidades distintas. Así, la complementariedad varía desde cero (sitios idénticos en composición de especies) hasta uno (comunidades completamente distintas en composición de especies). Mediante el software SPADE (Chao & Shen 2009), se calculó el número de especies de las comunidades de los sistemas (agrícola, ganadero y control), y el número de especies compartidas.

Para analizar el grado de asociación o similitud entre los lotes estudiados, y relacionarlos teniendo en cuenta ese parámetro y las variables que más estuvieran influenciando el ordenamiento, se realizó un Escalamiento no Métrico Multidimensional (NMDS) (Jongman *et al.* 1995). Dicha técnica proporciona una ordenación en un espacio definido de los objetos tratando de representar las relaciones de distancia entre ellos (Legendre & Legendre 1998). Se utilizó como medida de distancia el índice de Sørensen (Bray-Curtis). Por último, para testear si existieron diferencias significativas entre los agrupamientos obtenidos, se utilizó un procedimiento no paramétrico MRPP (Multiple Response Permutation Procedure), utilizando Bray-Curtis como medida de distancia, por medio del programa PC-ORD versión 6.0. (McCune & Mefford 2011).

Variables de heterogeneidad consideradas

Se consideró variables relacionadas con la heterogeneidad de la estructura vertical de la vegetación y horizontal sobre el suelo y variables climáticas medidas a campo por estación para cada sitio estudiado (ver Tabla I en anexo). Para medir las variables de la heterogeneidad de la estructura vertical de la vegetación se seleccionaron tres áreas en

cada lote donde se tomaron fotografías digitales verticales (Fig. 8). Para ello, se delimitó un área de 49 m², donde se colocó en el centro un trípode con una cámara digital que obtuvo fotos de 8 Megapíxeles en cada punto cardinal, usando como fondo una pantalla blanca para lograr mayor contraste de 1x2.00 m (ancho x alto). En la pantalla estaban delimitados cuatro intervalos de 0.50 m, que posteriormente en el análisis se identificaron con cuatro colores diferentes. Las fotografías fueron analizadas con el programa Adobe Photoshop CS5, por medio del método de diferentes colores (Gilbert & Butt 2009). De esta manera se obtuvo el valor de la variable como el porcentaje de los píxeles (ver Tabla I en anexo) que representa la variable sobre el total de píxeles de la fotografía, y los valores de la variable por cada intervalo se obtuvo como la media del total de las tres áreas consideradas en cada lote.

Para medir la heterogeneidad del suelo se consideró la profundidad y la biomasa de la hojarasca, y el porcentaje de la cobertura vegetal viva del suelo en cada lote. La profundidad se midió con una regla en milímetros en 5 sitios elegidos al azar en cada lote y se promedió un valor; para medir la biomasa de la hojarasca, se tomaron muestras de ella sobre el suelo en cinco cuadrantes de 0.50x0.50 m que fueron embolsadas y posteriormente secadas en estufa a 60°C para medir su peso seco y obtener un valor promedio de las 5 muestras por lote. El porcentaje de cobertura vegetal viva se evaluó por medio de observación visual en 5 cuadrantes de 5x5 m elegidos al azar en cada lote, cuyos valores se promediaron.

Para la heterogeneidad de suelo, se seleccionaron al azar en cada lote tres áreas de 0.50x0.50 m, delimitada por reglas, donde se tomaron fotografías digitales. Para el análisis se procedió de igual manera que con las fotografías de la estructura vertical, pero en este caso se delimitaron con tres colores diferentes las variables consideradas: *porcentaje de vegetación viva*, *porcentaje de hojarasca* y *porcentaje de suelo desnudo* (Fig. 8).

Las variables climáticas registradas en las fechas de cada muestreo fueron obtenidas de la Estación Meteorológica del EEA-INTA, Reconquista y fueron: Temperatura media (°C), humedad relativa media (%) y precipitaciones medias (mm). El tipo de cultivo en cada lote, como su estacionalidad fueron también considerados como variables al analizar a nivel estacional.

Para evaluar si existió autocorrelación entre las variables se procedió a su análisis por medio del programa SPSS Statistics, versión 17.0 (2007). Debido a que las variables no tuvieron una distribución normal, se seleccionó el coeficiente de correlación de Spearman, que mide la asociación entre órdenes de rangos. Se obtuvo el nivel de significación ($p < 0.05$) para cada uno de los coeficientes de correlación, indicando las variables explicatorias: *porcentaje de vegetación en el estrato de 1-1.5 m* (1-1.5 m); *porcentaje de vegetación viva sobre el suelo*

(%Veg.), porcentaje de suelo desnudo (%Suelo), porcentaje de suelo cubierto con hojarasca (%hojarasca), porcentaje de cobertura vegetal viva (%Cober.), peso de la hojarasca (Biomasa), profundidad de hojarasca (Prof. Hoj.), Temperatura (T°C) y Precipitaciones (Prec.). El resto de las variables no fueron consideradas en el análisis final.

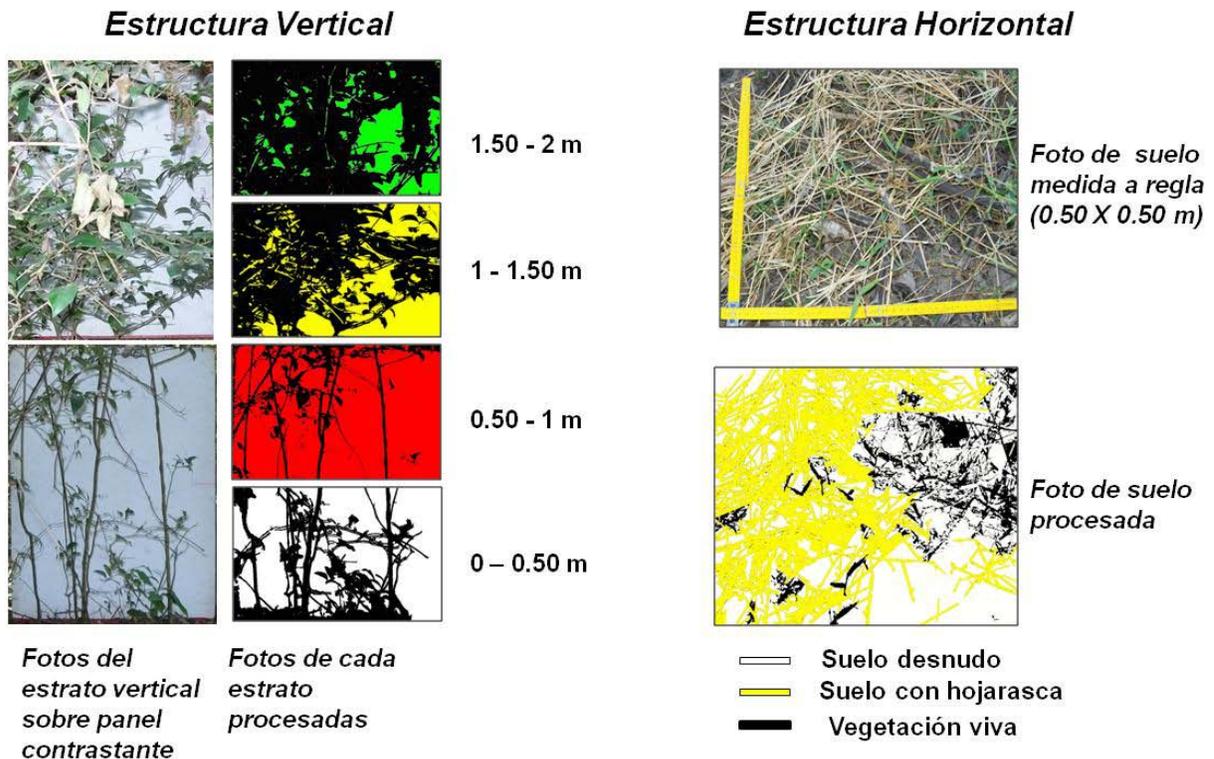


Figura 8. Fotos de las variables para heterogeneidad de la estructura vertical y horizontal en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Partición de la diversidad: La diversidad gamma o diversidad regional permite una medida directa de la contribución de la diversidad beta a ella. Por tanto, para clasificar las diferentes escalas espaciales en orden de su importancia para la diversidad de especies de arañas, se utilizó la partición de la diversidad. La diversidad gamma, puede ser particionada en diversidad α (riqueza de especies dentro de la unidad de muestreo) y β (diferenciación en la composición de especies entre unidades de muestreo), usando la función multiplicativa. Esta partición involucra el cálculo de componentes interdependientes α y β a través de las escalas y se asume que los muestreos no son completos (Müller *et al.* 2012). Se particionó la riqueza de especies utilizando la fórmula propuesta por Whittaker (1960): $\gamma = \alpha \times \beta$. De tal manera, la diversidad total gamma se expresó como: $\gamma = \alpha$ (dentro trampas) $\times \beta_1$ (entre trampas) $\times \beta_2$ (entre estratos) $\times \beta_3$ (entre transectas) $\times \beta_4$ (entre estaciones) $\times \beta_5$ (entre lotes) $\times \beta_6$ (entre sistemas).

La partición fue significativa cuando los valores fueron más altos que los esperados por una distribución al azar. Se utilizó el programa PARTITION 3.0 (Veech & Crist 2009) para generar los valores esperados de la diversidad beta de acuerdo con un modelo nulo, bajo la hipótesis que la partición de la diversidad observada podría ser producida por la distribución al azar de las muestras (Crist *et al.* 2003).

7.5.3-Gradiente de cambio

Para evaluar si existe un gradiente de cambio de la diversidad de arañas desde lotes naturales sin disturbio hacia lotes cultivados y con ganado en un sistema agropastoril, se generaron análisis de ordenamiento por medio del método de ordenación polar de Bray-Curtis (McCune & Grace 2002), que organiza puntos en referencia a los “Polos” o puntos finales (Bray & Curtis 1957). La ordenación se genera seleccionando o determinando subjetivamente cada punto final, que tiene la máxima distancia entre ellos, y utiliza una matriz de distancia para situar todos los demás puntos relativos a los criterios de valoración. El análisis se realizó por medio del programa PC-ORD, utilizando como distancia Bray-Curtis y criterio de selección de los polos por el método varianza-regresión (Peck 2010).

Para dicho análisis, se trazaron transectas en cada lote (Fig. 9). Se consideraron dos gradientes: Este-Oeste y Sur-Norte. En el primero se sumaron cada una de las muestras correspondientes a las transectas (columnas) de cada lote de Norte a Sur, comenzando desde la columna 1 hacia la 6. Para el segundo se consideró la sumatoria de las muestras de las transectas de Este hacia Oeste, iniciando desde la 7 hacia la 9, siendo esta última la columna correspondiente a las muestras del control (Fig. 9).

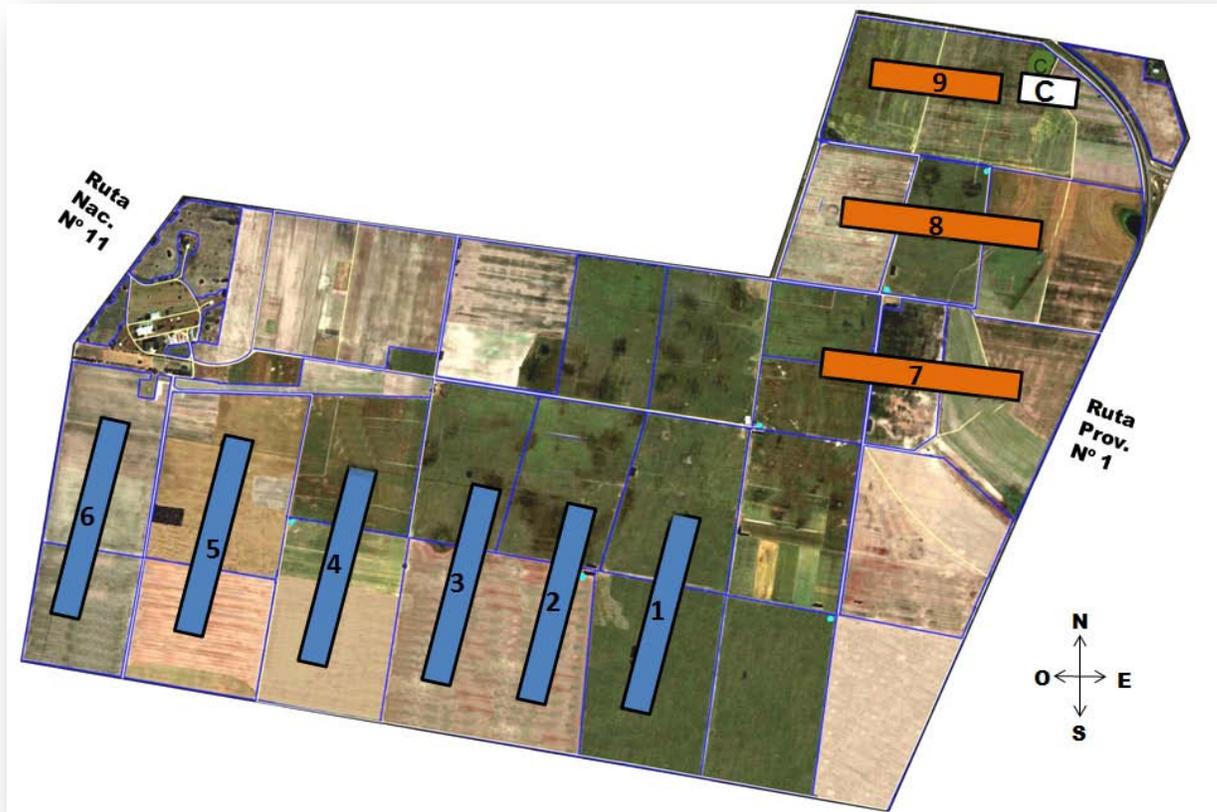


Figura 9. Disposición en columnas para análisis de gradientes: de Sur a Norte (columnas naranjas) y de Este a Oeste (columnas celestes) en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (columna blanca: control)

Para establecer comparaciones entre las columnas que conforman el gradiente de cambio en sistemas agropastoriles, se generaron curvas de rarefacción de especies por muestras e individuos y se graficó la densidad de arañas por cada columna para mostrar la variación de la abundancia y la riqueza de especies a lo largo del gradiente ambiental.

Para comparar la composición de la aracnofauna entre las diferentes columnas con orientación Este-Oeste y Norte-Sur, y observar el porcentaje de disimilitud entre los sitios, se realizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) mediante el índice de similitud de Bray-Curtis. Este último es un método sencillo para evaluar taxones que son principalmente responsables de la diferencia observada entre los grupos de muestras (Clarke 1993), y se realizó por medio del programa PRIMER (Clarke & Gorley 2001).

Para analizar la diversidad beta, se utilizó la metodología propuesta por Carvalho *et al.* (2012) que determina la contribución relativa del recambio de especies y las diferencias en la riqueza de especies entre dos sitios para generar patrones de diversidad beta. El método

descompone la diversidad beta (β cc) en dos componentes: recambio de especies y diferencias en la riqueza de especies = β -3+ β rich, determinando de esta manera la contribución relativa de las especies a la comunidad.

7.5.4-Análisis de diseños y combinaciones de tratamientos y su efecto sobre la diversidad de arañas

Para contrastar la hipótesis 3 relacionada con cual diseño de parcela y parcelas circundantes podría ser óptimo para sustentar una mayor diversidad de arañas, se seleccionaron cuatro casos, partiendo desde una menor heterogeneidad (caso 1: lote exclusivamente con ganado rodeado por lotes con ganado), heterogeneidad intermedia (caso 2: lote con cultivo rodeado por otros lotes con cultivo) hacia el diseño más heterogéneo (caso 3 y 4: lotes con ganado combinado con lotes de cultivo). Cabe aclarar que en este último diseño se consideraron dos casos (3 y 4) ya que contenían proporciones diferentes de los tipos de lotes considerados. Así, en el caso 3 el lote 9 estuvo circundado mayormente por lotes con cultivo; mientras que en el caso 4, el lote 10 estuvo rodeado principalmente por lotes con ganado. Para analizar los casos se consideró la suma de los datos registrados en las cuatro estaciones muestreadas (Tabla 3).

Tabla 3. Lotes designados para cada uno de los casos en el análisis de diseños en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

CASOS	LOTES	SISTEMA	HETEROGENEIDAD
1	5 - 10 - 11 - 12	GANADERO	BAJA
2	1 - 2 - 3 - 6 - 7 - 8 -	AGRÍCOLA	MEDIA
3	3 - 4 - 8 - 9 - 10	MIXTO	ALTA
4	4 - 5 - 9 - 10 - 11	MIXTO	ALTA

Se graficó la densidad de arañas por trampa y se comparó la diversidad de arañas de cada sistema por medio de los perfiles de diversidad. Los mismos, permiten establecer análisis efectivos y generar estimaciones adecuadas para evaluación de diseños y combinaciones de tratamientos.

Se realizaron análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), para evaluar los casos que más contribuyen a la disimilitud de la comunidad de arañas y se realizó un MRPP para observar la presencia de diferencias significativas entre los casos considerados.

Se realizó un análisis de la diversidad beta, para ver el recambio o pérdida de las especies, según lo propuesto por Carvalho *et al.* (2012).

7.5.5-Estructura de Gremios

Para estudiar la presencia y la composición de gremios en cada tratamiento, como su variación a lo largo de las estaciones, se utilizó la clasificación propuesta por Cardoso *et al.* (2011), porque incluye todas las familias de arañas, su caracterización taxonómica, su funcionalidad y rol ecológico. Este autor considera ocho gremios de arañas: (1) *Tejedoras de telas en sábanas* (Sheet web weavers), (2) *Tejedoras de telas irregulares* (Sensing web weavers), (3) *Tejedoras de telas espaciales* (Space web weavers), (4) *Tejedoras de telas orbiculares* (Orb web weavers), (5) *Cazadoras corredoras sobre el suelo* (Ground hunters), (6) *Cazadoras deambuladoras* (Ambush hunters), (7) *Especialistas* (Specialists) y (8) *Otras cazadoras* (Other hunters).

Para el análisis de gremios se tuvo en cuenta la abundancia de cada uno de ellos en cada sistema y su fluctuación a lo largo de las estaciones, que fueron representadas en tablas y gráficos (Tabla 11 y Fig. 32).

Se realizó un análisis de disimilitud entre los lotes, mediante el índice de Bray-Curtis, por medio del programa PAST, como así también se observó la disimilitud de los gremios para cada uno de los casos, comparándose si hubo diferencias estadísticamente significativas entre ellos por medio de un MRPP, mediante el programa PC-ORD.

8-RESULTADOS

8.1-Diversidad e inventario de arañas en sistemas agropastoriles

Durante el estudio se capturaron 15.451 arañas de 29 familias (Fig. 10), de las cuales 14.752 pertenecieron a 222 especies/morfoespecies reconocidas; de éstas sólo 32 pudieron ser identificadas a nivel genérico y 14 a especie (Tabla 4 y ver en anexo Tabla II).

Tabla 4. Familias y morfoespecies registradas en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Familias	Riqueza sp./msp.	Abundancia Total	Abundancia analizada	Ab. relativa analizada. (%)
<i>Actinopodidae</i>	1	1	1	0.01
<i>Anyphaenidae</i>	10	317	298	2.02
<i>Araneidae</i>	29	3466	3382	22.93
<i>Clubionidae</i>	5	21	16	0.11
<i>Corinnidae</i>	10	118	110	0.75
<i>Ctenidae</i>	1	2	2	0.01
<i>Dictynidae</i>	2	67	66	0.45
<i>Gnaphosidae</i>	15	185	179	1.21
<i>Hahniidae</i>	1	36	36	0.24
<i>Linyphiidae</i>	24	891	875	5.93
<i>Lycosidae</i>	19	2592	2397	16.25
<i>Micropholcommatidae</i>	1	7	7	0.05
<i>Miturgidae</i>	7	324	299	2.03
<i>Nephilidae</i>	2	40	37	0.25
<i>Oecobiidae</i>	1	1	1	0.01
<i>Oonopidae</i>	1	1	1	0.01
<i>Oxyopidae</i>	1	1234	1234	8.36
<i>Philodromidae</i>	5	2155	2128	14.43
<i>Pisauridae</i>	1	288	288	1.95
<i>Prodidomidae</i>	2	10	9	0.06
<i>Salticidae</i>	43	994	863	5.85
<i>Scytodidae</i>	2	6	6	0.04
<i>Sparassidae</i>	1	1	1	0.01
<i>Tetragnathidae</i>	3	720	616	4.18
<i>Theridiidae</i>	14	744	678	4.60
<i>Theridiosomatidae</i>	1	7	110	0.75
<i>Thomisidae</i>	18	1086	975	6.61
<i>Titanoecidae</i>	1	123	123	0.83
<i>Zodariidae</i>	1	14	14	0.09
Total	222	15.451	14.752	100

Referencias: Abundancia Total: número total de individuos recolectados por familia; Abundancia analizada: número total de morfoespecies consideradas por familia



Figura 10. Familias de Arañas registradas en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). a. Lycosidae, b. Theridiidae, c. Pisauridae, d. Oonopidae, e. Miturgidae, f. Linyphiidae, g. Oxyopidae, h. Corinnidae, i. Philodromidae, j. Araneidae, k. Scytodidae, l. Salticidae, ll. Nephilidae, m. Oecobiidae. n. Ctenidae, ñ. Anyphaenidae, o. Dictynidae, p. Oxyopidae

Respecto al estado de desarrollo de las arañas capturadas en todo el muestreo, el 77.4% de las arañas registradas en esta tesis correspondieron a individuos en estado juvenil, el 15.9% a machos y el 6.7% a hembras. En general, las trampas de caída recolectaron un mayor número de machos adultos que de hembras adultas (72.3% vs. 27.7%). Teniendo en cuenta los tratamientos y las estaciones, ambos métodos de muestreo recolectaron una mayor proporción de machos que de hembras en todas las estaciones ($p < 0.05$) y en casi todos los tratamientos ($p < 0.05$), a excepción del sistema con ganado donde las hembras colectadas con el G-Vac superaron en proporción a los machos (Fig.11).

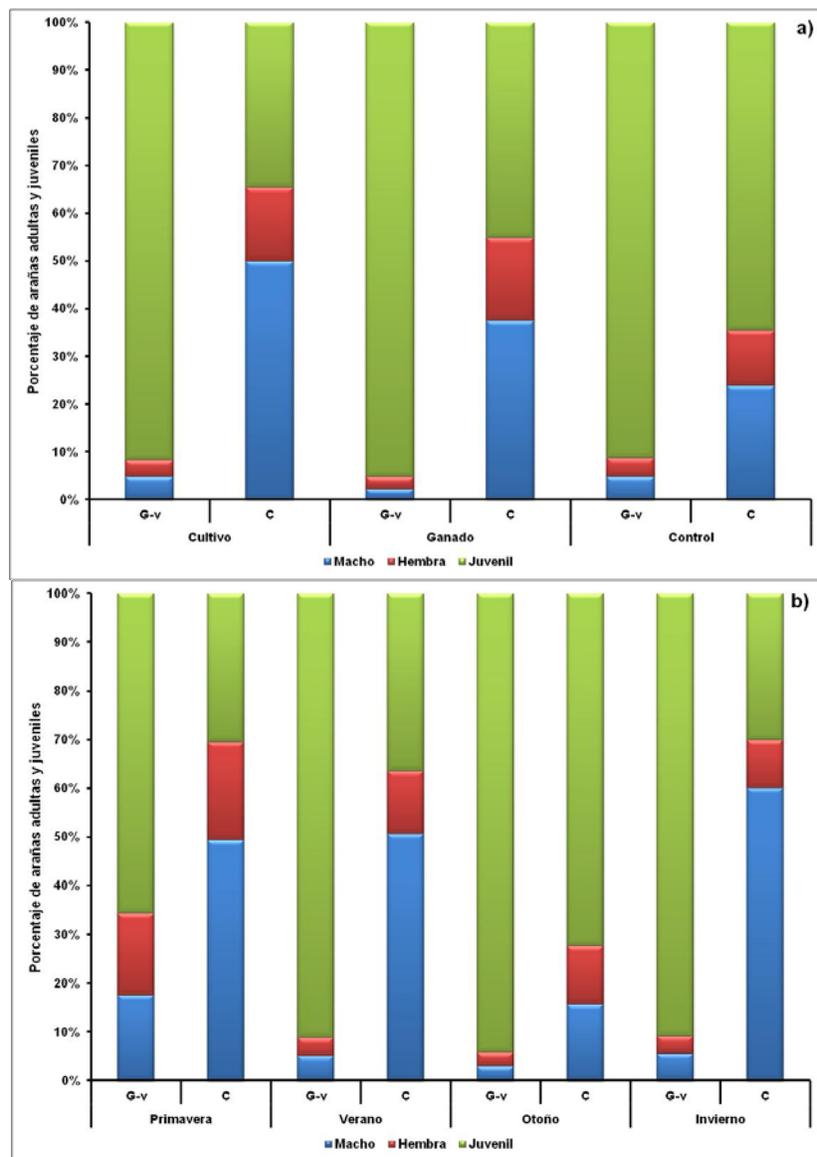


Figura 11. Porcentaje de arañas adultas y juveniles por tratamiento (a) y estación (b) estudiado, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (C : trampas de Caída; G-v: G-vac)

8.1.1-Inventario de especies

Se obtuvo un inventario muy completo, ya que las curvas de los diferentes estimadores tendieron a una asíntota y la riqueza observada se aproximó a la curva de los estimadores calculados (Tabla 5; Fig. 12). A nivel general, la completitud fue casi del 93%, siendo Chao1 el mejor estimador de la riqueza de especies (Fig. 12).

Tabla 5. Estimadores de la riqueza de especie de arañas presentes en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

	Total	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Agrícola	Ganadero	Control
Riqueza Observada	222 ± 4.76	153 ± 6.43	156 ± 5.36	164 ± 5.31	152 ± 5.84	186 ± 4.47	173 ± 4.87	104 ± 4.88
ICE (incidence-based coverage estimator)	242.05 ± 0.15	203.64 ± 0.97	196.41 ± 0.71	191.6 ± 0.62	192.5 ± 1.01	219.08 ± 0.55	202.88 ± 0.81	143.31 ± 0.01
ACE (abundance-based coverage estimator)	239.8 ± 0.15	191.3 ± 0.89	192.91 ± 0.64	192.29 ± 0.65	187.7 ± 0.8	216.69 ± 0.54	200.19 ± 0.79	139.24 ± 2.94
Chao 1	240 ± 8.98	187.24 ± 13.66	200.44 ± 18.75	190.71 ± 12.07	199.06 ± 19.97	208.04 ± 9.82	193.52 ± 9.17	126.69 ± 10.32
Chao 2	245.24 ± 11	209.82 ± 21.49	191.28 ± 14.27	195.45 ± 13.84	196.02 ± 17.79	206.99 ± 9.25	198.95 ± 10.8	135.39 ± 13.34
Jackknife 1º orden	252.99 ± 5.88	202.9 ± 7.13	197.94 ± 6.88	199.94 ± 6.32	194.93 ± 7.99	221.98 ± 5.94	212.93 ± 6.4	141.46 ± 7.25
Jackknife 2º orden	264.99 ± 0.47	230.83 ± 1.24	214.92 ± 0.91	216.92 ± 0.96	216.89 ± 1.33	228.99 ± 0.75	223.94 ± 1.39	156.35 ± 3.88
Uniques Mean	31 ± 0.14	50 ± 0.4	42 ± 0.32	36 ± 0.32	43 ± 0.45	36 ± 0.25	40 ± 0.45	38 ± 1.2
Duplicates Mean	19 ± 0.25	22 ± 0.43	25 ± 0.25	19 ± 0.25	21 ± 0.35	29 ± 0.2	29 ± 0.45	23 ± 1.38
Compleitud Inventario (%)	92.58	81.71	80.87	85.99	80.98	89.41	89.40	82.09
Otros Datos								
nº de muestras	3026	747	770	750	759	2259	688	79
nº de individuos	14752	1467	3799	5794	3692	10408	3565	779
nº de "singletons"	28 ± 0.14	43 ± 0.4	40 ± 0.29	34 ± 0.32	40 ± 0.38	35 ± 0.25	35 ± 0.47	33 ± 1.15
nº de "doubletons"	20 ± 0.25	27 ± 0.35	18 ± 0.29	20 ± 0.25	17 ± 0.4	26 ± 0.2	28 ± 0.4	24 ± 1.08

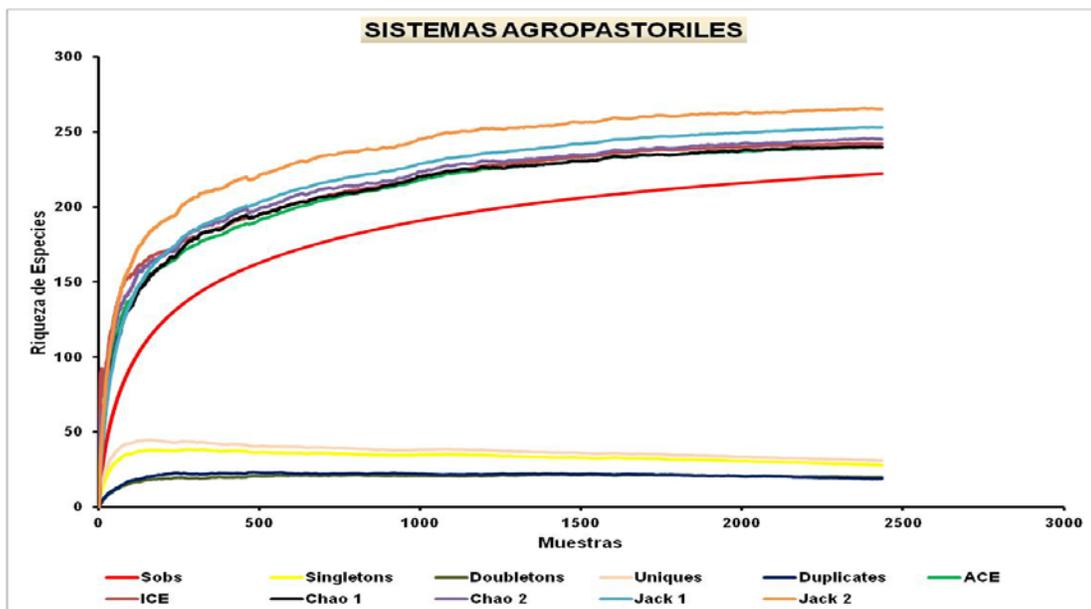


Figura 12. Estimadores no paramétricos sobre el muestreo total realizado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Se analizó la completitud para cada uno de los sistemas estudiados, presentando un mayor valor en el sistema Agrícola (89.41%) y menor en el Control (82.09%), siendo Chao1 el mejor estimador de la riqueza observada (Tabla 5). Los tres sistemas adoptaron una curva de acumulación de especies similar, observándose una tendencia a lograr una asíntota (Fig. 13). El número de singletons fue igual para sistemas agrícolas y ganaderos (Tabla 5), pero menor en el control; en todos los casos las curvas mostraron una tendencia a descender lentamente (Fig. 13).

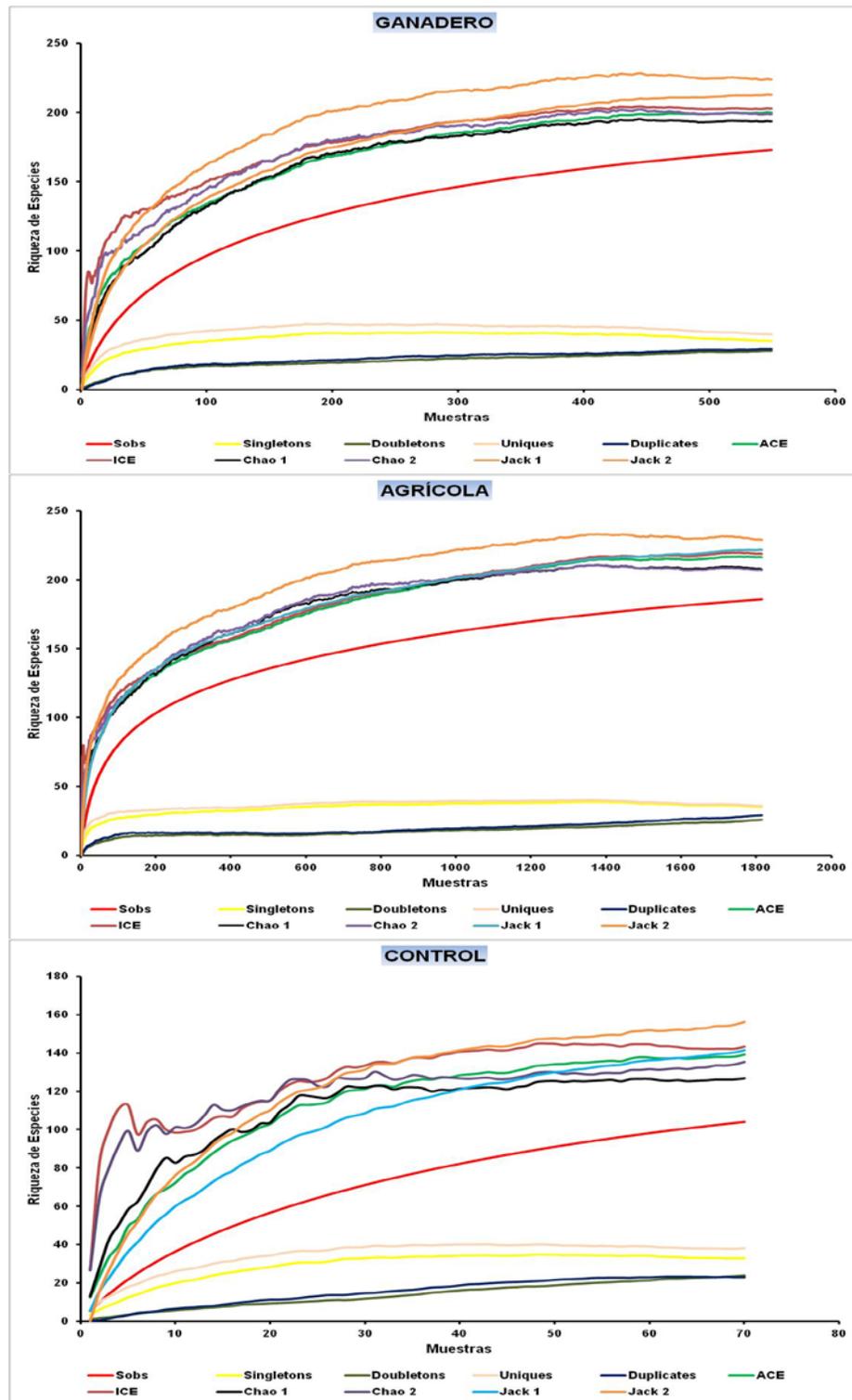
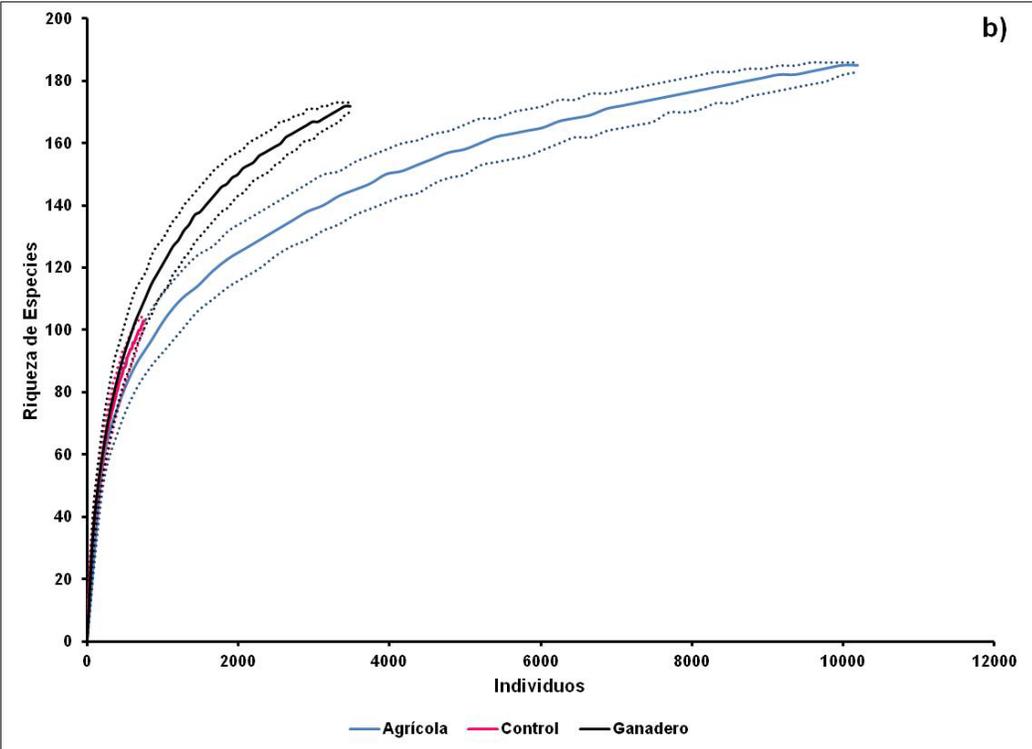
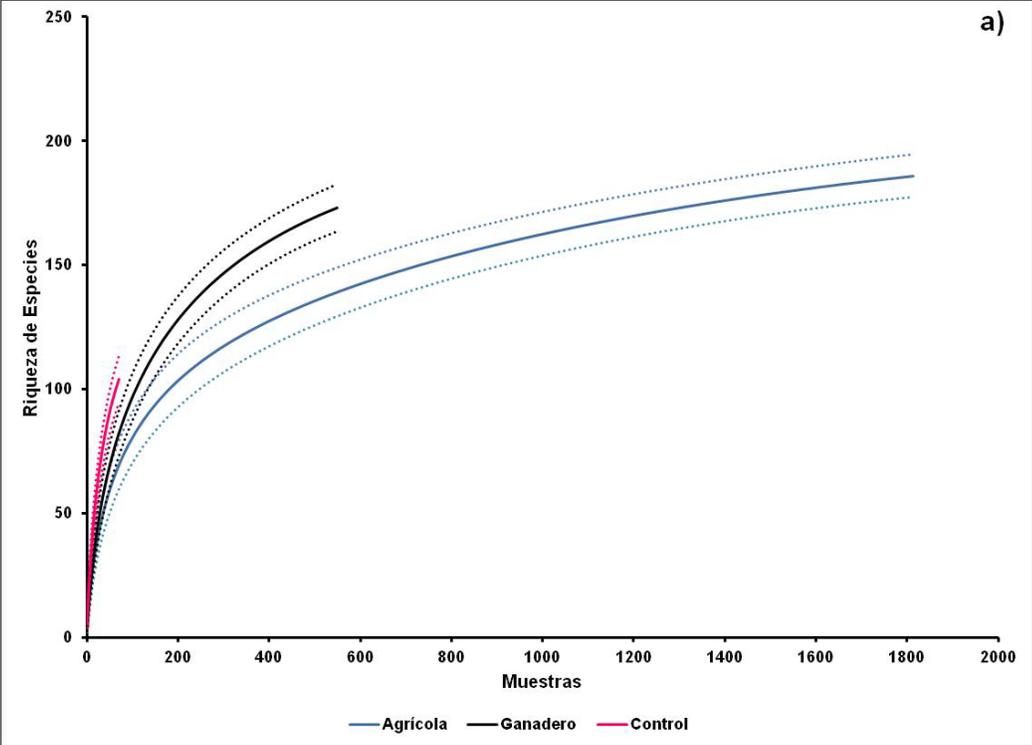


Figura 13. Estimadores no paramétricos del muestreo total realizado en cada sistema estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Las curvas de rarefacción de especies basadas en muestras e individuos mostraron un patrón similar, donde el sistema agrícola se diferenció de los otros sistemas por su menor

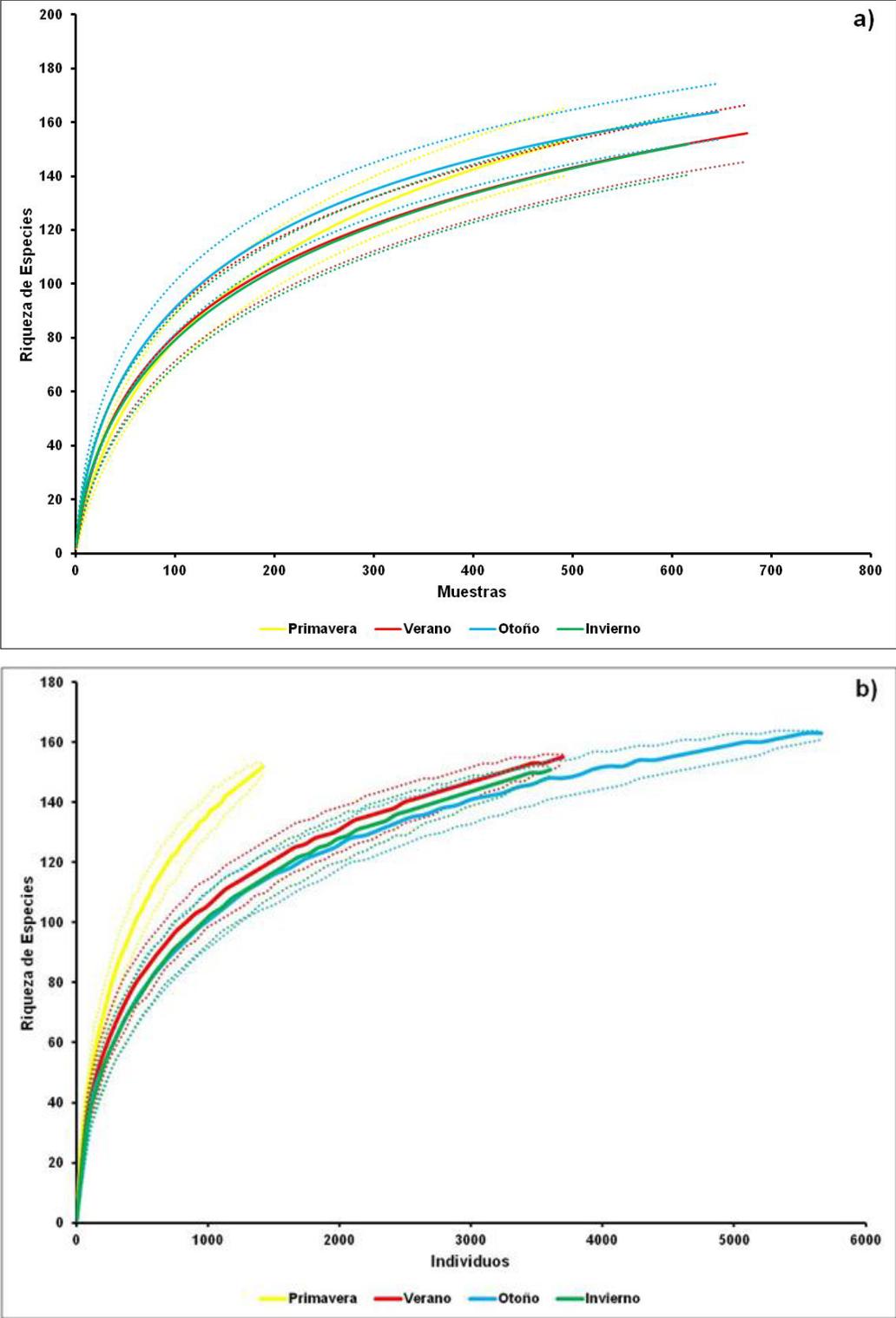
diversidad de especies, aunque fue el sistema mejor muestreado porque su curva tendió a una asíntota. En cambio, el control mostró ser el ambiente más diverso, seguido por el sistema ganadero (Fig. 14a y b). En el caso de la curva de rarefacción de especies por individuos, el sistema ganadero no mostró diferencias estadísticamente significativas en la riqueza de especies con el control (Fig. 14b), mientras que hubo diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en el caso de la densidad de especies por muestra (Fig. 14a). Estos resultados se evidencian en la Tabla 6.

Las curvas de rarefacción basadas en muestras (Fig. 15a) a nivel estacional, no exhiben diferencias significativas entre cada una de las estaciones. El otoño fue la estación que reportó mayor densidad de especies por muestra. Estas curvas se entrecruzan indicando que no pueden compararse estas comunidades, posiblemente debido a las variaciones en la composición de las comunidades de arañas motivadas por los diferentes cultivos estacionales. Las curvas de rarefacción de especies basadas en individuos mostraron que la primavera fue la estación con mayor riqueza de arañas, presentando una riqueza de especies significativamente diferente (Fig. 15b).



Referencias: Líneas punteadas indican intervalos de confianza del 95%

Figura 14. Curvas de rarefacción por tratamientos, basada por: a) muestras y b) individuos, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)



Referencias: Líneas punteadas indican intervalos de confianza del 95%

Figura 15. Curvas de rarefacción por estación, basada por: a) muestras y b) individuos, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

8.1.2-Condiciónes climáticas

La comparación entre los valores registrados de las variables climáticas en los momentos del muestreo con respecto a los valores históricos mostraron variaciones importantes durante el 2009-10 (en noviembre y diciembre con altas precipitaciones y temperaturas con respecto a las medias). Ésto pudo influenciar sobre la vegetación y, en consecuencia, sobre la estructura de la comunidad de artrópodos ya que muchas funciones vitales se encuentran reguladas por las condiciones climáticas del ambiente (Fig. 16).

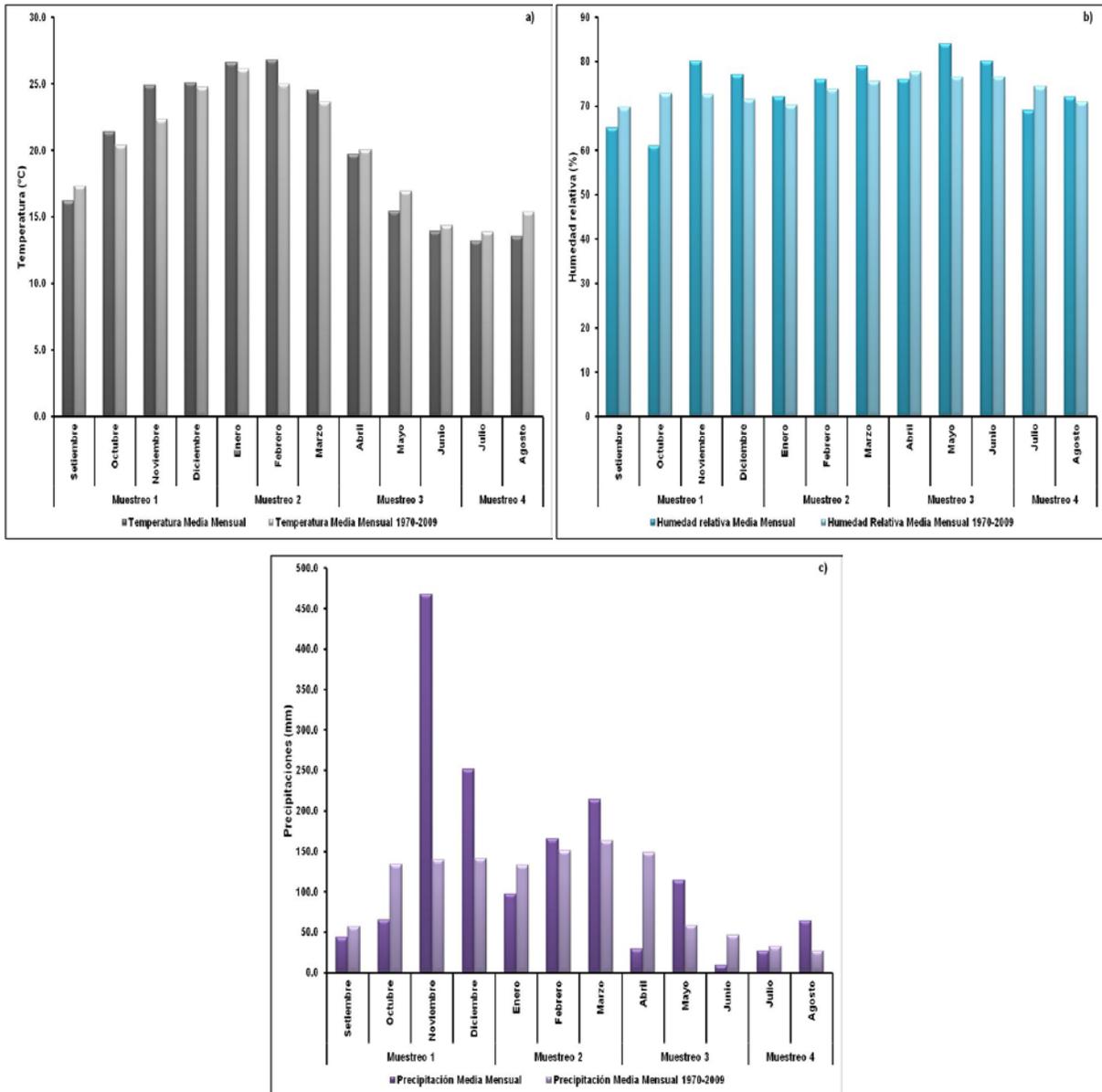


Figura 16. Temperaturas, Humedad relativa y Precipitaciones medias mensuales durante el muestreo (2009-10), comparado con los datos históricos (1970-2009) obtenidos de la Estación Meteorológica de la EEA-INTA-Reconquista. a) Temperatura (°C), b) Humedad relativa (%), c) Precipitaciones (mm)

8.2-Diversidad alfa y beta

8.2.1-Diversidad alfa en sistemas agropastoriles

Composición de arañas

Al comparar los diferentes tratamientos, Araneidae fue una de las familias que presentó mayor abundancia. Lycosidae (20.4%), Araneidae (18.5%), Philodromidae (14.6%) y Oxyopidae (10.1%) fueron abundantes en lotes con agricultura; mientras que Araneidae (36.8%), Philodromidae (16.4%) y Salticidae (10.9%) lo fueron en lotes con ganadería. En cambio, en el bosque nativo (control) dominaron Araneidae (18.7%), Tetragnathidae (17.2%) y Anyphaenidae (17.1%) (Fig. 17a).

Araneidae, Salticidae y Linyphiidae fueron las familias de arañas con mayor riqueza de especies en todos los sistemas considerados. Solo estuvieron representadas por una sola especie las familias Ctenidae, Sparassidae y Oecobiidae en sistemas agrícolas y Oonopidae y Actinopodidae en el control (Fig.17b).

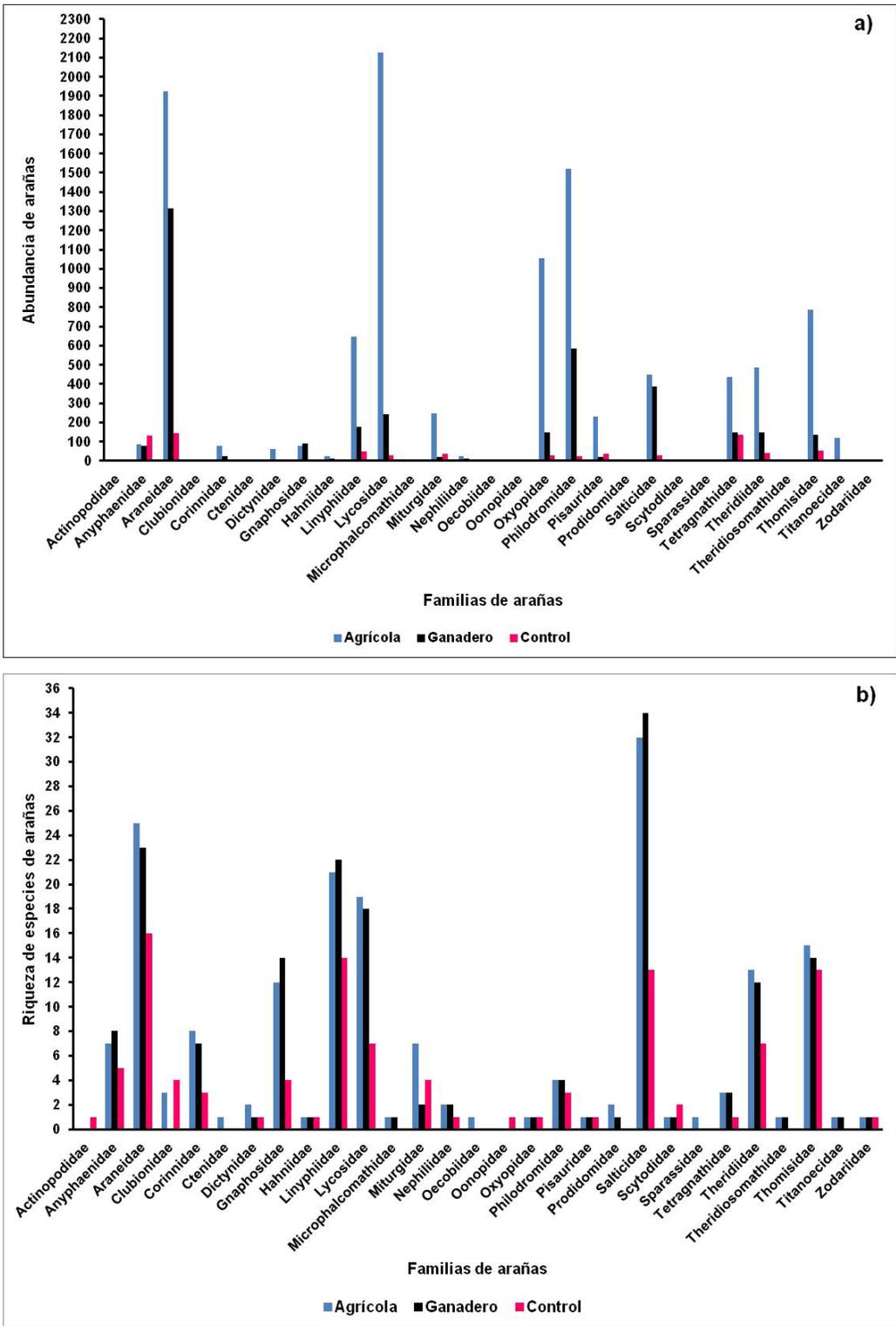


Figura 17. Abundancia de arañas (a) y riqueza de especies de arañas (b) por familia registradas en cada tratamiento, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Diversidad de arañas

Al analizar la diversidad verdadera entre los tratamientos, los sistemas ganaderos y el control presentaron la mayor riqueza y diversidad (q_0 y q_1), en comparación a los lotes agrícolas. En cambio, los valores de q_2 fueron mayores en lotes agrícolas, debido a que esta medida se centra en la frecuencia de las especies y, por lo tanto, en la dominancia de las arañas registradas en estos lotes, la que estuvo condicionada por la presencia de especies similares entre los cultivos y al alto número de muestras recolectadas (Fig. 18).

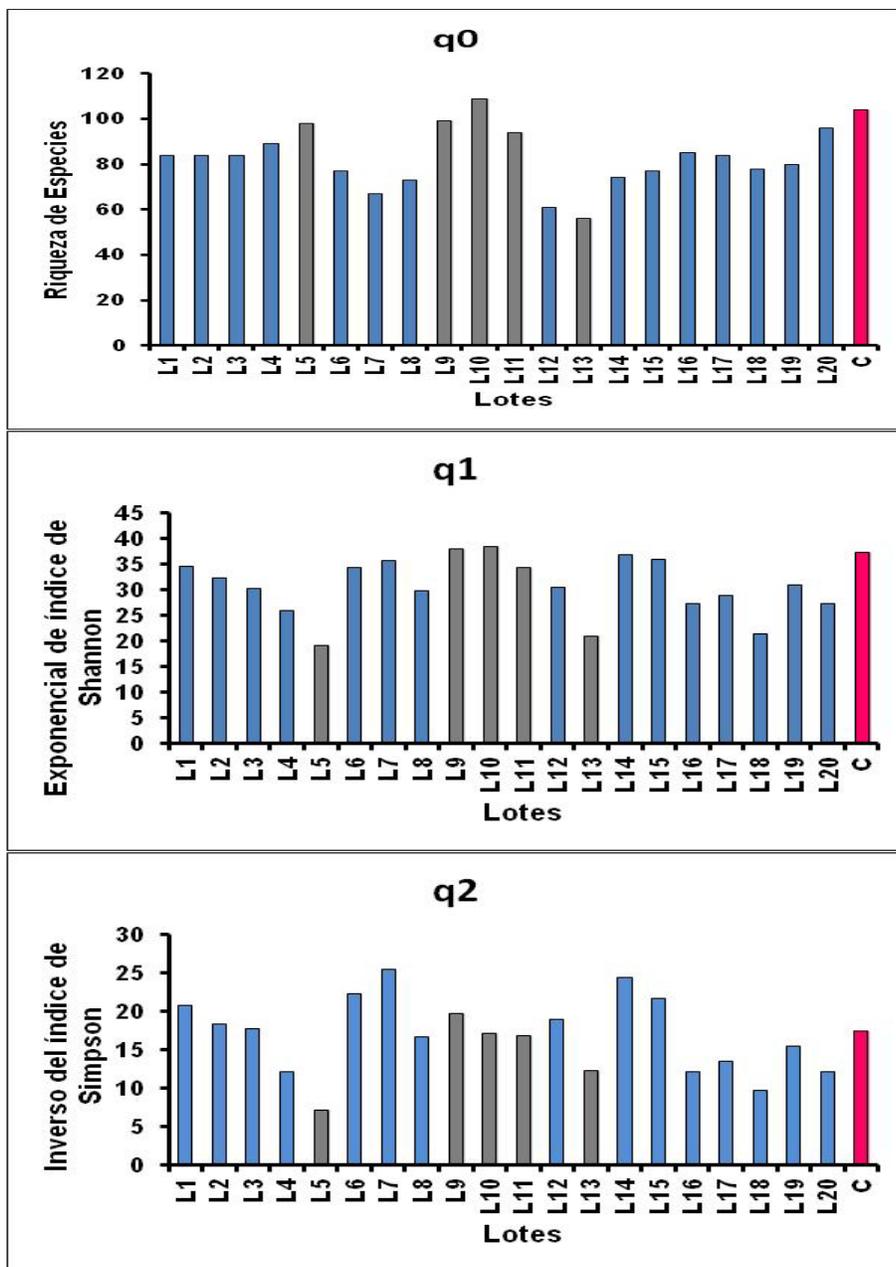


Figura 18. Diversidad verdadera en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Columnas azules corresponden a lotes agrícolas, columnas grises a lotes ganaderos y columna fucsia a lote control

La estructura de la comunidad analizada por medio de la distribución de la abundancia de las especies, se ajustó al modelo de serie geométrica para los sistemas agrícolas y ganaderos típico de comunidades con cierto grado de disturbio, con una distribución menos equitativa y algunas pocas especies de arañas dominantes; los ajustes son estadísticamente significativos para ambos sistemas ($\chi^2 = 1.40 \cdot 10^{-4}$ y 9593, $p < 0.05$ respectivamente). En contraposición, el control (bosque) se ajustó a un modelo de serie logarítmica con un ajuste estadísticamente significativo ($\chi^2 = 149.1$, $p < 0.05$), al mostrar una curva más estable, con menor dominancia y alta diversidad. Si bien este modelo se ajusta también a comunidades que se encuentran bajo cierto disturbio, el bosque del control mostró estar en un estado sucesional avanzado posterior a un antiguo disturbio, es decir, recuperándose del mismo (Fig. 19).

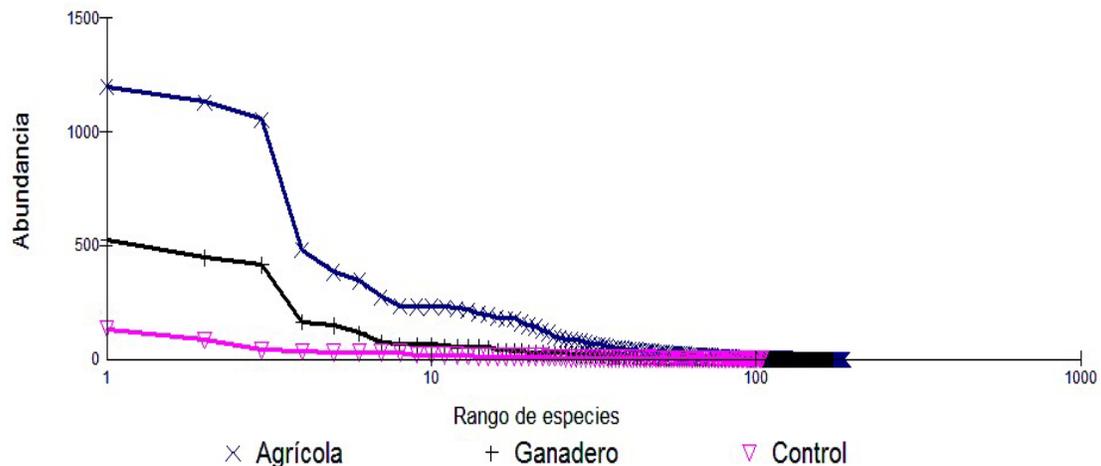


Figura 19. Curva de rango-abundancia para cada sistema estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Densidad de arañas

Al comparar los tres tratamientos entre las estaciones estudiadas, tomando como variable la densidad de especies y la abundancia de arañas capturadas por trampa, el control registró los valores más altos en todas las estaciones. La abundancia de especies registraron diferencias estadísticamente significativas entre la mayoría de las estaciones excepto entre verano e invierno ($p < 0.05$), mientras que la densidad de especies de arañas registraron diferencias en las estaciones primavera y verano respecto al otoño y entre las estaciones otoño e invierno (Fig. 20a y b). Estas diferencias entre tratamientos estarían indicando que el sistema no disturbado (control) presenta un mayor número de especies que lotes con

cultivos y ganado al ofrecer mayores recursos y hábitats disponibles para el desarrollo de las arañas. Por el contrario, los ambientes disturbados, en particular el agrícola, donde las prácticas de manejo y las intervenciones antrópicas son elevadas afectaron negativamente a las arañas. Las variaciones de las densidades a lo largo de las estaciones, mostraron el mismo patrón, presentando significativamente el control el mayor número de especies por trampa ($F=19.84$, $df=8.092$, $p<0.05$) y una mayor densidad entre estaciones, fluctuando la comunidad de arañas en relación a las condiciones climáticas propias de cada estación (Tabla 6).

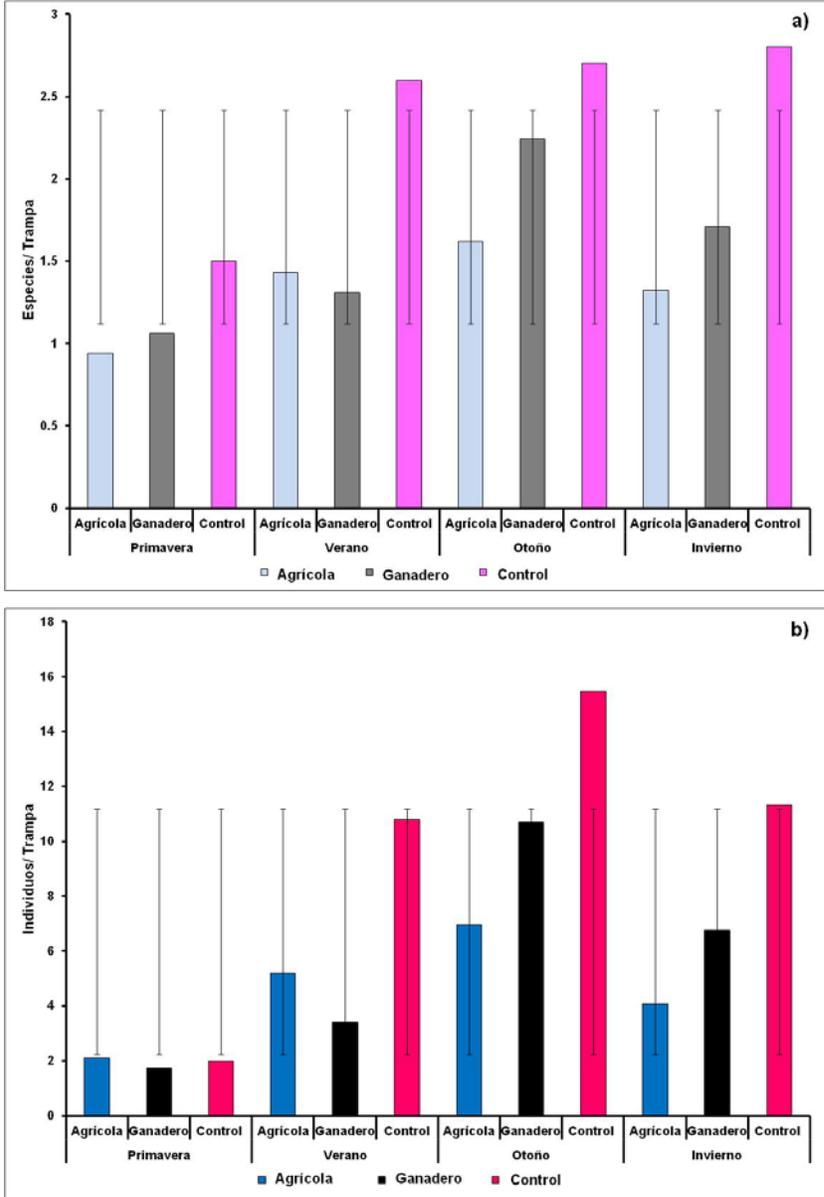


Figura 20. Variación de la densidad de especies (a) y de individuos (b) de arañas (con desvío estándar) por estación en cada tratamiento estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

A nivel de técnica de muestreo, la abundancia de arañas por muestras recolectadas se diferenció significativamente ($p < 0.05$) entre trampas de caída y aspirador, recolectando una mayor proporción de ejemplares con el G-vac. También se evidenció diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la mayoría de las estaciones a excepción en verano, para la abundancia y riqueza de especies capturando una menor cantidad de individuos únicamente durante la primavera.

Tabla 6. Densidad de especies y de individuos de arañas por trampa en cada estación y tratamiento estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

	Riqueza de spp.			Abundancia		
	Agrícola	Ganadero	Control	Agrícola	Ganadero	Control
Primavera	0.94	1.06	1.50	2.10	1.73	2.00
Verano	1.43	1.31	2.60	5.20	3.40	10.80
Otoño	1.62	2.24	2.70	6.98	10.68	15.45
Invierno	1.32	1.71	2.80	4.08	6.75	11.32
Total	1.33	1.58	2.40	4.59	5.64	9.89

Al comparar entre ambientes disturbados, la abundancia de arañas mostró diferencias estadísticamente significativas entre cada técnica para lotes agrícolas y ganaderos ($F=202.5$, $df=20.59$, $p < 0.05$), debido a que son ambientes con estructuras y hábitats diferentes. Con el método del aspirador, el sistema ganadero reportó mayor abundancia y número de especies por muestra respecto al agrícola, ocurriendo lo contrario para las densidades obtenidas por trampa de caída, que fueron mayores en los lotes cultivados (Tabla 7).

Tabla 7. Densidad de individuos y de especies de arañas por trampa en cada tratamiento estudiado en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (C: Trampas de Caída; G-v: G-vac)

Sistema /Téc. muestreo	Riqueza de spp.		Abundancia	
	C	G-v	C	G-v
Agrícola	1.07	1.51	2.93	6.10
Ganadero	1.13	1.83	1.97	8.11
Control	1.62	3.05	2.93	16.60

En las Figura 21a y b se observa de manera general el mismo patrón visualizado en las figuras anteriores, aumentando la recolección con el aspirador a lo largo de las estaciones;

posiblemente las características del hábitat en cada sistema y la estación condicionaron a la comunidad de arañas en cada estrato, por lo tanto se corrobora que ambas técnicas de muestreo fueron complementarias ya que cada una recolectó diferentes especies y abundancias de arañas.

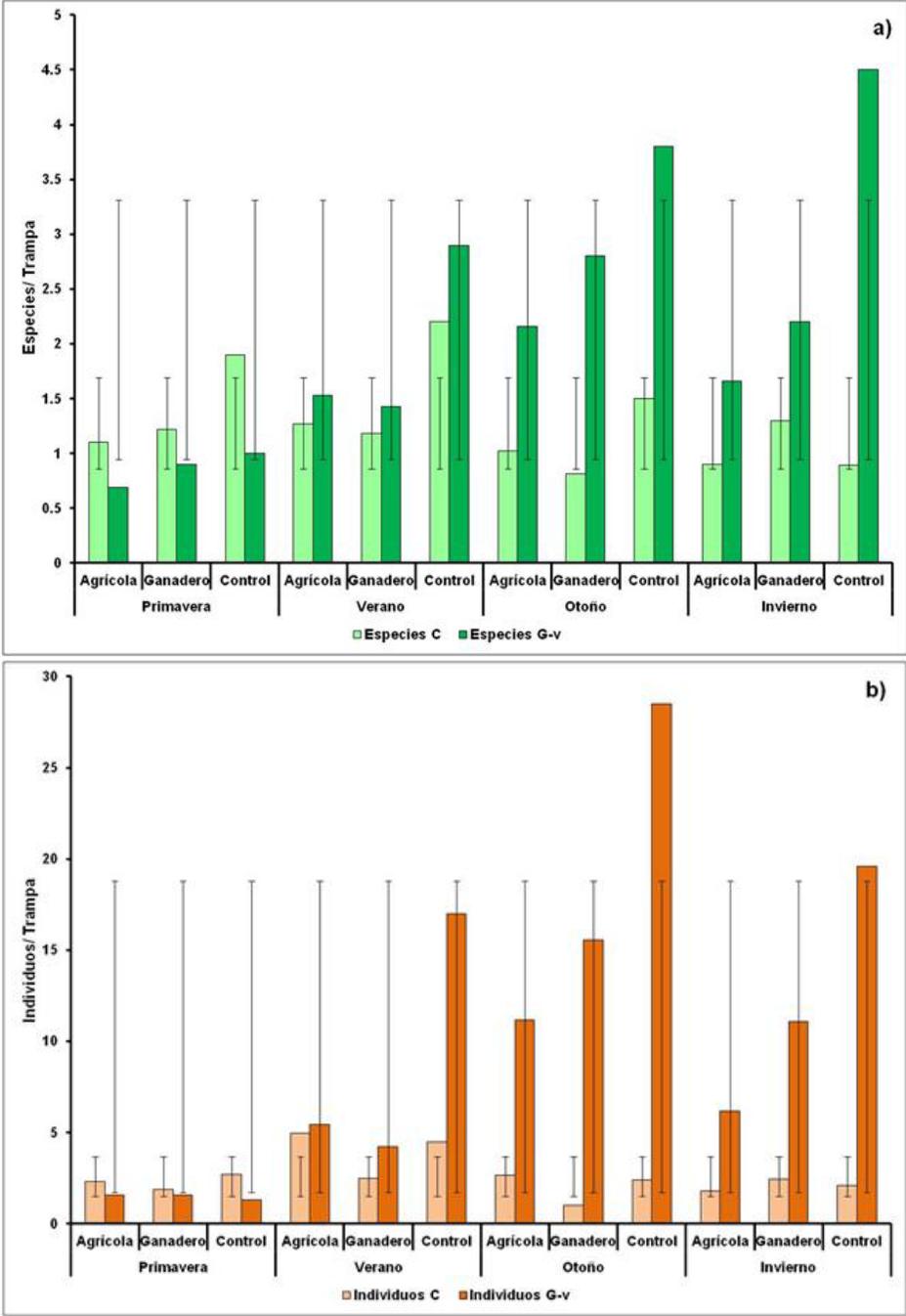


Figura 21. Variación de la densidad de especies (a) y de individuos (b) de arañas (con desvío estándar) por trampa y técnica de muestreo, en cada estación y tratamiento estudiado, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (C : trampas de Caída; G-v: G-vac)

8.2.2-Análisis de Escalamiento No Métrico (NMDS)

El primer ordenamiento se generó con todos los lotes, considerando la sumatoria de las cuatro estaciones. La solución recomendada fue en 2 dimensiones (Eje 1= 70.3% y Eje 2= 21.6% de la varianza total, con un Stress= 10.59); el test de Montecarlo demostró que existieron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en el ordenamiento en relación a lo esperado por azar (Fig. 22). Los lotes se ordenaron de acuerdo con los sistemas estudiados en cuanto a sus ensambles de especies. Así, se observaron dos grupos bien definidos correspondientes a los lotes del sistema con ganado a la derecha y los agrícolas a la izquierda (Fig. 22). El porcentaje de vegetación viva sobre el suelo puede explicar el ordenamiento de los sitios ganaderos, mientras que el porcentaje de suelo desnudo explicaría el agrupamiento de los sitios agrícolas. El segundo eje del ordenamiento posiblemente representa una diferenciación entre los sitios nativos (control) sin disturbio de los sitios con disturbio (ganaderos y agrícolas); aunque el sitio G12 se separa del resto por presentar una pequeña dimensión y estar continuo a lotes con agricultura.

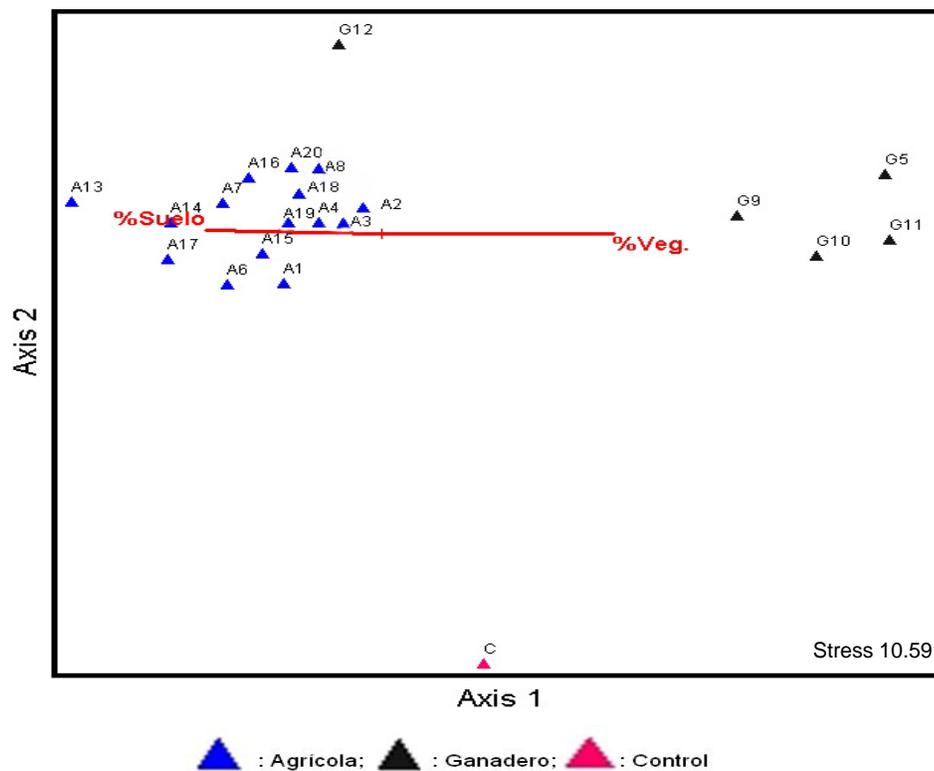


Figura 22. Escalamiento No Métrico Multidimensional mostrando el ordenamiento de los lotes estudiados teniendo en cuenta la similitud de los ensambles de arañas por medio de Bray-Curtis en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Ordenamiento estacional: Para cada una de las estaciones, se realizó un análisis de NMDS mostrando las variables que pudieron influenciar y/o explicar en mayor parte el ordenamiento de los sitios (Fig. 23).

Los ordenamientos obtenidos, resultaron en una resolución en 3 dimensiones correspondientes a las primeras estaciones, a excepción del invierno que dio un ordenamiento en una única dimensión. El test de Montecarlo mostró diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) para cada uno de los ordenamientos logrados.

Los resultados de los ordenamientos explicaron el 71% o más de la varianza de los datos para cada estación. Los ordenamientos resultantes mostraron un patrón similar para los lotes analizados, revelando que hubo una diferenciación de los lotes con ganado, de los agrícolas y del control. El porcentaje de cobertura del suelo explicaría en la mayoría de los casos el ordenamiento de los sitios con ganado en todas las estaciones, excepto en el verano donde el porcentaje de la cobertura de la vegetación tuvo un mayor efecto. Por otra parte, las variables climáticas explicaron el ordenamiento de los ensambles de arañas correspondientes a los lotes agrícolas, donde los cultivos implantados en cada estación dependen de las condiciones ambientales del medio para su crecimiento y desarrollo, pudiendo así haber influenciado sobre la composición y la estructura de las comunidades de arañas en cada estación en los lotes agrícolas. Los procedimientos MRPP demostraron que las comunidades de arañas resultantes del agrupamiento de los lotes productos del NMDS se diferenciaron estadísticamente (agrícola vs. ganadero: $A = 0.0269$, $p = 0.00001$; agrícola vs. control: $A = 0.0138$, $p = 0.0015$; ganadero vs. control: $A = 0.0320$, $p = 0.0037$). De esa manera, cada sistema mostró una composición de arañas particular, posiblemente en respuesta a las características y a la estructura del hábitat, y a los factores que produjeron disturbios en cada sistema estudiado.

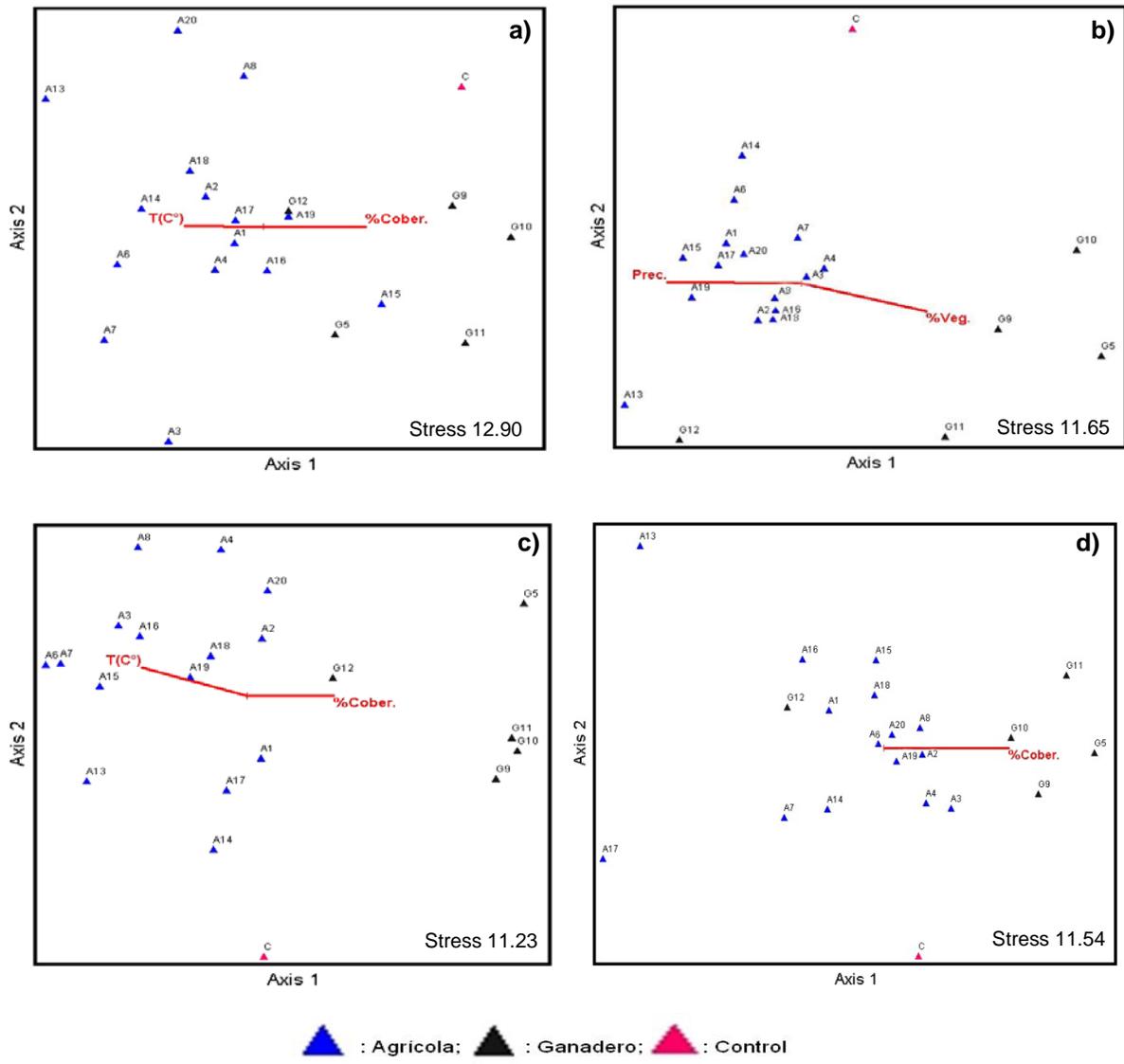


Figura 23. Escalonamiento No Métrico Multidimensional de los lotes estudiados teniendo en cuenta los ensambles de arañas registrados en cada estación muestreada en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). a) primavera, b) verano, c) otoño y d) invierno

8.2.3-Diversidad beta en sistemas agropastoriles

Análisis de complementariedad

La Tabla 8 muestra el número de especies compartidas entre sistemas y los valores de complementariedad obtenidos (el grado de diferencia en la composición de especies entre comunidades distintas), donde se evidencia que hubo una alta complementariedad entre el sistema nativo y los ambientes perturbados. Los resultados mostraron que existió un grupo

de especies de arañas que fue compartido por ambientes perturbados (agrícolas-ganaderos) (complementariedad del 28%), seguramente correspondieron a especies que pueden tolerar condiciones de disturbio, mientras que el ambiente nativo, si bien aportó una proporción de arañas a las áreas perturbadas, mostró un ensamble particular y exclusivo de su comunidad de arañas.

Tabla 8. Porcentaje de complementariedad entre los diferentes sistemas presentes en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Sistemas	Riqueza de spp.	Spp. compartidas	Complementariedad (%)
Agrícola (A)	186	A-G: 150	28.2%
Ganadero (G)	173	Ct-G: 77	61.5%
Control (Ct.)	104	Ct-A: 86	57.8%

Partición de la diversidad

Los patrones de partición de la diversidad β fueron estadísticamente diferentes entre los distintos niveles, excepto β_1 , mostrando que los valores de diversidad beta observados en el sistema agropastoril fueron significativamente más altos que los valores esperados por azar (Fig. 24). A nivel entre trampas (β_1), los valores observados fueron menores, mostrando que el recambio de especies estaría dado por eventos al azar. En cambio, los demás niveles de la diversidad beta en este sistema agropastoril estuvieron condicionados significativamente por factores que posiblemente tuvieron que ver con la disposición agregada de las arañas.

En total, la diversidad beta representó el 79.8% de la diversidad gamma hallada en los sistemas agropastoriles. El valor de recambio más alto se dió en el cuarto nivel, correspondiente al nivel estaciones (14.5%), seguido por el nivel de lote (11.3%) y estratos (11.1%), aportando en gran proporción a la diversidad gamma (Fig. 24). Es decir, la mayor parte de la diversidad beta en el sistema agropastoril estudiado estuvo representada por un cambio en los ensambles de arañas entre las estaciones, entre los lotes con distintos tratamientos (agrícolas vs. ganaderos) y por la diferencias entre la fauna del suelo y sobre la vegetación.

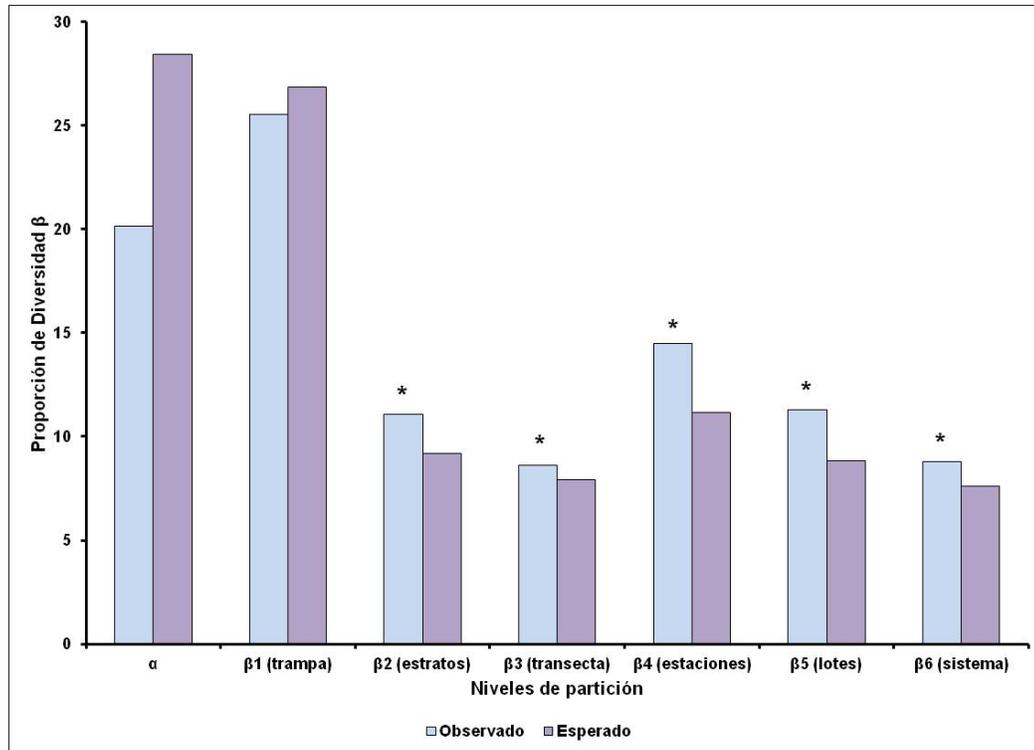


Figura 24. Partición de la diversidad analizando el aporte de la diversidad alfa y beta mostrando los valores observados y esperados en cada nivel de partición en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (*) diferencias significativas

8.3-Gradiente de cambio en sistemas agropastoriles

Se generaron curvas de rarefacción de especies por muestras e individuos (Fig. 25), las que presentaron un mismo comportamiento, mostrando una mayor riqueza de especies las transectas o columnas que combinaron lotes agrícolas con ganaderos, ubicándose en la parte inferior del gráfico aquellas que estuvieron compuestas exclusivamente por lotes puramente agrícolas. Sin embargo, las curvas no lograron una asíntota, observándose una mejor tendencia en las columnas 8 y 9; posiblemente debido a un mayor número de trampas consideradas, lo que es opuesto a los que sucedió con el control, a pesar de que mostró una alta riqueza de especies. Estos datos demostraron que áreas con ambientes heterogéneos, y con diferentes presiones de disturbios propios de cada sistema, mantuvieron una mayor diversidad de arañas que ambientes estructuralmente homogéneos.

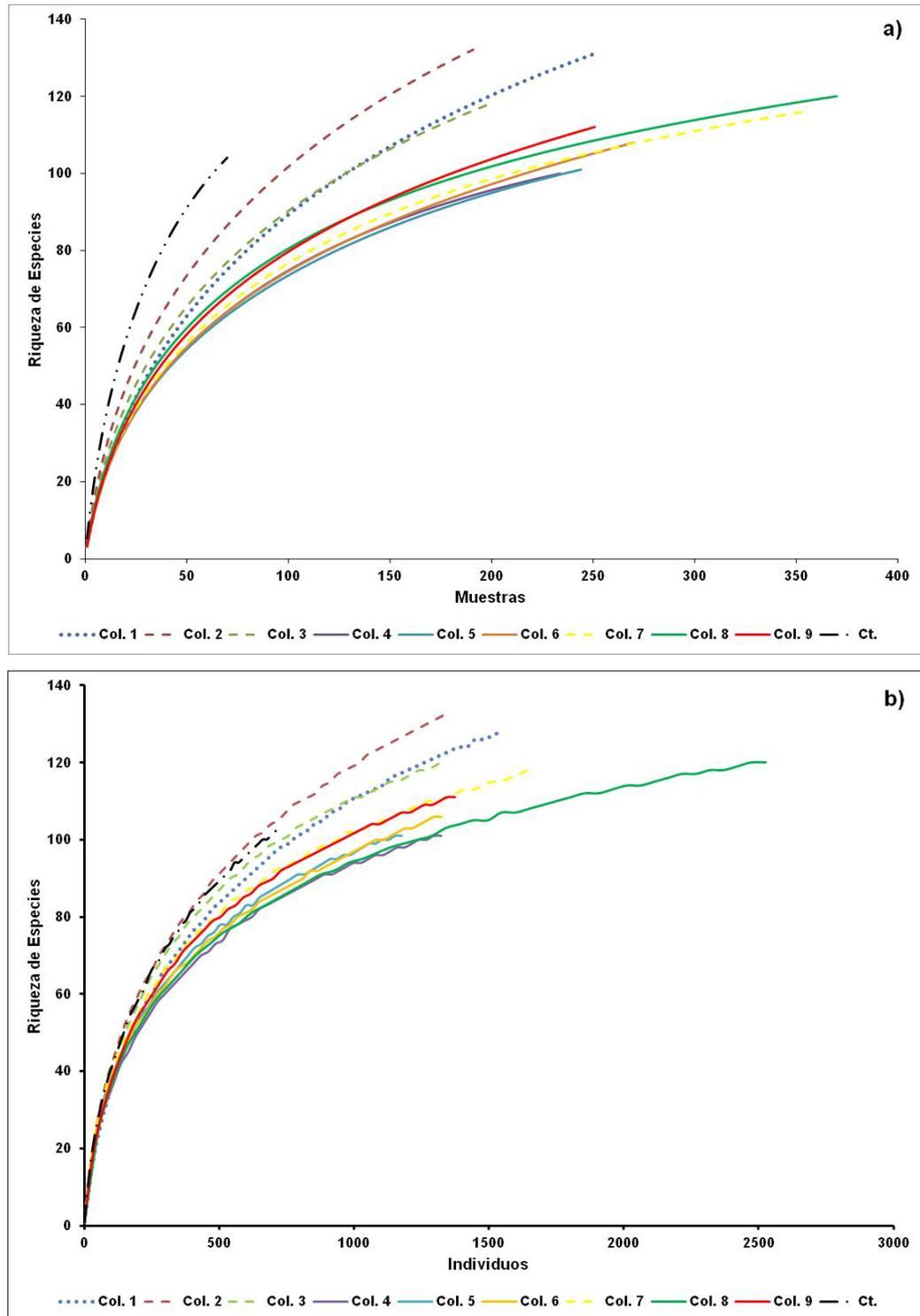


Figura 25. Curva de rarefacción de especies por muestras (a) e individuos (b) en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Las líneas sólidas corresponden a columnas totalmente agrícolas, líneas punteadas a columnas totalmente ganaderas y líneas intermitentes corresponden a columnas con lotes agrícolas y ganaderos. Columnas 1, 2, 3, 4, 5 y 6 con orientación Este-Oeste; Columnas 7, 8, 9 y control con orientación Norte-Sur.

Los valores de densidad para cada columna a lo largo del gradiente son presentados en la Figura 26, mostrando que hubo un decremento de la abundancia y la riqueza de arañas desde sitios más diversos (Col. 1, 2 y 3) hacia ambientes agrícolas (Col 4, 5 y 6), estableciéndose un gradiente de cambio en sentido Este hacia Oeste, y otro desde Norte a Sur partiendo desde el bosque (Control) hacia ambientes con disturbio. La baja riqueza de especies halladas entre las columnas 4, 5, 6 y 7, permitieron demostrar que allí existió un ensamble de arañas mayoritariamente agrobiontes, o sea típicas de ambientes agrícolas y que toleran sus disturbios, pudiendo algunas de ellas desplazarse hacia ambientes heterogéneos.

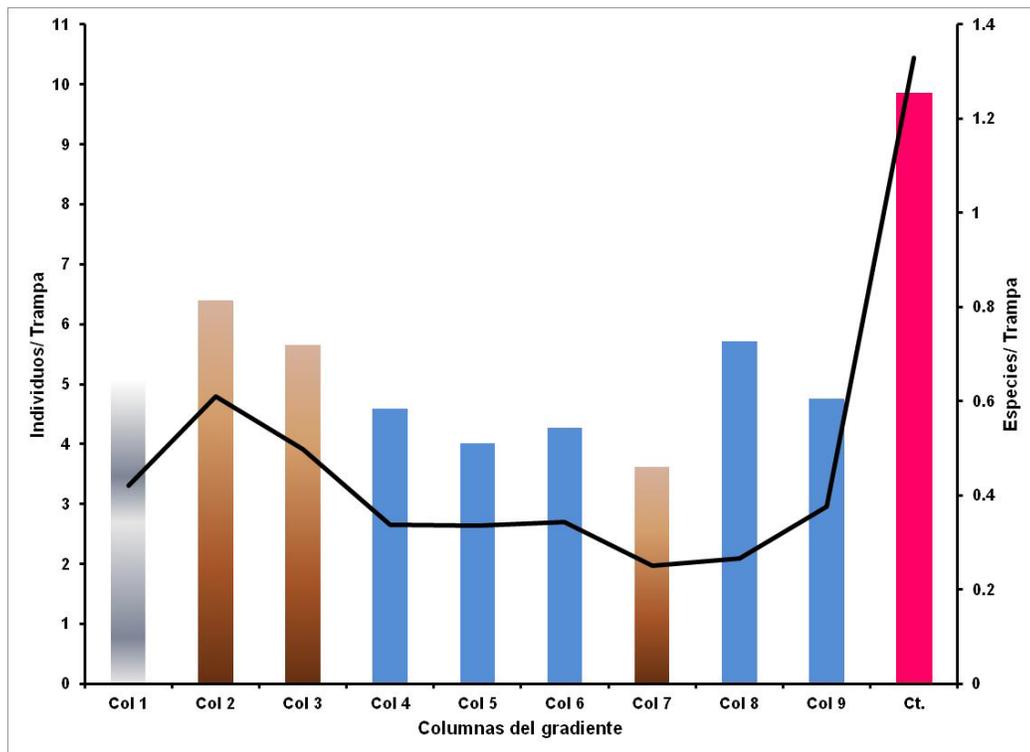


Figura 26. Densidad de especies y de individuos de arañas por trampa a lo largo del gradiente ambiental en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Columnas 1, 2, 3, 4, 5 y 6 con orientación Este-Oeste; Columnas 7, 8, 9 y control con orientación Norte-Sur. Eje Y1: Individuos/trampa en sistemas Ganaderos (■), Sistema Agrícola (■), Sistemas Mixtos (■) y Control (■); Eje Y2: Especies/Trampa

8.3.1-Análisis de gradiente

El Ordenamiento Polar, mostró el ordenamiento de los lotes correspondientes a cada columna desde el Este al Oeste. Así la columna 1 perteneció a lotes con ganado, seguido por las columnas 2 y 3, que son ambientes mixtos (sitios ganadero y agrícola) y las columnas 4, 5 y 6 corresponden a lotes puramente agrícolas. En la Figura 27 se puede observar que

los puntos de los extremos correspondieron a las columnas 1 y 6, quedando los demás puntos entre estos polos. El ordenamiento se muestra en un solo eje con un $r^2 = 0.872$.

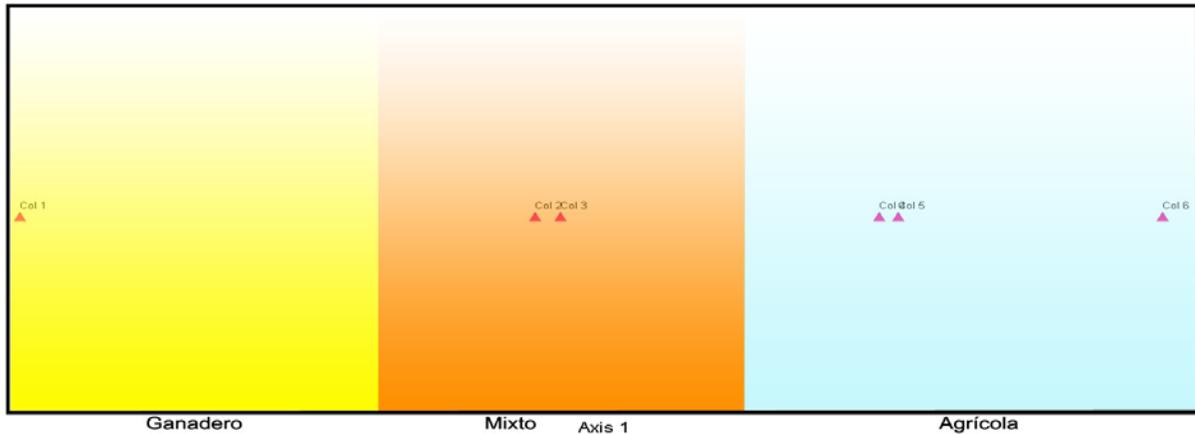


Figura 27. Ordenamiento Polar de Bray-Curtis para el gradiente de arañas desde Este hacia Oeste en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina), usando como medida de distancia Sørensen y el método de varianza-regresión para determinar los polos extremos.

El análisis de Ordenamiento Polar, también mostró un ordenamiento de Norte a Sur obtenido en una dimensión, con un $r^2 = 0.941$ (Fig. 28), ubicándose los sitios desde menor a mayor complejidad en los extremos. El gradiente de cambio de la comunidad de arañas es similar al gradiente Este-Oeste, donde las arañas parten desde ambientes altamente complejos, control (bosque nativo), áreas con un mayor número de estratos y sitios disponibles para una comunidad de arañas más diversa, seguido a ambientes mixtos (agrícola/ganaderos) y finaliza en ambientes homogéneos (lotes agrícolas).

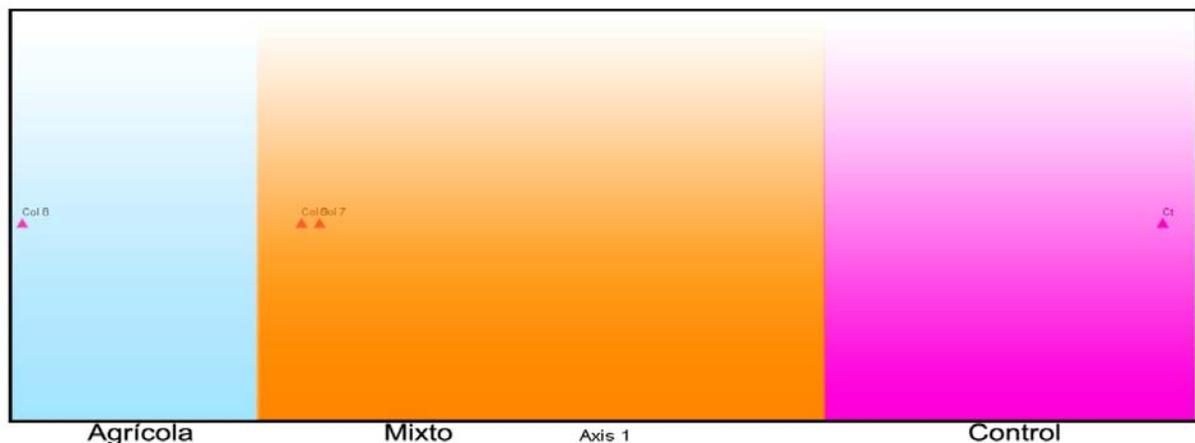


Figura 28. Ordenamiento Polar de Bray-Curtis para el gradiente de arañas desde Norte a Sur en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina), usando como medida de distancia Sørensen y el método de varianza-regresión para determinar los polos extremos

Se calculó la similitud entre las columnas, para observar como varió la comunidad de arañas a lo largo del gradiente, demostrando que los valores de similitud fueron decreciendo entre las columnas en ambas direcciones (E-O y N-S). Se evidenció que las arañas modificaron su composición a lo largo del gradiente de cambio analizado (desde hábitats con mayor complejidad a los más homogéneos) (Tabla 9a y b).

Tabla 9. Porcentaje de similitud (de Bray-Curtis) entre cada una de las columnas, con orientación Este-Oeste (a) y Norte-Sur (b) en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

a)

	Col 1	Col 2	Col 3	Col 4	Col 5	Col 6
Col 1						
Col 2	62.31					
Col 3	62.39	74.71				
Col 4	43.45	65.03	64.78			
Col 5	40.06	58.96	61.87	67.85		
Col 6	36.86	57.46	59.61	65.52	61.88	

b)

	Col 7	Col 8	Col 9	Ct.
Col 7				
Col 8	63.97			
Col 9	62.49	61.51		
Ct.	36.27	23.98	33.45	

Referencias: Col: columnas; Ct.: control

Para demostrar el recambio de especies a lo largo del gradiente, se calculó la diversidad beta mostrando las pérdidas y los remplazos de las especies entre cada columna. En la primera comparación (columna 1 y 2), como en la última (columna 9 con control), las diversidades fueron las más altas, con un alto remplazo de especies entre cada uno de los ambientes (Fig. 29).

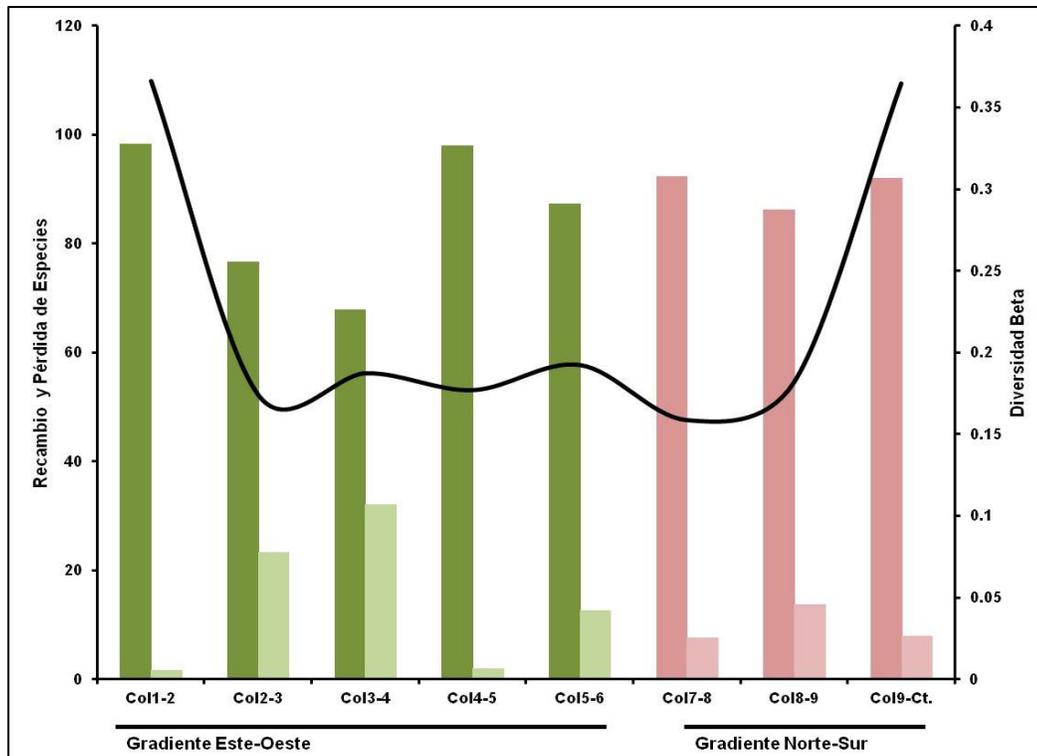


Figura 29. Diversidad beta: valores provenientes del recambio y la pérdida de especies obtenida en las distintas comparaciones entre las columnas a lo largo del gradiente de un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Eje Y1 corresponde a columnas: Recambio (columnas oscuras) y pérdida de especies (columnas más claras); Eje Y2 corresponde a línea: Diversidad Beta

8.4-Análisis de diseños y combinaciones de tratamientos y su efecto sobre la diversidad de arañas

Para evaluar si la heterogeneidad ambiental y el paisaje subordinado a los lotes, afectó sobre la comunidad de arañas en los sistemas agropastoriles, se analizaron cuatro casos:

Caso 1: Lotes con ganado (lote 11 rodeado por 12, lote 5 y 10).

Caso 2: Lotes con agricultura cultivados (lote 7 rodeado de los lotes 1, 2, 3, 6 y 8).

Caso 3 y 4: Lotes con agricultura rodeados por lotes con ganadería. Caso 3: lotes 9 rodeado de los lotes 10, 8, 3 y 4; y Caso 4: lote 10 rodeado por 11, 5, 4 y 9).

En la Figura 30, se presentan los valores de densidad de arañas por trampa en cada caso, mostrando que se registró una alta abundancia para los casos de diseños mixtos (caso 3 y 4) y se observó una alta riqueza de especies en el diseño puramente ganadero (caso 1). Las

variaciones de densidades entre cada uno de los casos se explican por las diferentes estructuras de los cultivos, por las actividades antrópicas y por el aporte de la vegetación adyacente.

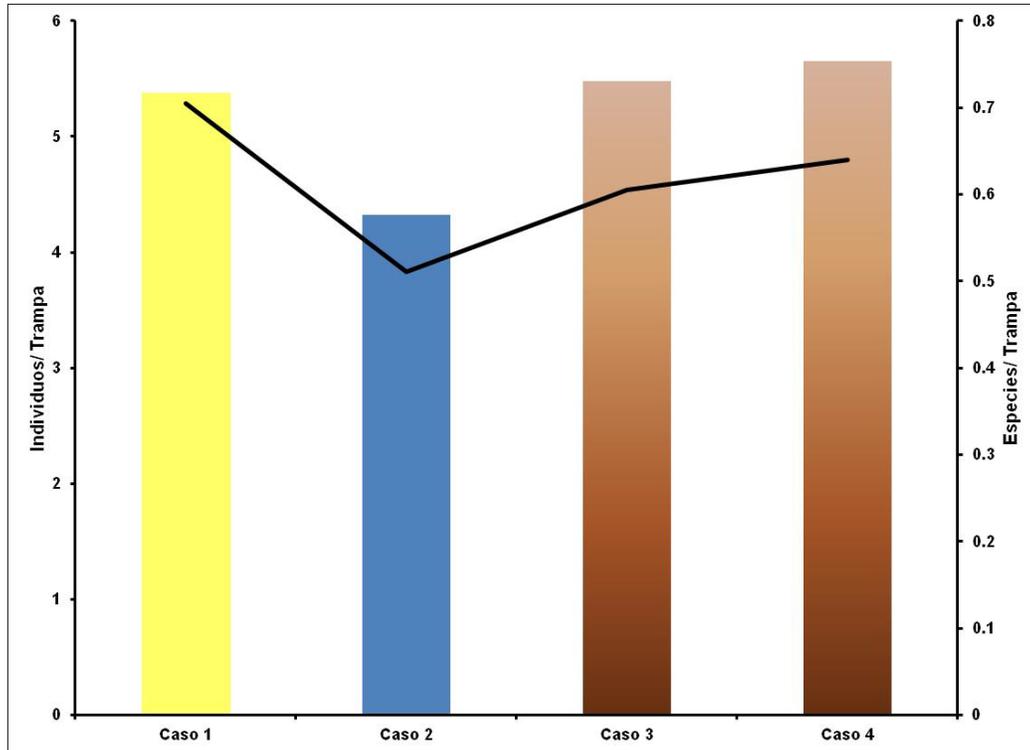


Figura 30. Variación de la densidad de individuos y de especies de arañas por trampa en cada caso de diseño en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Eje Y1 corresponde a columnas: Individuos/Trampa (columna amarilla, diseño con lotes con ganado), (columna azul, diseño con lotes agrícolas), columnas marrones diseños mixtos). Eje Y2 corresponde a línea: Especies/Trampa

Diversidad verdadera

Los perfiles de diversidad (diversity profiles) para cada uno de los casos analizados fue diferente y en todos ellos las curvas se cruzaron, por lo que los ensamblajes no pueden ser inequívocamente comparados. Uno de los ensamblajes es más diverso por las especies raras, mientras que el otro es más diverso en especies dominantes.

La Figura 31 muestra la diversidad de arañas para cada uno de los casos considerados, observándose una alta diversidad para lotes con ganadería, o que se encontraron rodeados por ellos. La alta riqueza de especies allí observada se relacionó con la complejidad del hábitat, aportando un mayor número de especies y, en particular de especies raras, en comparación con lotes con agricultura (caso 2).

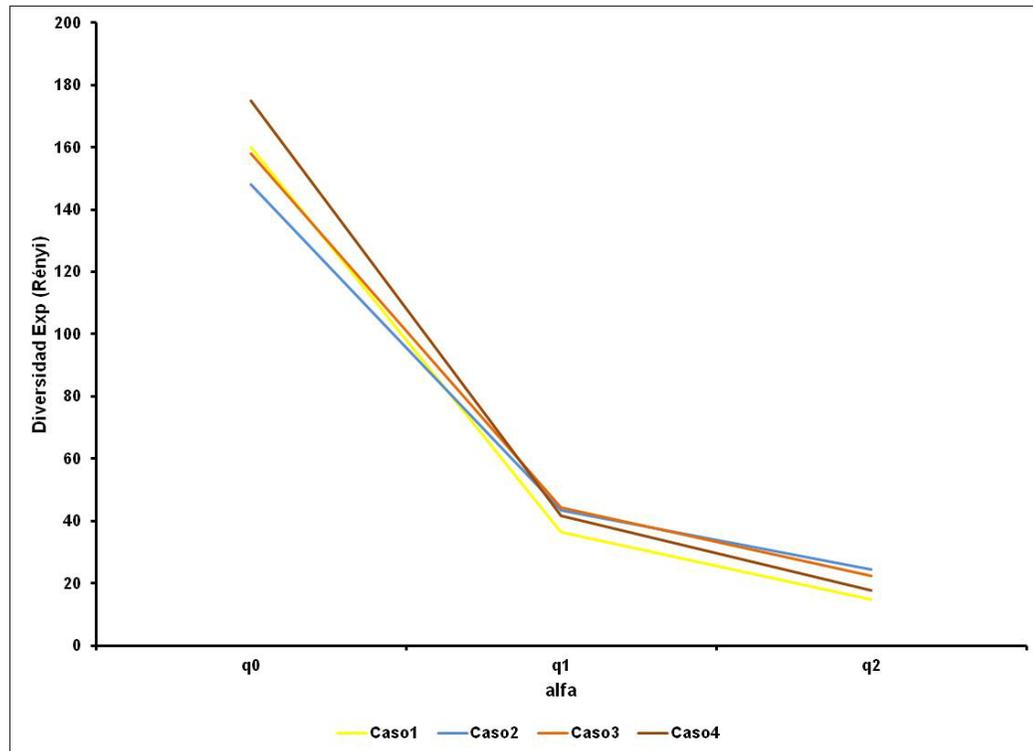


Figura 31. Perfiles de diversidad de la comunidad de arañas para cada caso en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). Caso 1: ganadero, caso 2: agrícola, caso 3 y 4: mixto

Disimilaridad

El análisis de disimilitud dio altos valores para el diseño con lotes ganaderos (Tabla 10). La familia Philodromidae fue la que proporcionó la mayor contribución entre los casos, seguido por la familia Araneidae, que necesita de estratos verticales para poder emplazar sus telas y cazar a sus presas; contribuyendo en altas proporciones en los casos que contienen lotes con ganado. Si bien estas familias estuvieron presentes en todos los casos, sus valores reflejaron diferencias entre los diseños y los sistemas. Únicamente se registraron diferencias significativas entre los casos 1-2 (A: 0.1328, $p=0.0024$) y 2-4 (A: 0.1311, $p=0.0036$) mediante los procedimientos MRPP, correspondientes a situaciones con diferentes presiones de disturbio y tipos de arreglos espaciales.

Tabla 10. Porcentaje de disimilitud de especies de arañas para cada uno de los casos considerados en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Casos	% Disimilitud entre casos					
	1-2	1-3	1-4	2-3	2-4	3-4
Especies de arañas	59.75	51.17	42.79	45.93	58.20	46.41
msp. 144 (Araneidae)	9.32	8.29	6.79	7.03	8.11	7.90
msp. 130 (Araneidae)	8.41	8.12	9.79	5.51	9.12	8.52
msp. 145 (Philodromidae)	7.98	9.86	14.73	7.64	10.25	12.08
<i>Allocosa</i> sp. (Lycosidae)	5.36	6.72		6.40	5.85	7.17
<i>Oxyopes salticus</i> (Oxyopidae)				5.05		

Referencias: caso 1: ganadero, caso 2: agrícola, caso 3 y 4: mixto

8.5-Estructura de Gremios

8.5.1-Composición de Gremios en sistemas agropastoriles

En general, todos los gremios estuvieron representados en los sistemas agrícolas y control, a excepción del gremio “Tejedoras de telas irregulares” que no se registró en lotes con ganado (Tabla 11). La composición de gremios en los sistemas agropastoriles estuvo altamente representado por el gremio “Otras cazadoras”, “Tejedoras de telas orbiculares” y “Cazadoras corredoras sobre el suelo”. En sistemas agrícolas, la mayor abundancia correspondió a “Otras cazadoras”, en sistemas ganaderos a las “Tejedoras de telas orbiculares” y en el control estos dos últimos gremios fueron los más abundantes con porcentajes similares.

Tabla 11. Gremios de arañas presentes en cada tratamiento estudiado, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

	Total	%	Agrícola	%	Ganadero	%	Control	%
Cazadoras deambuladoras		7.03		8.20		3.71		6.78
<i>Thomisidae</i>	1086		892		140		54	
Cazadoras corredoras sobre el suelo		18.81		22.25		11.58		6.02
<i>Corinnidae</i>	118		81		28		9	
<i>Gnaphosidae</i>	185		80		95		10	
<i>Lycosidae</i>	2592		2251		313		28	
<i>Oonopidae</i>	1		0		0		1	
<i>Prodidomidae</i>	10		9		1		0	
Tejedoras de telas orbiculares		27.40		22.54		39.68		35.51
<i>Araneidae</i>	3466		1984		1335		147	
<i>Nephiliidae</i>	40		25		13		2	
<i>Tetragnathidae</i>	720		438		148		134	
<i>Theridiosomathidae</i>	7		5		2		0	
Otras cazadoras		32.71		31.94		34.60		34.25
<i>Anyphaenidae</i>	317		96		85		136	
<i>Clubionidae</i>	21		11		0		10	
<i>Ctenidae</i>	2		2		0		0	
<i>Miturgidae</i>	324		262		26		36	
<i>Oxyopidae</i>	1234		1056		149		29	
<i>Philodromidae</i>	2155		1543		588		24	
<i>Salticidae</i>	994		503		457		34	
<i>Scytodidae</i>	6		1		1		4	
<i>Sparassidae</i>	1		1		0		0	
Tejedoras de telas irregulares		0.01		0.01		0.00		0.13
<i>Actinopodidae</i>	1		0		0		1	
<i>Oecobiidae</i>	1		1		0		0	
Tejedoras de telas en sábanas		7.86		8.36		5.77		10.92
<i>Hahniidae</i>	36		23		11		2	
<i>Linyphiidae</i>	891		655		186		50	
<i>Pisauridae</i>	288		232		21		35	
Tejedoras de telas espaciales		6.09		6.67		4.48		5.77
<i>Dyctinidae</i>	67		62		3		2	
<i>Micropholcommathidae</i>	7		5		2		0	
<i>Theridiidae</i>	744		540		160		44	
<i>Titanoecidae</i>	123		119		4		0	
Especialistas		0.09		0.02		0.19		0.63
<i>Zodariidae</i>	14		2		7		5	
Total	15.451	100	10.879	100	3.775	100	797	100

La composición de gremios a nivel estacional (Fig. 32), mostró una mayor proporción para el gremio “Otras cazadoras” en la estación de otoño, seguido por las “Tejedoras de telas orbiculares” en el invierno y las “Cazadoras corredoras sobre el suelo” en el verano. La menor proporción correspondió para los gremios “Especialistas” y “Tejedoras de telas irregulares” a lo largo de las estaciones. Los disturbios propios de cada sistema, el desarrollo de los diferentes cultivos en los sistemas agrícolas, y las variaciones climáticas de cada estación permitieron explicar los sitios y estratos disponibles en cada cultivo para el desarrollo de los diferentes gremios de arañas.

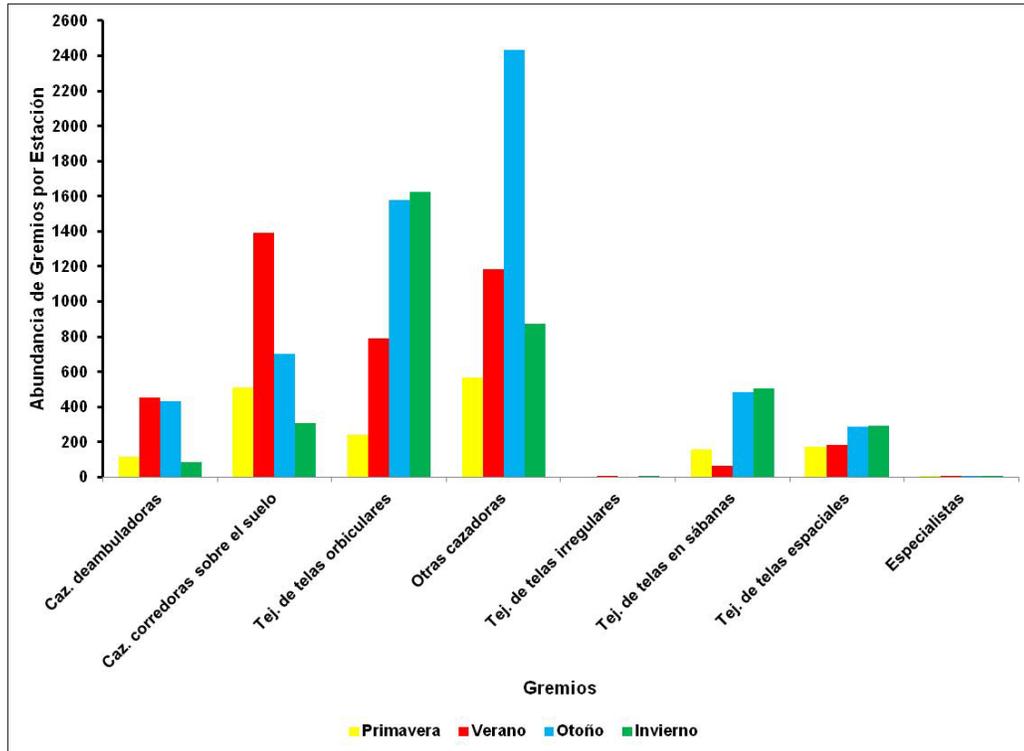


Figura 32. Composición de gremios por estación, en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

8.5.2-Disimilitud de gremios

Análisis de disimilitud de gremios entre lotes

La Tabla 12 muestra la disimilitud de gremios entre lotes, registrándose valores altos entre lotes agrícolas (60%), como en lotes 4 y 13. En cambio, las bajas disimilitudes (menores al 10%) correspondieron a lotes con ganado o lotes cercanos a éstos, como por ejemplo el lote 10 y 3. Los porcentajes obtenidos indicaron condiciones ambientales similares en lotes de un mismo sistema; por otro lado, los cambios en los cultivos a lo largo del ciclo fenológico, sumado a las variaciones climáticas estacionales, generaron recursos que fueron explotados de manera diferencial por los gremios de arañas, logrando cambios en la diversidad de ellos en el tiempo y el espacio.

Tabla 12. Porcentaje de disimilitud (índice Bray-Curtis) de los gremios de arañas entre lotes (L1...L20) en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (Ct.: control)

	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17	L18	L19	L20	Ct.
L1																					
L2	20.22																				
L3	20.08	21.30																			
L4	28.46	25.69	20.25																		
L5	38.25	30.95	22.48	20.80																	
L6	16.18	31.36	25.34	28.70	48.17																
L7	26.29	23.55	35.17	41.99	47.86	35.27															
L8	14.62	23.05	27.35	38.59	37.19	23.45	17.32														
L9	24.89	30.79	16.84	34.75	24.12	35.61	35.38	25.71													
L10	23.50	20.85	9.12	25.33	17.60	31.53	35.51	28.80	14.12												
L11	22.45	27.77	13.75	34.01	20.65	32.22	33.33	20.91	11.20	12.03											
L12	31.32	36.72	41.96	51.80	45.90	33.46	29.17	20.05	41.44	41.86	35.12										
L13	43.88	47.33	51.64	60.00	59.45	45.72	27.86	34.00	52.83	51.05	50.25	23.52									
L14	28.31	27.41	31.19	38.65	44.35	37.09	6.69	20.80	31.42	31.38	28.47	32.52	29.61								
L15	14.71	20.95	25.32	34.32	44.30	22.13	14.88	14.67	32.00	27.37	26.02	24.76	34.09	17.11							
L16	22.63	17.90	18.89	11.35	21.56	26.52	36.97	30.58	35.82	24.69	33.13	43.60	53.42	37.82	25.43						
L17	30.09	24.73	28.48	30.67	44.85	29.85	35.59	35.14	37.00	36.85	34.39	46.04	57.73	34.86	32.24	30.68					
L18	16.86	12.03	17.18	19.90	22.94	28.23	32.20	22.70	28.76	19.47	24.56	35.66	48.64	31.55	21.76	10.80	30.70				
L19	11.53	28.92	24.82	32.84	45.95	17.18	22.56	14.77	32.97	32.75	28.04	29.18	40.18	24.82	12.16	28.07	34.78	25.46			
L20	18.66	17.71	21.13	14.53	23.31	26.59	33.67	25.65	33.14	24.56	34.01	40.31	49.83	35.34	27.24	8.21	33.58	10.54	23.56		
Ct.	21.80	23.99	12.32	26.18	23.76	33.95	36.49	30.64	20.00	10.44	17.14	38.37	47.43	32.03	29.29	28.49	37.65	23.59	31.32	26.23	

Análisis de disimilitud de gremios entre casos

El análisis de disimilitud de gremios entre casos mostró el mayor porcentaje de disimilitud (29.89%) entre los casos 1-2 (lotes puramente agrícolas y ganaderos) y la menor (20.07%) entre los casos 3-4 (lotes mixtos) (Tabla 13). Solo existieron diferencias significativas entre los casos 2 y 4 ($p=0.0076$).

Analizando cada gremio entre casos, mostraron la mayor disimilitud las “Tejedoras de telas orbiculares” entre los casos 2-4 y las “Otras cazadoras” entre los casos 1-4. El gremio de las “Corredoras sobre el suelo” se presentó con una proporción más equitativa entre cada uno de los casos, mientras que los otros tres gremios (“Tejedoras de telas especiales”, “Cazadoras deambuladoras” y “Tejedoras de telas en sábanas”) no estuvieron representados en todos los casos.

Tabla 13. Porcentaje de disimilitud (índice Bray-Curtis) de gremios entre casos considerados en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

Casos	% Disimilitud entre casos					
	1-2	1-3	1-4	2-3	2-4	3-4
Gremios	29.89	24.43	22.31	24.57	29.25	20.07
<i>Tejedoras de telas orbiculares</i>	30.86	30.21	27.46	34.83	35.88	28.38
<i>Otras cazadoras</i>	28.66	34.35	41.45	30.34	32.64	38.91
<i>Cazadoras corredoras sobre el suelo</i>	14.85	15.21	11.26	12.94	11.33	14.57
<i>Tejedoras de telas espaciales</i>			8.83	7.55	6.39	6.91
<i>Cazadoras deambuladoras</i>				9.78	8.23	5.58
<i>Tejedoras de telas en sábanas</i>					5.24	5.28

Referencias: (%) Porcentaje de contribución; caso 1: ganadero, caso 2: agrícola, caso 3 y 4: mixto

9-DISCUSIÓN

La comunidad de arañas en los sistemas estudiados representa el 45% del total de familias citadas para la Argentina (Platnick 2013) y constituyen el primer inventario de especies para la provincia de Santa Fe; contabilizándose más de 220 especies/morfoespecies, valores superiores a lo citado por otros autores en otros agroecosistemas del país. De igual manera, el alto registro de ejemplares juveniles obtenidos (77.4%), supera lo registrado en otros trabajos en cultivos agrícolas (Liljesthröm *et al.* 2002; Gómez Galvis & Flórez Daza 2005; Danisman *et al.* 2007; Rodrigues *et al.* 2008; Armendano & González 2009; Benamú Pino 2010; Avalos *et al.* 2013) y en trabajos realizados en áreas naturales (Rubio *et al.* 2008; Avalos *et al.* 2009).

Las mayores proporciones de machos adultos recolectados por las trampas de caída concuerda con lo registrado en otros trabajos sobre cultivos agrícolas (Armendano 2008; Benamú Pino 2010; Almada *et al.* 2011) donde los machos en general muestran mayor actividad en ciertos períodos estacionales de acuerdo con la fenología del cultivo (Jiménez-Valverde & Lobo 2006), y mayor movilidad durante la época sexual en busca de hembras (Foelix 1982). La elevada proporción de inmaduros concuerda con lo postulado por Samu & Szinetár (2002), quienes afirman que los hábitats cultivados son colonizados por estados juveniles de muchas familias y que se dispersan a lo largo de las estaciones, preferentemente durante el verano y el otoño. En esta tesis, durante el otoño se registró una mayor proporción de individuos juveniles, particularmente en los lotes cultivados.

Por medio de la curva de acumulación de especies del muestreo total se observa que el inventario obtenido fue exhaustivo, debido a que la completitud superó el 90% y el gran esfuerzo de muestreo permitió aumentar los registros para la comunidad de arañas. De igual manera sucedió para cada tratamiento, mostrando que solo una mínima proporción de especies quedan por descubrir en estos sistemas agropastoriles. El inventario obtenido resulta alentador si se tiene en cuenta lo postulado por varios autores (Cardoso 2009; Edwards 1993; Samu & Lövei 1995; Coddington *et al.* 1996; Toti *et al.* 2000; Sørensen *et al.* 2002; Jiménez-Valverde & Hortal 2003), que afirman que un inventario real no llega a completarse nunca y que las curvas de acumulación suelen quedar lejos de la asíntota.

La proporción de singletones y doubletones fue bajo (próximo al 30%) en comparación con los valores mostrados en otros trabajos y resultan difíciles de comparar por tratarse de otros ambientes (agrícolas, naturales), otras técnicas de muestreo utilizadas y condiciones

climáticas, propias de cada región (Armendano & González 2009; Rubio *et al.* 2008; Jiménez-Valverde & Lobo 2006; Borges & Brown 2003; Coddington *et al.* 2009; Avalos *et al.* 2013). La presencia de singletones y doubletones podrían tener relación con la rareza de especies o especies turistas, que llegan de manera estocástica al lugar muestreado por ciertos fenómenos físicos o perturbaciones del medio (Halffter & Moreno 2005); por tanto es de esperarse que en ambientes como éstos, que sufren perturbación antrópica de manera periódica se registren este tipo de especies.

La abundancia de arañas esta correlacionada con características específicas de la vegetación, sugiriendo que la disponibilidad de hábitats es importante para la colonización y establecimiento de las arañas (Rypstra & Carter 1995). Áreas de refugio, sitios de reproducción y disponibilidad de presas son factores que determinan la presencia o la ausencia de este grupo (Rypstra *et al.* 1999; Samu & Lövei 1995) y son los pilares en la estructura de las comunidades de estos artrópodos (De La Cruz-Pérez *et al.* 2009). Del mismo modo, las variaciones estacionales influyen ampliamente la composición de la comunidad de arañas. La familia Araneidae constituyó el grupo más abundante del sistema agropastoril y se trata de una de las mayores familias de distribución cosmopolita (Platnick 2013). A su vez esto concuerda con lo hallado por Rodrigues *et al.* (2008) y Benamú Pino (2010) en cultivos de arroz y soja, respectivamente. Las familias Lycosidae, Philodromidae y Oxyopidae también aportaron en gran proporción numérica a la abundancia de las arañas en los lotes cultivados, y Philodromidae y Salticidae en los lotes ganaderos. En el control, las familias Tetragnathidae y Anyphaenidae fueron las más abundantes, datos coincidentes a los registrados por Avalos *et al.* (2009) en Reservas Naturales de la provincia de Corrientes.

Las familias más abundantes observadas en los sistemas agropastoriles concuerdan parcialmente con lo estudiado en otros cultivos y provincias argentinas, donde Thomisidae y Oxyopidae constituyeron las principales familias en los cultivos de soja, trigo, alfalfa y algodón, seguidos por Araneidae, Lycosidae, Salticidae y Philodromidae (Minervino 1996; Liljesthröm *et al.* 2002; Beltramo *et al.* 2006; Armendano 2008; Armendano & González 2009; González *et al.* 2009; Benamú Pino 2010; Armendano & González 2011a; Almada *et al.* 2012; Avalos *et al.* 2013). Estas familias también se encuentran representadas en altas proporciones en sistemas ganaderos (Toti *et al.* 2000; Warui *et al.* 2005) y en ambientes naturales de reservas y parques nacionales, como ser: Reserva Ecológica El Bagual (Formosa) (Corronca & Abdala 1994), Parque Nacional Mburucuyá y en la Reserva

Provincial Iberá, de la provincia de Corrientes (Rubio *et al.* 2004; Avalos *et al.* 2009, respectivamente) y la Reserva Natural Otamendi (Buenos Aires) (Grismado 2007).

La alta riqueza de especies/morfoespecies (222) registrada en los sistemas agropastoriles, supera a lo hallado en otros cultivos agrícolas de Argentina (Minervino 1996; Liljeström *et al.* 2002; Beltramo *et al.* 2006; Armendano 2008; González *et al.* 2009; Armendano & González 2009; Benamú Pino 2010; Armendano & González 2011a; Almada *et al.* 2012; Avalos *et al.* 2013), siendo similar (213) a lo encontrado por Argañarás (2009) en cultivos de soja en la provincia de Tucumán y menor (226) a lo registrado por Avalos *et al.* (2007) en bosques en la provincia de Corrientes. La diferencia en los resultados obtenidos, no solo en la riqueza específica sino también en la abundancia de arañas recolectadas, estaría dado por las técnicas de colectas utilizadas en nuestro estudio (G-Vac y trampas de caída) y por la intensidad del muestreo, comparado por otras técnicas empleadas en cada caso (pañó vertical, redes entomológicas, golpeteo del follaje, etc.), sumado a las condiciones climáticas y del ambiente, distribución de los recursos y características del paisaje, que hacen a la composición local de especies en el lugar (Zobel 1992; Altieri 1999).

La familia Salticidae, protagonizó la mayor riqueza de especies en nuestro estudio, representando el 19% del total de especies capturadas; esto se correlaciona con lo observado por Platnick (2013), donde registra a nivel mundial la mayor proporción de géneros y especies dentro de esta familia, seguida de la familia Araneidae y Linyphiidae (13 y 11%, respectivamente) que siguen con orden de referencia de especies en el catálogo (Platnick 2013) y concuerda con el alto registro de especies obtenidas en los sistemas agropastoriles. Según la literatura, la familia Linyphiidae es comúnmente encontrada en estos ambientes, ya que es una de las familias que mejor se adapta a los sistemas con disturbio (Samu & Szinetár 2002; Thorbek & Bilde 2004; Schmidt & Tschardt 2005a). El resto de las familias no superaron el 8%, donde 16 familias mostraron una riqueza de especies menor al 1%.

Tres especies presentaron una alta proporción de individuos y se observaron en todos los sistemas y estaciones: morfoespecie 145 (Philodromidae), seguido por *Oxyopes salticus* (Oxyopidae) y *Allocosa* sp. (Lycosidae) (ver anexo, Tabla II). Esto concuerda con estudios sobre araneofauna en varios cultivos (Morris *et al.* 1999; Armendano 2008; Pérez-Guerrero *et al.* 2009) y con lo propuesto por Gibson y colaboradores (1992b) para pastizales, quienes postulan que en ambientes en estado de sucesión temprano o campos cultivados predomina una baja riqueza o alta dominancia de especies. Estas familias (Philodromidae y Oxyopidae),

presenta un ciclo donde los adultos son más abundantes durante la primavera y comienzos del verano, correspondiéndose con las condiciones ambientales adecuadas para la oviposición y mantenimiento de los huevos y crías, colocando las hembras sus huevos para eclosionar durante la estación otoño-invierno, por ello también es mayor la presencia de estados juveniles durante esta temporada (Urones 1995). Por otro lado, la familia Lycosidae, se caracteriza por presentar arañas deambuladoras muy activas sobre la superficie terrestre (Buddle & Rypstra 2003; Pearce & Zalucki 2006) y las especies no están restringidas a un tipo de hábitat particular (Martin & Major 2001); esto concuerda con la presencia de las especies en todos los sistemas y estaciones analizadas en esta tesis.

Actualmente se considera que la diversidad es función de la frecuencia y de la magnitud de los disturbios a los cuales las comunidades están sujetas (Hobbs & Huenneke 1992). Las curvas de rarefacción y los valores de diversidad verdadera mostraron que la mayor diversidad de arañas registrada corresponde a la del lote control (bosque), seguido por lotes con ganado y por último por los lotes con cultivo. Estos resultados concuerdan con estudios de diversos autores en sistemas ganaderos, quienes reportaron el efecto negativo del pastoreo y el pisoteo sobre la comunidad de arañas (Curtis *et al.* 1990; Gibson *et al.* 1992a; Abensperg-Traun *et al.* 1996; Rivers-Moore & Samways 1996; Churchill 1998; Fabricius *et al.* 2002). En lotes agrícolas, en cambio, se registró la menor diversidad presentando una alta dominancia y frecuencia de especies similares entre los lotes. Los cultivos implantados presentan un tiempo de permanencia en el sistema (anual, bianual o perenne) (Paoletti 1999), soportan una serie de actividades y técnicas de manejo propias (tipos de labranzas, uso de agroquímicos y maquinarias para su aplicación, control de malezas, etc.) para asegurar la producción y obtener un mejor rendimiento. Este conjunto de actividades, traducidas en términos de disturbio, reducen las poblaciones de muchos insectos y arañas, alterando los microclimas generados entre los estratos, la disponibilidad de sitios para establecer sus telas y sitios potenciales para invernar (Thomas & Jepson 1997; Sunderland & Samu 2000).

Las curvas de rango-abundancia, abstracciones de la estructura altamente compleja de la comunidad, permiten comparar entre los tratamientos ajustándose los sistemas agropastoriles a los modelos de serie geométrica y logarítmica. Distribuciones menos equitativas y con un elevado nivel de dominancia, mostraron los sistemas agrícolas y con ganado con el primer modelo, el cual refleja el grado de perturbación que presentan estos

ambientes. En cambio, el bosque se ajustó a un modelo de serie logarítmica, comparándose con resultados similares obtenidos por otros autores que realizaron estudios de la fauna de arañas en bosques neotropicales (Silva & Coddington 1996) y ambientes de yungas Salteñas (Rubio 2011). El ajuste a este tipo de distribución caracteriza a comunidades con bajo estrés y sometidas a la influencia de escasos factores, con un pequeño número de especies abundantes (Moreno 2001).

Ambientes con una mayor heterogeneidad espacial contienen más especies, precisamente porque proporcionan una mayor variedad de microhábitats y una amplia gama de microclimas (Begon *et al.* 1995). Esta condición se corresponde con la alta densidad de arañas halladas en los relictos del bosque y se comparte por lo postulado por otros autores (Ricklefs 2001; Schmidt & Tschardtke 2005b), donde los individuos son más numerosos donde los recursos son más abundantes.

Diversos autores (Naveh & Whittaker 1980; Milchunas *et al.* 1988) han demostrado que los disturbios producto del pastoreo bovino son distribuidos dentro del sitio de acuerdo a los requerimientos o necesidades propias de la producción ganadera; por ello los disturbios pueden ser más intensivos en ciertos momentos del año. Las densidades de arañas obtenidas fueron mayores a los sistemas cultivados, lo cual se contraponen con lo obtenido por Bromham *et al.* (1999) y Warui *et al.* (2005), teniendo en cuenta que el régimen de pastoreo y el régimen histórico condicionan la diversidad de especies en estos sistemas. Los lotes con ganado estudiados en esta tesis, presentan una actividad de 50 años, edad no tan elevada en términos ecológicos, pero adecuada para que las comunidades de arañas se puedan establecer y adaptarse a las perturbaciones periódicas producto del ganado (Begon *et al.* 1995). Por otra parte, la baja densidad en sistemas cultivados también puede corresponderse a otras perturbaciones del sistema, como ser las aplicaciones químicas y laboreo que afectan la capacidad de control y supervivencia de la comunidad de arañas (Bell *et al.* 2002; Maloney *et al.* 2003).

Del análisis estacional surge que la mayor abundancia se registró en las estaciones de verano y otoño, en todos los tratamientos. Esto podría correlacionarse con lo propuesto por Liljesthröm *et al.* (2002) y Schmidt & Tschardtke (2005b), para Argentina y el centro de Europa, donde las arañas colonizan el cultivo en las primeras etapas fenológicas (verano y otoño), momentos propicios para la llegada de muchos insectos (fitófagos, parasitoides, etc.), utilizados por las arañas como recursos disponibles para alimentarse. El lote control registró

la mayor riqueza de especies a lo largo de todas las estaciones debido a la mayor heterogeneidad estructural y la mayor abundancia, excepto en primavera donde los tres tratamientos registraron una abundancia similar. En verano, el sistema agrícola registró mayor abundancia y riqueza de especies que el sistema con ganado, mientras que en el resto de las estaciones, el agrícola presentó una menor riqueza y abundancia entre los tratamientos.

Wise (1993) postula que la estructura de la vegetación y las propiedades de la capa de hojarasca afectan a la composición de arañas de la comunidad. Entre los factores que afectan a la comunidad se señalan las condiciones microclimáticas del suelo, disponibilidad de alimento y de sitios de refugio. Todas estas variables interactúan con las características biológicas y el comportamiento de las especies en un determinado ambiente (Lietti *et al.* 2008). Estas respuestas se demuestran en el ordenamiento obtenido en esta tesis, presentando los lotes una separación bien definida entre los tratamientos y a lo largo de las estaciones. Las áreas con ganado están influidas por la vegetación sobre el suelo, aumentando el número de arañas cuando la capa de hojarasca es mayor porque hay más refugios y escondites. Además, las temperaturas extremas y la humedad se moderan gracias a esos beneficios brindados por este estrato, lo que coincide con lo sostenido por Rypstra y colaboradores (1999). En cambio, en los sistemas agrícolas se observó que predominan los suelos desnudos, con baja cobertura de hojarasca, donde los factores climáticos actúan más directamente sobre los estratos. Estos mismos resultados se expresaron a lo largo de las estaciones analizadas, donde la vegetación y condiciones climáticas juegan un papel fundamental en la determinación de los ensamblajes en los sistemas agropastoriles.

Halffter & Moreno (2005) afirman que la fragmentación de un paisaje modifica las diversidades alfa y beta ya que implica el establecimiento de nuevas condiciones, nuevos ensamblajes y la posible desaparición de otros, aportando en este caso la diversidad beta una alta proporción a la diversidad gamma. En este trabajo se observó que el mayor recambio de especies se estableció a nivel estacional, donde las densidades de arañas varían ampliamente entre las estaciones (como lo observado anteriormente). Los recambios de especies a nivel de lote y estrato (suelo y herbáceo) también se evidenciaron significativamente a lo largo del estudio, donde las diferentes densidades y composiciones entre cada uno de los lotes permitió establecer recambios de especies a lo largo del estudio, como las diferencias establecidas entre ambos estratos. Estas mediciones de partición de la diversidad constituyen las primeras para la región y concuerda con lo observado por Jost y

colaboradores (2010), quienes postulan que conocer la distribución geográfica de la diversidad dentro del sistema es la base para futuros programas de conservación de la biodiversidad regional.

La estructura de gremios para los sistemas agropastoriles estuvo principalmente representada por el gremio “Otras cazadoras”, “Tejedoras de telas orbiculares” y “Cazadoras corredoras de suelo”. Los datos presentados son similares a lo reportado en varios trabajos de Argentina para cultivos de soja y alfalfa (Benamú Pino 2010; Argañarás 2009; Armendano & González 2009) y áreas naturales (Avalos *et al.* 2009), aunque estos autores utilizaron una clasificación de gremios diferente a la de Uetz *et al.* (1999).

Cardoso *et al.* (2011), quienes realizaron investigaciones en otras partes del mundo, pero a distintas escalas, mostraron una composición de gremios similares a los resultados de este estudio pero superiores numéricamente.

La presencia de una mayor proporción de familias en los gremios de una comunidad tiene la ventaja que el rol de cualquier taxón puede ser parcialmente compensado por otro taxón del mismo gremio y, por lo tanto, le permite a la comunidad poder mantenerse bajo ciertas perturbaciones (Cardoso *et al.* 2011). La variación de gremios a lo largo de las estaciones se correspondería de acuerdo a Liljeström *et al.* (2002) con la capacidad de colonización que presentan las familias de arañas a lo largo de los cultivos, donde la comunidad se haya condicionada por múltiples factores: prácticas de manejo, intensidad de laboreo y pastoreo, condiciones climáticas, condiciones locales del hábitat y composición del paisaje, etc.

Partiendo de la primera hipótesis planteada (“*Ambientes agrícolas altamente perturbados (áreas de pastura) tienen una diversidad y densidad de arañas menor que áreas naturales sin disturbio (relictos de bosque) o parcelas cultivadas en un sistema agro-pastoril*”), nuestros resultados evidencian que nuestra hipótesis no se cumple. Los sistemas con ganado presentan valores de diversidad más alto que los sistemas agrícolas, evidenciando que los sistemas cultivados tienden a ser ambientes más perturbados por las acciones de laboreo que sobre ellos se aplican.

Con respecto a las curvas de rarefacción de especies analizadas a lo largo de las columnas, éstas indicaron que la riqueza de especies fue superior en ambientes de bosques o combinados (lotes agrícolas y ganaderos), reflejando la disponibilidad de recursos en el

ambiente (Gotelli & Colwell 2001). Por otra parte, la abundancia y riqueza de especies varió entre los ambientes, manifestándose un aumento en áreas más heterogéneas. La baja riqueza de especies en ambientes homogéneos (monocultivos) se corresponde con especies que se adaptan a las condiciones del medio, especies agrobióticas que dominan los cultivos y sincronizan su desarrollo con el desarrollo fenológico del cultivo (Luczak 1979). De igual manera, el análisis de ordenamiento Polar de Bray-Curtis realizado mostró que las comunidades de arañas cambian desde sitios con arreglos espaciales y presiones de disturbios menores que los encontrados en ambientes agrícolas (gradiente Este-Oeste) o desde zonas muy heterogéneas (control) hacia sitios levemente heterogéneas como lo observado en el gradiente Norte-Sur. Por ello, una recomendación para mantener la diversidad de arañas sería establecer combinaciones entre los lotes dentro del sistema agropastoril, los cuales se generan hábitats continuos (por ejemplo columnas 1, 4, 5, 6, 8 y 9) en lotes homogéneos y hábitats discontinuos (columnas 2, 3, 7 y control) en lotes heterogéneos, logrando que los recursos disponibles sean dispares y las condiciones ambientales se puedan distribuir en forma diversa (Begon *et al.* 1995).

Según Pickett & White (1985), diversos eventos acontecen en las comunidades de artrópodos, alterando su estructura, modificando los recursos, la disponibilidad de sustrato o ambiente físico. Por ejemplo, Escobar & Chacón de Ulloa (2000) muestran un cambio en las comunidades insectiles (escarabajos y hormigas) al comparar áreas diferentes dentro de un gradiente. Esto es coincidente con los resultados obtenidos en esta tesis, los cuales demostrarían que las prácticas de laboreo de cada cultivo (aplicación de agroquímicos, tareas de labranzas, etc.) provocarían mayores disturbios que la presencia del ganado en los sistemas ganaderos. Dentro de este último sistema se establecen interacciones que permiten optimizar el uso de los recursos brindados por cada uno y de esa manera promover una variedad de procesos de renovación y servicios ecológicos en estos ambientes, entre estos últimos el control de plagas (Altieri 1999).

Una predicción general en ecología establece que la diversidad beta se incrementa con la variabilidad ambiental. A una alta diversidad de hábitat y de variación en las condiciones ambientales se presentan altas tasas de recambio de especies (Koleff 2005). Nuestros resultados concuerdan con lo expresados anteriormente, evidenciándose un recambio de especies, con valores más altos entre ambientes mixtos (agrícola-ganado y agrícola-control), y una similitud de los ensambles de arañas que disminuyen, a lo largo del gradiente, hacia

ambientes heterogéneos. Esto merece una atención importante en términos de conservación y manejo de los ecosistemas, ya que tener gradientes con distintos sistemas productivos y regímenes de disturbio es favorable para especies con diferentes requerimientos nutricionales y climáticos.

Teniendo en cuenta lo postulado en la hipótesis 2 (*“Existe un gradiente de diversidad y densidad de arañas desde áreas naturales sin disturbio (relictos de bosque) hacia áreas cultivadas y de pasturas en un sistema agropastoril”*), se puede afirmar, según nuestros resultados que se cumple la hipótesis planteada, ya que se observa un gradiente de cambio a lo largo del sistema agropastoril estudiado, desde ambientes altamente heterogéneos (control) hacia ambientes homogéneos (ganaderos y agrícolas). Sin embargo cabe mencionar que los gradientes hallados presentan dos orientaciones, pero ambos siguen el mismo patrón de cambio a lo largo del sistema agropastoril: un gradiente con orientación Este-Oeste, desde lotes ganaderos hacia lotes agrícolas; y otro gradiente con orientación Norte-Sur, desde ambientes naturales (control) hacia ambientes mixtos y finalmente agrícolas.

Al analizar los cuatro casos considerados para el estudio de diseños y combinaciones de tratamientos y su efecto sobre la diversidad de arañas dentro del sistema agropastoril, se evidenció una alta densidad de individuos y de especies de arañas al combinar sistemas agrícolas con agrícolas-ganaderos (caso 3 y 4), excepto en el caso 4 que resultó ser el más diverso debido a que, como se expresó anteriormente, los lotes dedicados a la ganadería favorecieron el establecimiento y diversidad de las arañas en el sistema estudiado. Esto concuerda con lo postulado por Foelix (1982), que establece que la distribución y densidad poblacional en un hábitat está relacionada al tipo de vegetación presente. Esto mismo se corresponde con la *“Hipótesis de heterogeneidad del hábitat”*, donde los hábitats estructuralmente complejos pueden ofrecer más nichos y formas diversas para explotar los recursos ambientales, y aumentar así la diversidad de especies (Bazzaz 1975; Altieri 1999). Así, los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran que los casos mixtos (agrícolas y ganaderos) integran diversos elementos del sistema, permitiendo la complementariedad y las sinergias en los agroecosistemas.

La composición de los ensamblajes de arañas, al igual que los resultados de densidad, resultó favorecida en los casos que se combinaron lotes agrícolas con agrícolas-ganaderos (caso 3

y 4). Esto se observó en las disimilitudes registradas entre cada uno de los casos estudiados, donde los lotes agrícolas-ganaderos circundantes pudieron funcionar como zona de hibernación y sitios preferenciales para el establecimiento de las arañas cuando situaciones del cultivo, por ejemplo la cosecha, obligan a la emigración. Ello concuerda con Altieri (1999) quien observó que las áreas alrededor de los cultivos son de importancia significativa para la fauna silvestre, porque se traduce en término de servicios ecosistémicos al ofrecer hábitat y alimento para la fauna silvestre.

Frente a la búsqueda de diseños efectivos que tiendan a mejorar el impacto de los enemigos naturales de plagas y en presencia de los resultados obtenidos, podemos observar en el mapa del predio de la Estación Experimental Agropecuaria (Fig. 4) que lotes cultivados rodeados con lotes ganaderos o mixtos, ofrecen un mejor ensamble de arañas, asegurando una mayor biodiversidad de especies en estos ambientes. Estas áreas alrededor de los cultivos podrían asemejarse a cortinas rompeviento, cercos vivos o cinturones de protección, asegurando el mantenimiento de la biodiversidad y el mantenimiento de estos depredadores en los cultivos.

Por todo lo mencionado anteriormente, podemos concluir que la hipótesis 3 (*A mayor heterogeneidad circundante, mayor diversidad y densidad de arañas en los cultivos*) fue probada y aceptada, ya que la complejidad del ambiente circundante permite alcanzar una diversidad y densidad de arañas elevada en aquellas parcelas cultivadas y rodeadas de lotes mixtos.

A partir del diagrama generado al inicio del trabajo, y en virtud de los resultados obtenidos, se propone la siguiente modificación, ya que la diversidad de arañas se vio favorecida en ambientes con ganado donde los disturbios fueron menores que en sistemas con cultivos y el pastizal natural fue la vegetación permanente durante todo el estudio. De esta manera el gradiente de cambio se genera desde ambientes heterogéneos (control) hacia ambientes homogéneos, donde elementos constitutivos del paisaje permiten mantener y aumentar la complementariedad entre los sistemas, generando sistemas diversificados y con alta capacidad de regulación. A continuación se expone el nuevo diagrama modificado:

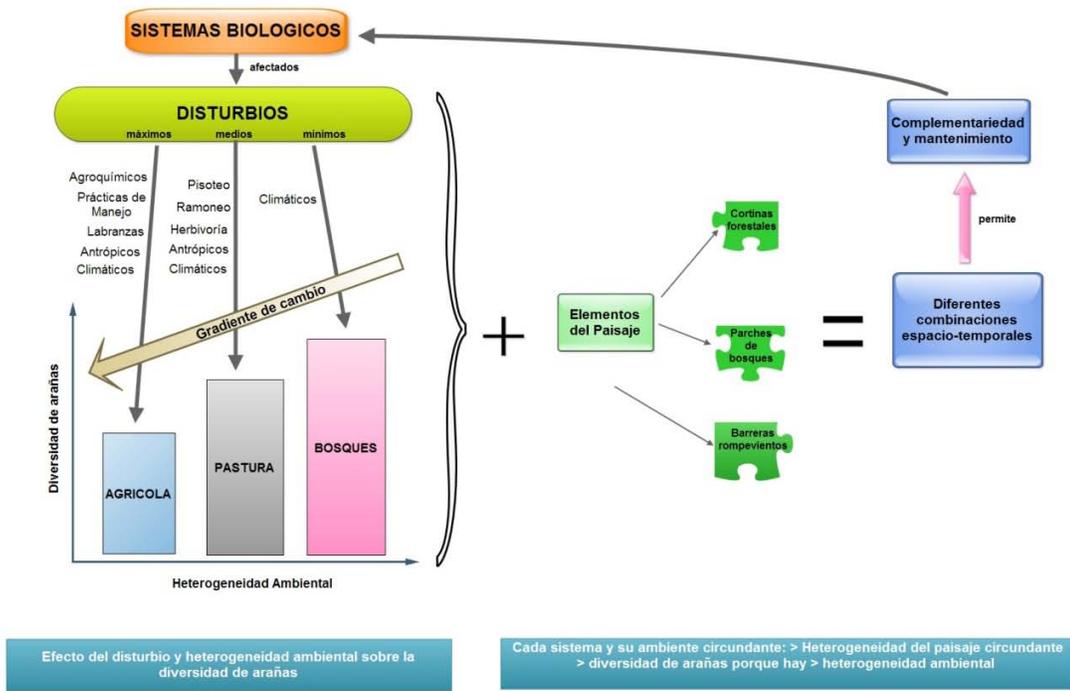


Figura 33. Representación esquemática de los nuevos aportes alcanzados sobre la diversidad de arañas en un sistema agropastoril

A lo largo de todo el desarrollo del presente trabajo se generaron importantes interrogantes que se tendrán en cuenta para futuras investigaciones:

¿El patrón encontrado en el sistema agropastoril estudiado se repetirá en otras zonas de la provincia? ¿Qué otros factores podrían influir en el cambio del patrón encontrado? ¿La intensidad de los disturbios afectará de manera diferencial el patrón encontrado? ¿Qué otras combinaciones de diseños de parcelas y tratamientos sobre ellas (cultivos genéticamente modificados, parcelas con cultivos orgánicos, reducción de aplicaciones de agroquímicos, etc...) podrían incrementar la diversidad y la abundancia de arañas en los sistemas agropastoriles?

10-CONCLUSIONES

En la presente tesis se arribó a las siguientes conclusiones:

- Este estudio constituye el primer inventario exhaustivo de la araneofauna en sistemas agropastoriles para la provincia de Santa Fe-Argentina, donde se registró un 47% de familias de arañas citadas para la Argentina, con 222 especies/morfoespecies.
- La familia Araneidae dominó en todos los tratamientos, mientras que algunas familias fueron exclusivas del sistema cultivado (Ctenidae, Sparassidae y Oecobiidae) y otras del ambiente nativo (control) (Oonopidae y Actinopodidae).
- La densidad de individuos y riqueza de especies de arañas fue significativamente mayor en ambientes naturales (control), seguida en sistemas con presiones de disturbios menores (ganado) y menor en lotes cultivados (mayores disturbios).
- Las técnicas de muestreo registraron diferentes porciones de la comunidad de arañas donde el estrato herbáceo mostró tener una mayor abundancia y número de especies de arañas en sistemas con ganado.
- Las comunidades de arañas en los sistemas agrícolas mostraron ser diferentes a las de los lotes con ganado y del ambiente nativo. Se evidenció que la estructura horizontal de los lotes ganaderos (porcentaje de vegetación y de cobertura del suelo) es importante para determinar los ensambles de arañas en ellos. También las variables climáticas pueden ser importantes factores que intervienen en la estructuración de las comunidades de arañas en lotes agrícolas. Se mostró una alta complementariedad entre el control y los lotes agrícolas como así también aquellos ganaderos, los cual podrían considerarse como áreas necesarias para el mantenimiento y conservación de la diversidad de arañas.
- La diversidad beta a nivel de las estaciones del año, tipo de uso de los lotes en el sistema agropastoril, como así también los estratos verticales de la vegetación contribuyeron en gran medida a la diversidad regional de arañas en el sistema agropastoril estudiado.
- Se observó que la diversidad de la comunidad de arañas sigue un gradiente de cambio decreciente desde ambientes más heterogéneos a menos heterogéneos, es decir, de ambientes nativos a agrícolas, pasando por mixtos o ganaderos.
- Los gremios “Otras cazadoras”, “Tejedoras de telas orbiculares” y “Cazadoras corredoras de suelo” estuvieron altamente representados entre los tratamientos, pero el gremio “Tejedoras de telas irregulares” no se presentó en lotes con ganado.

- La alta diversidad de arañas y una mayor abundancia de sus comunidades se ve favorecida por diseños donde se integran lotes cultivados rodeados por lotes con ganado y agrícolas, que incrementan la heterogeneidad del paisaje. Por ello, el recambio de especies de arañas fue bajo en los casos estudiados donde un lote cultivado estuvo rodeado por otros lotes agrícolas similares.
- Esta tesis aporta datos sobre la importancia que tiene el diseño y la complejidad vegetal intrínseca de los sistemas agropastoriles sobre la diversidad y la abundancia de las arañas, como así también el que podría tener sobre otros enemigos naturales generalistas que ejercen un control natural sobre los artrópodos plagas en las parcelas agrícolas de estos sistemas. Por lo tanto, nuestros resultados podrían ser de utilidad cuando se plantean estrategias dentro de un programa de manejo integrado de plagas agrícolas.

11-BIBLIOGRAFÍA CITADA

Abensperg-Traun, M. 1992. The effects of sheep grazing of the subterranean termite fauna (Isoptera) in the Western Australian wheatbelt. *Australian Journal of Ecology* 17: 425-432.

Abensperg-Traun, M.; Smith, G.T.; Arnold, G.W. & Steven, D.E. 1996. The effects of habitat fragmentation and livestock grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. *Journal of Applied Ecology* 33 (6): 1281-1301.

Alderweireldt, M. 1994. Habitat manipulations increasing spider densities in agroecosystems: possibilities for biological control. *Journal of Applied Entomology* 118: 10–16.

Almada, M.S.; Sosa, M.A & González, A. 2012. Araneofauna (Arachnida: Araneae) en cultivos de algodón (*Gossypium hirsutum*) transgénicos y convencionales en el norte de Santa Fe, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 60: 611-623.

Altieri, M.A. & Letourneau, D.K. 1982. Vegetation management and biological control in agroecosystems. *Crop Protection* 1: 405–430.

Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environments* 74: 19-31.

Altieri, M.A.; Todd, J.W.; Hauser, E.W.; Patterson, M.; Buchanan, G.A. & Walker, R.H. 1981. Some effects of weed management and row spacing on insect abundance in soybean fields. *Protection Ecology* 3: 339–343.

Anderson, G.S. & Danielson, B.J. 1997. The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. *Landscape Ecology* 12: 261-271.

Anderson, V. & Briske, D. 1995. Herbivore-induced species replacement in grasslands: is it driven by herbivory tolerance or avoidance? *Ecological Applications* 5: 1014-1024.

Argañarás, M.F. 2009. Efecto de la heterogeneidad del hábitat sobre la diversidad y fenología de arañas (Arachnida, Araneae), asociadas a un cultivo de soja (*Glycine max*) en la provincia de Tucumán, Argentina. Tesis de Maestría en Entomología Aplicada, Universidad Nacional de La Rioja, Argentina. 68 pp.

Armendano, A. & González, A. 2009. Comunidad de arañas (Arachnida, Araneae) del cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*) en Buenos Aires, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 58: 747-757.

Armendano, A. & González, A. 2011a. Spider fauna associated with wheat crops and adjacent habitats in Buenos Aires, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1176-1182.

Armendano, A. & González, A. 2011b. Efecto de las arañas (Arachnida, Araneae) como depredadoras de insectos plaga en cultivos de alfalfa (*Medicago sativa*) (Fabaceae) en Argentina. *Revista de Biología Tropical* 59: 1651-1662.

Armendano, A. 2008. Estudio de la araneofauna presente en agroecosistemas de importancia económica (Trigo y alfalfa). La Plata. Tesis 0949. Universidad Nacional de La Plata, Argentina. 127 pp.

Atauri, J.A. & de Lucio, J.V. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147–159.

Avalos, G.; Bar, M.E.; Oscherov, E.B. & González, A. 2013. Diversidad de Araneae en cultivos de *Citrus sinensis* de la Provincia de Corrientes (Argentina). *Revista de Biología Tropical* 61: 1243-1260.

Avalos, G.; Damborsky, M.P.; Bar, M.E.; Oscherov, E.B. & Porcel, E. 2009. Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 57: 339-351.

Avalos, G.; Rubio, G.D.; Bar, M.E. & González, A. 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 55: 899–909.

Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56(2): 485-488.

Begon, M.; Harper, J. & Townsend, C. 1995. *Ecología: Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Ed. Omega, Plató. Barcelona, S.A. 886 pp.

Bell, J.R.; Houghton, A.J.; Boatman, N.D. & Wilcox, A, 2002. Do incremental increases of the herbicide glyphosate have indirect consequences for spider communities? *Journal of Arachnology* 30: 288–297.

Belsky, A.J. 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *American Naturalist* 127: 870-892.

Beltramo, J.; Bertolaccini, I. & González, A. 2006. Spiders of soybean crops in Santa Fe province, Argentina: influence of surrounding spontaneous vegetation on lot colonization. *Brazilian Journal of Biology* 66: 29-41.

Benamú Pino, M.A. 2010. Composición y estructura de la comunidad de arañas en el sistema de cultivo de soja transgénica. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de La Plata, Argentina. 218 pp.

Benamú, M.A.; Schneider, M.; Pineda, S.; Sánchez, N. & González, A. 2007. Sublethal effects of two neurotoxic insecticides on *Araneus pratensis* (Araneae, Araneidae). *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences Ghent University* 72(3): 557-559.

Benamú, M.A.; Schneider, M.I.; González, A. & Sánchez, N.E. 2013. Short and long-term effects of three neurotoxic insecticides on biological and behavioural attributes of the orb-web spider *Alpaida veniliae* (Araneae, Araneidae): Implications for IPM programs. *Ecotoxicology* 22: 1155-1164.

Bennett, A. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review (pp 99-118). *In: Saunders, D.A. and Hobbes, R.J. (Eds.). Nature conservation 2: the role of corridors.* Surrey Beatty, Chipping Norton, Australia. 118 pp.

Borges, P.A.V. & Brown, V.K. 2003. Estimating species richness of arthropods in Azorean pastures: the adequacy of suction sampling and pitfall trapping. *Graellsia* 59(2-3): 7-24.

Bray, J.R. & Curtis, T.J. 1957. An ordination of the upland forest communities in southern Wisconsin (pp 143-148). *In: McCune, B. & Grace, J.B. 2002. Analysis of Ecological Communities.* MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 307 pp.

Bromham, L.; Cardillo, M.; Bennett, A. & Elgar, M.A. 1999. Effects of stock grazing on the ground invertebrates fauna of woodland remnants. *Australian Journal of Ecology* 24: 199-207.

Buddle, C.M. & Rypstra, A.L. 2003. Factors initiating emigration of two wolf-spider species (Araneae: Lycosidae) in an agroecosystem. *Environmental Entomology* 32: 88-95.

Cardoso, P. 2009. Standardization and optimization of arthropod inventories-the case of Iberian spiders. *Biodiversity and Conservation* 18: 3949-3962.

Cardoso, P.; Pekár, S.; Jocqué, R. & Coddington, J.A. 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS ONE* 6(6): e21710. doi:10.1371/journal.pone.0021710.

Carvalho, J.C.; Cardoso, P. & Gomes, P. 2012. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography* 21: 760–771.

Chao, A. & Shen, T. 2009. Program SPADE (Species Prediction and Diversity estimation).

<http://chao.stat.nthu.edu.tw> .

Churchill, B.T. 1998. Spiders as ecological indicators in the Australian tropics: family distribution patterns along rainfall and grazing gradients. Selden, P.A. (Eds.). *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*, Edinburgh, 325–30.

Clark, R.J.; Gerard, P.J. & Mellsop, J.M. 2004. Spider biodiversity and density following cultivation in pastures in the Waikato, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47: 247-259.

Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.

Clausen, I.H.S. 1986. The use of spiders (Araneae) as ecological indicators. *Bulletin of the British Arachnological Society* 7: 83-86.

Clough, Y.; Kruess, A.; Kleijin, D. & Tschardtke, T. 2005. Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography* 32: 2007-2014.

Coddington, J.A.; Agnarsson, I.; Miller, J.A.; Kuntner, M. & Hormiga, G. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology* 78: 573–584.

Coddington, J.A.; Young, L.H. & Coyle, F.A. 1996. Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology* 24: 111-128.

Collins, S.L. 1987. Interaction of disturbances in tallgrass prairie: a field experiment. *Ecology* 68: 1243-1250.

Colwell, R. & Coddington, J. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions Royal Society B* 345: 101-118.

Colwell, R.K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.0. URL: <http://purl.oclc.org/estimates/>.

Corronca, J.A. & Abdala, C.S. 1994. La fauna araneologica de la Reserva Ecológica "El Bagual", Formosa, Argentina. *Aracnología Suplementos* 9: 1-6.

Crist, T.O.; Veech, J.A.; Gering, J.C. & Summerville, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A Hierarchical Analysis of α , β , and γ Diversity. *The American Naturalist* 162(6): 734-743.

Curtis, D.J.; Curtis, E.J. & Thompson, D.B.A. 1990. On the effects of trampling on montane spiders and other arthropods. *Bulletin de la Société Européenne d'Arachnologie* 1: 103–109.

Danisman, T.; Bayram, A.; Corak, I. & Yigit, N. 2007. An investigation on spider fauna of cereal fields in Antalya (Araneae). *International Journal of Natural Engineering Sciences* 1: 17-23.

De La Cruz-Pérez, A.; Sánchez-Soto, S.; Ortiz-García, C.F. & Pérez-De La Cruz, M. 2009. Diversidad y distribución de arañas tejedoras diurnas (Arachnida: Araneae) en los microhábitats del agroecosistema cacao en Tabasco, México. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 10: 1-9.

De la Peña, M. 1994. *Nueva guía de flora y fauna del río Paraná*. Edición del autor. Santa Fe. 290 pp.

Dennis, P.; Young, M.R. & Gordon, J.J. 1998. Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology* 23: 253–264.

di Castri, F. & Younes, T. 1996. *Biodiversity, science and development: towards a new partnership*. Wallingford, Oxon, UK, CAB International in association with the International Union of Biological Sciences. 646 pp.

Dippenaar-Schoeman, A.S. & Jocqué, R. 1997. *African spiders, an identification manual*. Handbook N°9. Plant Protection Research Institute, Pretoria, South Africa. 170 pp.

Duffey, E. 2000. Grassland management for spiders with reference to river valley meadows. Newsletter British, Arachnological Society 88: 6–7.

Edwards, R. L. 1993. Can the species richness of spiders be determined? *Psyche* 100: 185-208

El Titi, X. & Ipach, U. 1989. Soil fauna in sustainable agriculture: results of an integrated farming system at Lautenbach, F.R.G. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 27: 561–572.

Erwin, D. 1996. The geologic history of diversity. *In*: Szaro, R.C. & Johnston, D.W. (Eds.), *Biodiversity in Managed Landscapes*, Oxford University Press, Oxford. 771 pp.

Escobar, F. & Chacón de Ulloa, P. 2000. Distribución espacial y temporal en un gradiente de sucesión de la fauna de coleópteros coprófagos (Scarabaeinae, Aphodiinae) en un bosque tropical montano, Nariño – Colombia. *Revista de Biología Tropical* 48: 961-975.

Fabricius, C.; Palmer, A.R. & Burger, M. 2002. Landscape diversity in a conservation area and commercial and communal rangeland in xeric succulent thicket, South Africa. *Landscape Ecology* 17: 531–537.

Foelix, R. F. 1982. *Biology of spiders*. Harvard University Press, Cambridge. 306 pp.

García, R.R.; Otaduy, K.O.; García Prieto, U. & Aguirre, R.C. 2010. Efectos del pastoreo sobre los artrópodos de suelo en brezales cantábricos. *Tecnología Agroalimentaria* N° 8: 17-22 pp.

Gibson, C.W.D.; Brown, V.K.; Losito, L. & McGavin, G.C. 1992b. The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography* 15: 166–176.

Gibson, C.W.D.; Hambler, C. & Brown, V.K. 1992a. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology* 29: 132–142.

Gilbert, J.A. & Butt, K.R. 2009. Digital photography as a tool for field monitoring. International Mire Conservation Group and International Peat Society. 05: 1–6. (<http://www.mires-and-peat.net/>).

Gliessman, S.R. 1998. *Agroecology: Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. Lewis/CRC Press, Boca Raton, FL. 357 pp.

Gómez Galvis, L. & Flórez Daza, E. 2005. Estudio comparativo de las comunidades de Arañas (Araneae) en cultivos de algodón convencional y transgénico en el Departamento del Tolima, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 10(1): 79.

González, A.; Liljesthrom, G.; Minervino, E.; Castro, D.; González, S. & Armendano, A. 2009. Predation by *Misumenops pallidus* (Araneae: Thomisidae) on insect pests of soybean cultures in Buenos Aires Province, Argentina. *Journal of Arachnology* 37: 282-286.

Gotelli, N. & Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.

Grismado, C. 2007. Comunidades de arañas de la Reserva Natural Otamendi, Provincia de Buenos Aires. Riqueza específica y diversidad. Trabajo de Seminario. Universidad CAECE, Buenos Aires, Argentina. 97 pp.

Halfpter, G. & Moreno, C.E. 2005. Significado biológico de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma (pp 5-18). *En*: Halfpter, G.; Soberón, J.; Koleff, P. & Melic, A. (Ed.), *Sobre Diversidad Biológica: el Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza, España, 242 pp.

Hammer, O.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2012. PAST (Paleontological Statistics) version 2.16. Software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4:1-9. Disponible en línea en: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>.

Hatley, C.L. & MacMahon, J.A. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environment Entomology* 9: 632-639.

Henderson P.A. & Seaby R.M.H. 2002. Species diversity and richness III v 3.0.2. Pisces Conservation Inc. Disponible en línea en: <http://www.pisces-conservation.com/softdiversity.html>.

Hobbs, R. & Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology* 6: 324-337.

Hunter, M. 1996. Benchmarks for managing ecosystems: Are human activities natural? *Conservation Biology* 10: 695-697.

Isaacs, R.; Tuell, J.; Fiedler, A.; Gardiner, M. & Landis, D. 2009. Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Frontiers in Ecology and Environment* 7: 196-203.

Isaia, M.; Bona, F. & Badino, G. 2006. Influence of landscape diversity and agricultural practices on spider assemblage in Italian vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy) *Environmental Entomology* 35: 297-307.

Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista ibérica de Aracnología* 8: 151-161.

Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J.M. 2006. Establishing reliable spider (Araneae, Araneidae and Thomisidae) assemblage sampling protocols: estimation of species richness, seasonal coverage and contribution of juvenile data to species richness and composition. *Acta Oecologica* 30: 21-32.

Jongman G.; Ter Braak, C. & Van Tongeren, O. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge Univ. Press. 321 pp.

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363-375.

Jost, L.; DeVries, P.; Walla, T.; Greeney, H.; Chao, A. & Ricotta, C. 2010. Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions* 16: 65–76.

King, K.L. & Hutchinson, K. 1983. The effect of sheep grazing on invertebrate numbers and biomass in unfertilized natural pasture of the New England Tablelands (NSW) Australian. *Journal of Ecology* 8: 245-55.

Kladviko, E.J. 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research* 61: 61–76.

Knapp, A.k.; Blair, J.; Briggs, J.M.; Collins, S.; Hartnett, D.C.; Johnson, L.C. & Towne, E.G. 1999. The keystone role of bison in North American tallgrass prairie. *BioScience* 49(1): 39-50.

Koleff, P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad beta (pp 19-40). *En: Halffter, G.; Soberón, J.; Koleff, P. & Melic, A. (Ed.), Sobre Diversidad Biológica: el Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza, España, 242 pp.

Landsberg, J. & Wylie, F.R. 1983. Water stress, leaf nutrients and defoliation; a model of dieback of rural eucalypts. *Australian Journal of Ecology* 8: 27-41.

Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology* (2nd Ed.). Elsevier. 870 pp.

Lietti, M.; Gamundi, J.C.; Montero, G.; Molinari, A. & Bulacio, V. 2008. Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral* 18: 71-87.

Liljeström, G.; Minervino E.; Castro, D. & González, A. 2002. La comunidad de arañas del cultivo de soja en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology* 31: 197-210.

Linke, S. & Norris, R. 2003. Biodiversity: bridging the gap between condition and conservation. *Hydrobiologia* 500: 203–211.

Luczak, J. 1979. Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* 1: 151-200.

Luff, M.L. & Rushton, S.P. 1989. The ground beetle and spider fauna of managed and unimproved upland pasture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110: 149–159.

Maclaurin, J. & Sterelny, K. 2008. *What is biodiversity?*. University of Chicago Press. 207 pp.

Maelfait, J.P.; Jocque, R.; Baert, L. & Desender, K. 1990. Heathland management and spiders. *Acta Zoologica Fennica* 190: 261-166.

Magurran, A.E. & McGill, B.J. 2011. *Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, New York. 345 pp.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey. 179 pp.

Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. U.S.A. 265 pp.

Maloney, D.; Drummond, F.A. & Alford, R. 2003. Spider Predation in agroecosystems: Can spiders effectively control pest populations?. *Technical Bulletin* 190. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, University of Maine. 1-32 pp.

Mansour, F.; Richman, D.B.; Whitcomb, W.H. 1983. Spider management in agroecosystems: habitat manipulation. *Environmental Management* 7: 43-49.

Marc, P. & Canard, A. 1997. Maintaining spiders biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 62: 229-235.

Martin, T.J. & Major, R.E. 2001. Changes in wolf spider (Araneae) assemblages across woodland–pasture boundaries in the central wheat-belt of New South Wales, Australia. *Austral Ecology* 26: 264–274.

McAleece, N. 1999. BiodiversityPro. Ver. 2.0.0. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. www.sams.ac.uk/dml/projects/benthic/bdpro.

McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 307 pp.

McCune, B. & Mefford, M. J. 2011. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 6.0.

Meyke, E. 1999-2004. TAXIS 3.5-Taxonomical Information System. www.bio-tools-net.

Milchunas, D. & Lauenroth, W. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63(4): 327-366.

Milchunas, D.; Sala, O. & Lauenroth, W. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132(1) 87-106.

Minervino, E.V. 1996. Estudio biológico y ecobiológico de arañas depredadoras de plagas de la soja. La Plata. Tesis, Universidad Nacional de La Plata, Argentina. 84 pp.

Molnár, Á.; Csabai, Z. & Tóthmérész. 2009. Influence of flooding and vegetation patterns on aquatic beetle diversity in a constructed wetland complex. *Wetlands* 29: 1214–1223.

Moreno, C. 2001. *Métodos para medir la Biodiversidad*. M&T – Manuales y Tesis Sociedad Entomológica Aragonesa, Vol. 1: 83 pp.

Morris, T.; Symondson, W.O.C.; Kidd, N.A.C. & Campos, M. 1999. Las arañas y su incidencia sobre *Prays oleae* en el olivar. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 25: 475-489.

Müller, J.; Brunet, J.; Brin, A.; Bouget, C.; Brustel, H.; Bussler, H.; Förster, B.; Isacsson, G.; Köhler, F.; Lachat, T. & Gossner, M. 2012. Implications from large-scale spatial diversity patterns of saproxylic beetles for the conservation of European Beech forests. *Insect Conservation and Diversity*. doi: 10.1111/j.1752-4598.2012.00200.x.

Nai-Bregaglio, M.; Pucheta, E. & Cabido, M. 2002. El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 613-623.

Naveh, Z. & Whittaker, R.H. 1980. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetatio* 41(3): 171-190.

Neave, H.M. & Tanton, M.T. 1989. The effects of grazing by kangaroos and rabbits on the vegetation and the habitat of other fauna in the Tidbindilla nature reserve, Australian Capital Territory. *Australian Wildlife Research* 16: 351-77.

Nyffeler, M. & Breene, R.G. 1990. Spiders associated with selected European hay meadows, and the effects of habitat disturbance, with the predation ecology of the crab spiders, *Xysticus* spp. (Araneae, Thomisidae). *Journal of Applied Entomology* 25: 195-205.

Oliver, I. & Beattie, A.J. 1993. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology* 7: 562–568.

Paoletti, M.G. 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 1–18.

Pearce, S. & Zalucki, M. P. 2006. Do predators aggregate in response to pest density in agroecosystems? Assessing within-field spatial patterns. *Journal of Applied Ecology* 43: 128-140.

Peck, J.E. 2010. *Multivariate analysis for community ecologists: Step-by-step using Pc-Ord*. MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon. 162 pp.

Pensiero, J.; Muñoz, J. & Martínez, V. 2005. Proyectos de Investigación aplicada a los recursos forestales Nativos (PIARFON). Alternativas de sustentabilidad del bosque nativo del Espinal. Proyecto Bosques Nativos y Áreas protegidas, Argentina Banco Mundial- N° 4085-AR.

Perevolotsky, A. & Seligman, N. 1998. Role of grazing in Mediterranean Rangeland Ecosystems. *BioScience* 48(12): 1007-1017.

Pereyra, F. 2003. *Ecoregiones de la Argentina*. Servicio Geológico Minero Argentino, Buenos Aires, Argentina. 182 pp.

Perez-Guerrero, S.; Tamajon, R.; Aldebis, H.K. & Vargas- Osuna, E. 2009. Comunidad de arañas en cultivos de algodón ecológico en el sur de España. *Revista Colombiana de Entomología* 35: 168-172.

Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.) 1985. *The Ecology of natural disturbances and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida. 472 pp.

Platnick, N.I. 2013. The world spider catalog, version 13.5. American Museum of Natural History, online at <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog>. DOI: 10.5531/db.iz.0001. Última fecha de acceso: 25/09/2013.

Pommeresche, R. 2004. Surface-active spiders (Araneae) in ley and field margins. *Norwegian Journal Entomology* 51: 57–66.

Ramírez, M.J. 1999. Orden Araneae. *En*: Crespo, F.A.; Iglesias, M.S. & Valverde, A.C. (eds.). *El ABC en la determinación de artrópodos. Claves para especímenes presentes en la Argentina I*. Editorial CCC Educando, Buenos Aires. 107 pp.

Ricklefs, R.E. 2001. *Invitación a la Ecología. La economía de la Naturaleza*. Editorial Médica Panamericana. University of Missouri-St. Louis. 692 pp.

Rivers-Moore, N.A. & Samways, M.J. 1996. Game and cattle trampling, and impacts of human dwellings on arthropods at a game park boundary. *Biodiversity and Conservation* 5: 1545-1556.

Rodrigues, E.N.L.; Mendonça, M.J. & Ott, R. 2008. Fauna de aranhas (Arachnida, Araneae) em diferentes estágios do cultivo do arroz irrigado em Cachoeirinha, RS, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre* 98: 362-371.

Rosenzweig, M.L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge. 460 pp.

Rubio G.D. 2011. Distribución y diversidad de las comunidades de arañas de vegetación de las yungas argentinas: análisis a escala local y regional. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. 110 pp.

Rubio, G.; Damborsky, M. & Corronca, J. 2004. Araneofauna (Arachnida, Araneae) en un área natural protegida de la provincia de Corrientes, Argentina. Resúmenes de las Comunicaciones Científicas y Técnicas UNNE. B-048. <http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/com2004/index.htm>.

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, north-east Argentina. *Environmental Entomology* 37: 419–430.

Rushton, S.P. & Eyre, M.D. 1992. Grassland spider habitats in north-east England. *Journal of Biogeography* 19: 99–108.

Rypstra, A.L. & Carter, P.E. 1995. The web-spider community of soybean agroecosystems in Southwestern Ohio. *Journal of Arachnology* 23: 135–144.

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* 27: 371–377.

Samu, F. & Lövei, G. 1995. Species richness of a spider community (Araneae): extrapolation from simulated increasing sampling effort. *European Journal of Entomology* 92: 633- 638.

Samu, F. & Szinetár, C. 2002. On the nature of agrobiont spiders. *Journal of Arachnology* 30: 389-402.

Samways, M.J.; McGeoch, M.A. & New, T.R. 2010. *Insects conservation: A handbook of approaches and methods*. Techniques in Ecology and Conservation Series. Oxford University Press Inc., New York. 441 pp.

Sax. D.F. 2002. Equal diversity in disparate species assemblages: a comparison of native and exotic woodlands in California. *Global Ecology & Biogeography* 11: 49–57.

Schmidt, M. & Tscharrntke, T. 2005a. Landscape context of sheetweb spider (Araneae: Linyphiidae) abundance in cereal fields. *Journal of Biogeography* 32: 467–473.

Schmidt, M. & Tscharrntke, T. 2005b. The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 235-242.

Schmidt, M.H.; Roschewitz, I.; Thies, C. & Tscharrntke, T. 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42: 281-287.

Schweiger, O.; Maelfait, J.P.; Van Wingerden, W.; Hendrickx, F.; Billeter, R.; Speelmans, M.; Angenstein, L.; Ankema, B.; Aviron, S.; Bailey, D.; Bukacek, R.; Burel, F.; Diekötter, T.; Dirksen, J.; Frenzel, M.; Herzog, F.; Liira, J.; Roubalova, M. & Bugter, R. 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42: 1129-1139.

Shmida, A. & Wilson, M.V. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.

Silva, D. & Coddington, J.A. 1996. Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Peru): species richness and notes in community structure (pp 253-311). *In*: Wilson, D.E. & Sandoval, A. (Eds.). *Manu: The Biodiversity of Southeastern Peru*. Smithsonian Institution. 669 pp.

Sørensen, L.L.; Coddington, J.A. & Scharff, N. 2002. Inventorying and estimating subcanopy spiders diversity using semiquantitative sampling methods in an Afromontane forest. *Environmental Entomology* 31: 319–330.

Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 15: 353-391.

Speight, M.R.; Hunter, M.D. & Watt, A.D. 2008. *Ecology of Insects: concepts and applications* (2da Ed.). John Wiley & Sons, Ltd. 628 pp.

Spontón, J.L. & Delssín, E. 2005. Plan estratégico de la EEA Reconquista 2005/2015. 124 pp.

SPSS. 2007. Statistical Package for the Social Sciences, vers. 16.0. Chicago, IL, USA.

Stark, J.D. & Banks, J.E. 2003. Population-level effects of pesticides and other toxicants on arthropods. *Annual Review of Entomology* 48: 505-19.

Sunderland, K. & Samu, F. 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 95: 1-13.

Teodorescu, I. & Cogálniceanu, D. 2005. Rapid assessment of species diversity changes after pesticide application in agricultural landscapes. *Applied Ecology and Environmental Research* 4: 55-62.

Thomas, C.F.G. & Jepson, P.C. 1997. Field-scale effects of farming practices on linyphiid spider populations in grass and cereals. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 84: 59–69.

Thorbeck, P. & Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41: 526-538.

Tóthmérész, B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290.

Toti, D.; Coyle, F. & Miller, J. 2000. A structured inventory of Appalachian grass Bald and heath Bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology* 28: 329-345.

Tsai, Z.I.; Huang, P.S. & Tso, I.M. 2006. Habitat management by aboriginals promotes high spider diversity on an Asian tropical island. *Ecography* 29: 84-94.

Uetz, G.W. 1975. Temporal and spatial variation in species diversity of wandering spiders (Araneae) in deciduous forest litter. *Environmental Entomology* 4: 719-724.

Uetz, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging (pp 182-189). *In: Wise, D.H. 1993. Spiders in ecological webs.* Cambridge, Cambridge University Press. 328 pp.

Uetz, G.W.; Halaj, J. & Cady, A.B. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology* 27: 270-280.

Urones, C. 1995. Catálogo y atlas de las arañas de la familia Philodromidae Thorell, 1870 de la Península Ibérica e Islas Baleares. *Graellsia* 51: 55-81.

Veech, J.A., & Crist, T.O. 2009. PARTITION 3.0 Software for the partitioning of species diversity.

Verhoef, H.A. & Morin, P.J. 2010. *Community Ecology, Processes, Models, and Applications.* Oxford University Press Inc., New York. 266 pp.

Wardle, D.A.; Nicholson, K.S.; Bonner, K.I. & Yeates, G.W. 1999. Effects of agricultural intensification on soil-associated arthropod population dynamics, community structure,

diversity and temporal variability over a seven-year period. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1691–1706.

Warui, C.M.; Villet, M.H.; Young, T.P. & Jocqué, R. 2005. Influence of grazing by large mammals on the spider community of a Kenyan Savanna biome. *Journal of Arachnology* 33: 269-279.

Weeks, R.D.J. & Holtzer, T.O. 2000. Habitat and season in structuring ground-dwelling spider (Araneae) communities in a shortgrass steppe ecosystem. *Environmental Entomology* 29: 1164–1172.

Whitcomb, W. 1980. Sampling Spiders in Soybean Fields (pp 544-551). *In*: Kogan, M. & Herzog, D.C. 1980. *Sampling Methods in Soybean Entomology*. Springer-Verlag. New York-Heidelberg-Berlín. 1010 pp.

Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30(3): 279-338.

Whittaker, R.H.; Willis, K.J. & Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.

Wiens, J.A. 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.

Williams, S.; Marsh, H. & Winter, J. 2002. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian Tropical Rain Forest. *Ecology* 83: 1317–1329.

Wilson, E.O., 1997. Introduction (pp 1-3). *In*: Reaka-Kudla, M.L., Wilson, D.E., Wilson, E.O. (Eds.), *Biodiversity II*, J. Henry Press, Washington, D.C. 527 pp.

Wise, D. H. 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge, Cambridge University Press. 328 pp.

Wood, S.; Kate, S. & Scherr, S.J. 2000. Pilot Analysis of Global Ecosystems. A Joint Study by international Food Olicy Research Institute and the World Resources Institute. Washington, DC. 94 pp.

Zobel, M. 1992. Plant–species coexistence: the role of historical, evolutionary and ecological factors. *Oikos* 65: 314–320.

Zon-Ing, T.; Pao-Shen, H. & I-Min, T. 2006. Habitat management by aboriginals promotes high spider diversity on an Asian tropical island. *Ecography* 29: 84-94.

12-ANEXO

Tabla 1. Variables total (a) y estacional (b) de la estructura vertical, horizontal, climáticas y otras, consideradas para el análisis de los lotes pertenecientes a un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina)

a)

LOTES	Tratamiento	Porcentaje de píxeles por intervalos:				% Suelo desnudo (% Suelo)	% Suelo cubierto hojarasca (% Hojarasca)	% Vegetación viva sobre el suelo (% Veg.)	Profundidad (Prof. hoj.)	Peso de la hojarasca (Biomasa)	Cobertura vegetal viva (%Cober.)	Temperatura media (°C)	Precipitaciones media (mm)	Humedad relativa media (%)
		0 a 0.50 m	0.50 a 1 m	1 a 1.5 m	1.5 a 2 m									
A1	1	58.68	14.40	0.00	0.00	35.67	22.40	41.93	0.91	59.88	42.30	20.23	54.62	69.50
A2	1	56.54	28.03	0.00	0.00	18.99	59.67	21.34	1.11	87.00	66.90	20.23	54.62	69.50
A3	1	56.81	3.47	0.00	0.00	18.18	31.37	50.45	0.64	38.40	42.25	20.23	54.62	69.50
A4	1	60.42	14.25	0.00	0.00	17.97	34.17	47.86	0.61	51.65	40.00	20.23	54.62	69.50
G5	2	43.53	33.38	0.79	0.00	1.39	28.66	69.95	1.33	54.35	90.85	20.23	54.62	69.50
A6	1	58.92	10.39	0.00	0.00	20.84	37.72	41.44	0.59	54.46	38.25	20.23	54.62	69.50
A7	1	53.53	38.42	24.14	24.29	29.27	11.20	26.20	0.19	31.83	49.67	20.23	54.62	69.50
A8	1	52.69	11.23	0.00	0.00	12.25	43.59	44.16	0.47	36.21	41.00	20.23	54.62	69.50
G9	2	31.90	23.93	25.45	32.55	2.12	25.24	72.64	1.57	34.42	87.30	20.23	54.62	69.50
G10	2	50.37	41.00	32.48	29.10	6.21	52.42	41.37	1.43	42.56	88.30	20.23	54.62	69.50
G11	2	43.77	36.32	25.36	25.34	4.49	18.44	77.07	0.57	34.22	88.35	20.23	54.62	69.50
G12	2	32.22	26.12	22.81	0.00	2.32	19.30	45.04	1.11	28.54	67.50	20.23	54.62	69.50
A13	1	57.77	11.09	7.30	0.00	61.19	10.71	28.11	0.47	27.53	36.67	20.23	54.62	69.50
A14	1	44.16	16.68	7.47	1.25	41.12	3.51	22.03	0.25	10.32	59.00	20.23	54.62	69.50
A15	1	77.83	15.43	0.00	0.00	16.58	66.93	16.49	0.63	106.49	50.75	20.23	54.62	69.50
A16	1	44.21	5.60	0.00	0.00	19.18	63.43	17.39	1.20	70.85	83.33	20.23	54.62	69.50
A17	1	50.42	9.87	0.86	0.15	21.55	59.19	19.26	0.64	15.95	48.30	20.23	54.62	69.50
A18	1	51.34	3.54	25.00	0.00	0.00	61.30	38.70	1.49	82.42	67.85	20.23	54.62	69.50
A19	1	53.93	8.70	0.00	0.00	18.78	31.25	16.64	0.65	79.57	52.50	20.23	54.62	69.50
A20	1	43.78	4.85	5.36	1.56	12.29	47.38	7.00	1.35	73.74	53.00	20.23	54.62	69.50
C	3	39.82	29.94	39.68	32.42	0.00	27.77	38.90	1.83	202.62	88.00	20.23	54.62	69.50

b)

LOTES	Tratamiento	Estación	Cultivos (*)	Porcentaje de pixeles por intervalos:				% Suelo desnudo (% Suelo)	% Suelo cubierto hojarasca (% Hojarasca)	Vegetación viva sobre el suelo (% Veg.)	Profundidad (Prof. hoj.)	Peso de la hojarasca (Biomasa)	Cobertura vegetal viva (%Cober.)	Temperatura media (°C)	Precipitación media (mm)	Humedad relativa media (%)
				0 a 0.50m	0.50 a 1m	1 a 1.5m	1.5 a 2m									
A1P	1	1	1	3.62	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.53	109.06	17.20	22.10	0.30	74.00
A2P	1	1	2	46.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.47	135.53	27.60	22.10	0.30	74.00
A3P	1	1	1	8.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28	61.93	10.00	22.10	0.30	74.00
A4P	1	1	1	9.66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.27	69.11	10.00	22.10	0.30	74.00
G5P	2	1	6	16.57	12.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	61.00	98.40	22.10	0.30	74.00
A6P	1	1	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31	116.05	17.00	22.10	0.30	74.00
A7P	1	1	2	49.36	45.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.10	0.30	74.00
A8P	1	1	5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.10	0.30	74.00
G9P	2	1	6	5.17	5.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	33.40	95.20	22.10	0.30	74.00
G10P	2	1	6	24.47	7.66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36	32.01	96.20	16.90	17.40	54.00
G11P	2	1	6	17.89	10.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	33.79	96.60	16.90	17.40	54.00
G12P	2	1	6	16.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	40.70	30.00	21.00	0.60	68.00
A13P	1	1	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	34.21	0.00	21.00	0.60	68.00
A14P	1	1	5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	21.00	0.60	68.00
A15P	1	1	4	85.70	21.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.08	203.78	71.00	21.00	0.60	68.00
A16P	1	1	4	47.36	10.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	21.00	0.60	68.00
A17P	1	1	3	10.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	21.00	0.60	68.00
A18P	1	1	2	47.90	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.52	121.86	34.00	21.00	0.60	68.00
A19P	1	1	4	28.39	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	101.37	50.00	21.00	0.60	68.00
A20P	1	1	2	25.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	70.95	12.00	21.00	0.60	68.00
CP	3	1	0	24.99	17.58	0.60	0.00	0.00	0.00	0.00	1.46	207.81	82.00	21.00	0.60	68.00
A1V	1	2	7	33.93	0.00	0.00	0.00	90.38	9.62	0.00	0.00	0.00	52.00	24.50	0.70	63.00
A2V	1	2	1	54.94	10.18	0.00	0.00	35.93	58.01	6.06	0.00	56.04	100.00	24.50	0.70	63.00
A3V	1	2	7	41.15	0.00	0.00	0.00	33.61	57.05	9.34	0.00	0.00	64.00	24.50	0.70	63.00
A4V	1	2	7	43.47	0.00	0.00	0.00	36.76	53.28	9.97	0.00	30.37	70.00	26.80	0.00	70.00
G5V	2	2	6	66.85	18.80	3.16	0.00	4.17	1.66	94.17	0.00	0.00	95.00	26.80	0.00	70.00
A6V	1	2	7	40.16	0.00	0.00	0.00	47.50	44.75	7.74	0.00	0.00	50.00	24.50	0.70	63.00
A7V	1	2	1	62.62	15.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	69.62	79.00	24.50	0.70	63.00
A8V	1	2	7	20.56	0.00	0.00	0.00	17.68	72.00	10.32	0.22	22.37	63.00	24.50	0.70	63.00
G9V	2	2	6	39.45	12.16	15.14	28.18	1.12	4.06	94.82	0.00	0.00	89.00	25.00	0.00	77.00
G10V	2	2	6	49.23	27.56	17.32	7.66	18.63	15.32	66.05	0.00	0.00	92.00	24.40	0.00	81.00
G11V	2	2	6	53.34	25.66	5.69	0.75	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	86.80	29.10	0.70	72.00
G12V	2	2	6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	70.00	26.60	0.70	71.00
A13V	1	2	8	49.59	18.74	0.00	0.00	86.31	5.75	7.95	0.00	0.00	70.00	26.60	0.70	71.00
A14V	1	2	5	87.59	66.71	29.88	4.98	0.00	0.00	0.00	0.50	20.65	96.00	27.30	0.70	73.00
A15V	1	2	8	61.22	11.87	0.00	0.00	20.06	75.81	4.13	0.00	93.13	70.00	27.70	0.70	69.00
A16V	1	2	5	14.56	1.80	0.00	0.00	45.48	54.52	0.00	0.15	44.53	100.00	26.60	0.70	71.00
A17V	1	2	3	88.11	39.49	3.43	0.58	0.00	42.23	57.77	0.00	0.00	96.60	27.70	0.70	69.00
A18V	1	2	2	47.03	10.09	100.00	0.00	0.00	32.76	67.24	0.00	0.00	97.40	27.70	0.70	69.00
A19V	1	2	7	1.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	86.28	50.00	26.60	0.70	71.00
A20V	1	2	2	33.53	15.23	21.42	6.23	0.00	0.00	0.00	0.00	57.29	70.00	26.60	0.70	71.00
CV	3	2	0	29.44	19.44	40.63	59.82	0.00	0.00	0.00	1.50	330.87	100.00	26.60	0.70	71.00
A1O	1	3	7	99.79	57.58	0.00	0.00	16.64	23.35	60.01	1.02	31.72	30.00	15.90	0.00	71.00
A2O	1	3	1	40.66	3.37	0.00	0.00	21.04	66.13	12.83	2.44	67.98	70.00	15.90	0.00	71.00
A3O	1	3	7	90.27	13.87	0.00	0.00	20.94	14.72	64.34	0.90	33.31	35.00	18.60	0.00	79.00
A4O	1	3	7	97.23	57.00	0.00	0.00	17.16	30.88	51.97	0.42	29.46	30.00	19.40	0.00	83.00
G5O	2	3	6	41.74	4.04	0.00	0.00	0.00	36.40	63.60	3.20	77.71	80.00	17.20	0.00	82.00
A6O	1	3	7	97.56	41.55	0.00	0.00	10.57	26.63	62.80	0.36	12.35	16.00	23.20	0.00	74.00
A7O	1	3	7	82.09	66.61	39.23	19.31	47.84	0.00	52.16	0.00	0.00	10.00	23.20	0.00	74.00
A8O	1	3	7	96.07	44.90	0.00	0.00	11.36	24.78	63.86	0.18	9.56	10.00	18.60	0.00	79.00
G9O	2	3	6	48.32	19.45	28.05	7.71	5.25	7.78	86.98	4.20	30.58	75.00	15.80	0.00	74.00
G10O	2	3	6	92.10	53.97	29.46	10.23	0.00	57.41	42.59	3.60	58.46	75.00	15.80	0.00	74.00
G11O	2	3	6	67.07	34.48	20.86	5.64	0.00	21.22	78.78	0.70	31.36	80.00	14.90	1.60	89.00
G12O	2	3	6	55.54	15.95	0.00	0.00	6.95	11.01	82.03	2.50	17.41	90.00	19.40	0.00	83.00
A13O	1	3	8	82.75	25.62	29.19	0.00	61.69	6.03	32.28	1.00	28.88	10.00	19.40	0.00	83.00
A14O	1	3	3	2.91	0.00	0.00	0.00	88.89	5.02	6.08	0.00	0.00	20.00	14.90	1.60	89.00
A15O	1	3	8	65.99	27.85	0.00	0.00	18.54	67.54	13.92	0.76	50.81	32.00	19.40	0.00	83.00
A16O	1	3	1	18.92	10.43	0.00	0.00	0.00	73.63	26.37	2.16	93.38	100.00	19.40	0.00	83.00
A17O	1	3	5	3.87	0.00	0.00	0.00	14.08	85.92	0.00	0.00	0.00	0.00	16.50	0.00	74.00
A18O	1	3	5	14.94	4.08	0.00	0.00	0.00	88.51	11.49	3.60	106.94	90.00	16.30	0.00	68.00
A19O	1	3	7	88.66	34.81	0.00	0.00	56.33	40.27	3.40	0.62	43.88	50.00	16.50	0.00	74.00
A20O	1	3	5	18.75	4.18	0.00	0.00	10.94	88.18	0.89	3.50	88.15	80.00	16.50	0.00	74.00
CO	3	3	0	41.78	18.78	53.02	12.16	0.00	52.48	47.52	2.52	124.74	90.00	16.50	0.00	74.00
A1I	1	4	1	97.38	0.00	0.00	0.00	0.00	34.22	65.78	2.10	98.72	70.00	10.70	0.00	87.00
A2I	1	4	4	83.79	98.56	0.00	0.00	0.00	54.88	45.12	1.52	88.46	70.00	10.70	0.00	87.00
A3I	1	4	1	87.49	0.00	0.00	0.00	0.00	22.33	77.67	1.38	58.36	60.00	10.70	0.00	87.00
A4I	1	4	1	91.33	0.00	0.00	0.00	0.00	18.35	81.65	1.76	77.65	50.00	10.70	0.00	87.00
G5I	2	4	6	48.97	98.52	0.00	0.00	0.00	47.92	52.08	1.78	78.70	90.00	8.50	0.00	73.00
A6I	1	4	1	97.94	0.00	0.00	0.00	4.44	41.77	53.79	1.70	89.42	70.00	10.70	0.00	87.00
A7I	1	4	1	20.04	25.85	57.31	77.85	39.98	33.59	26.43	0.22	25.87	60.00	10.70	0.00	87.00
A8I	1	4	1	94.13	0.00	0.00	0.00	7.70	33.99	58.31	1.00	76.69	50.00	10.70	0.00	87.00
G9I	2	4	6	34.64	58.45	58.59	94.31	0.00	63.87	36.13	1.70	73.72	90.00	10.70	0.00	87.00
G10I	2	4	6	35.68	74.82	83.15	98.50	0.00	84.54	15.46	1.74	79.76	90.00	10.70	0.00	87.00
G11I	2	4	6	36.78	74.84	74.89	94.95	13.48	34.09	52.43	1.30	71.71	90.00	9.10	0.00	71.00
G12I	2	4	6	56.89	88.54	91.24	0.00	0.00	46.90	53.10	0.73	56.03	80.00	6.70	0.00	55.00
A13I	1	4	1	98.72	0.00	0.00	0.00	35.56	20.34	44.10	0.80	47.02	30.00	6.70	0.00	55.00
A14I	1	4	3	86.15	0.00	0.00	0.00	34.46	5.52	60.02	0.00	0.00	0.00	10.70	0.00	87.00
A15I	1	4	1	98.42	0.00	0.00	0.00	11.14	57.44	31.42	0.68</					

Tabla II. Lista de Familias, especies y morfoespecies con sus abundancias, halladas en un sistema agropastoril de la EEA Reconquista, Santa Fe (Argentina). (P: primavera; V: verano; O: otoño; I: invierno; A: agrícola; G: ganadero; Ct.: control; G-v.: G-Vac; C.: trampas de caída)

Familia	Especie/morfoespecie	Total	P	V	O	I	A	G	Ct.	G-v	C
Actinopodidae	<i>Actinopus</i> sp.	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1
Anyphaenidae	msp. 79	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
Anyphaenidae	msp. 142	4	2	0	0	2	0	2	2	2	2
Anyphaenidae	msp. 147	141	3	66	68	4	37	19	85	138	3
Anyphaenidae	msp. 176	26	1	0	12	13	2	24	0	26	0
Anyphaenidae	msp. 181	91	8	4	39	40	34	27	30	81	10
Anyphaenidae	msp. 207	4	1	1	2	0	2	2	0	1	3
Anyphaenidae	msp. 215	9	0	0	1	8	0	0	9	1	8
Anyphaenidae	<i>Arachosia</i> sp.	12	1	0	5	6	8	4	0	11	1
Anyphaenidae	<i>Arachosia praesignis</i>	9	1	0	0	8	1	1	7	9	0
Anyphaenidae	msp. 231	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Araneidae	<i>Ocrepeira</i> sp.	443	17	237	115	74	346	58	39	425	18
Araneidae	<i>Larinia tucuman</i>	552	76	52	102	322	482	66	4	536	16
Araneidae	<i>Metazygia</i> sp.	203	19	18	54	112	163	40	0	193	10
Araneidae	msp. 38	4	1	0	1	2	3	1	0	0	4
Araneidae	<i>Araneus</i> sp.	22	5	5	10	2	12	10	0	21	1
Araneidae	<i>Metepeira</i> sp	51	8	6	11	26	41	10	0	43	8
Araneidae	msp. 92	3	1	0	2	0	3	0	0	1	2
Araneidae	msp. 103	4	2	0	2	0	3	1	0	2	2
Araneidae	msp. 105	3	0	2	0	1	2	1	0	1	2
Araneidae	msp. 119	13	1	8	4	0	9	0	4	13	0
Araneidae	msp. 121	121	14	33	49	25	63	57	1	116	5
Araneidae	msp. 130	642	35	118	138	351	184	449	9	627	15
Araneidae	msp. 144	585	2	24	454	105	151	416	18	571	14
Araneidae	msp. 157	451	14	43	226	168	275	165	11	431	20
Araneidae	msp. 164	133	3	47	63	20	89	13	31	127	6
Araneidae	msp. 172	2	0	1	0	1	1	1	0	2	0
Araneidae	msp. 175	12	0	0	4	8	2	7	3	12	0
Araneidae	msp. 188	6	1	0	2	3	1	5	0	6	0
Araneidae	msp. 191	39	0	15	16	8	33	3	3	35	4
Araneidae	msp. 194	21	0	12	4	5	20	1	0	19	2
Araneidae	msp. 220	13	0	0	4	9	11	2	0	10	3
Araneidae	msp. 221	17	0	0	11	6	1	0	16	17	0
Araneidae	msp. 222	27	0	1	10	16	22	3	2	25	2
Araneidae	msp. 224	2	0	0	1	1	0	2	0	2	0
Araneidae	msp. 225	8	0	3	4	1	5	1	2	8	0
Araneidae	msp. 226	2	0	0	1	1	1	0	1	2	0
Araneidae	msp. 227	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0
Araneidae	msp. 229	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
Araneidae	msp. 234	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Clubionidae	msp. 16	3	3	0	0	0	3	0	0	0	3

Clubionidae	msp. 125	3	1	1	1	0	2	0	1	1	2
Clubionidae	msp. 126	4	3	0	1	0	0	0	4	0	4
Clubionidae	msp. 135	3	0	1	2	0	0	0	3	0	3
Clubionidae	msp. 140	3	0	3	0	0	1	0	2	0	3
Corinnidae	<i>Meriota cetiformis</i>	10	8	1	1	0	10	0	0	0	10
Corinnidae	msp. 2	3	0	1	0	2	0	3	0	1	2
Corinnidae	<i>Castianeira</i> sp.	42	7	20	10	5	37	5	0	1	41
Corinnidae	<i>Meriola barrosi</i>	6	2	2	2	0	2	4	0	2	4
Corinnidae	msp. 32	24	12	5	2	5	21	3	0	0	24
Corinnidae	<i>Myrmecotypus</i> sp.	9	3	4	2	0	0	5	4	0	9
Corinnidae	msp. 74	8	1	7	0	0	1	4	3	0	8
Corinnidae	msp. 107	4	2	2	0	0	3	1	0	0	4
Corinnidae	msp. 123	2	1	1	0	0	1	0	1	0	2
Corinnidae	msp. 205	2	0	1	1	0	2	0	0	0	2
Ctenidae	msp. 102	2	1	0	1	0	2	0	0	0	2
Dictynidae	msp. 35	31	5	18	4	4	29	2	0	19	12
Dictynidae	msp. 37	35	11	21	0	3	33	0	2	33	2
Gnaphosidae	msp. 10	21	10	9	0	2	8	13	0	0	21
Gnaphosidae	msp. 55	26	12	6	5	3	20	2	4	1	25
Gnaphosidae	msp. 64	30	17	9	1	3	25	2	3	4	26
Gnaphosidae	msp. 69	5	2	0	1	2	2	1	2	1	4
Gnaphosidae	msp. 70	36	11	24	0	1	1	35	0	0	36
Gnaphosidae	msp. 75	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Gnaphosidae	msp. 77	11	4	2	2	3	8	3	0	1	10
Gnaphosidae	msp. 81	2	1	0	0	1	0	2	0	1	1
Gnaphosidae	msp. 83	8	2	5	0	1	0	8	0	0	8
Gnaphosidae	msp. 85	8	3	4	1	0	4	4	0	0	8
Gnaphosidae	msp. 98	8	3	1	2	2	1	7	0	0	8
Gnaphosidae	msp. 101	14	6	6	1	1	4	9	1	0	14
Gnaphosidae	msp. 110	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Gnaphosidae	msp. 112	4	1	1	1	1	2	2	0	0	4
Gnaphosidae	msp. 182	4	0	1	3	0	1	3	0	2	2
Hahniidae	msp. 50	36	9	4	7	16	23	11	2	2	34
Linyphiidae	msp. 12	56	6	10	20	20	42	12	2	7	49
Linyphiidae	msp. 18	2	0	0	1	1	1	1	0	1	1
Linyphiidae	msp. 20	4	0	0	1	3	2	2	0	0	4
Linyphiidae	msp. 33	2	0	0	2	0	1	1	0	0	2
Linyphiidae	msp. 36	45	12	7	11	15	12	21	12	31	14
Linyphiidae	msp. 40	3	0	1	1	1	2	1	0	1	2
Linyphiidae	msp. 48	39	31	1	5	2	37	2	0	5	34
Linyphiidae	msp. 51	41	1	0	6	34	26	10	5	32	9
Linyphiidae	<i>Scolecuroa</i> sp.	63	49	2	4	8	57	5	1	1	62
Linyphiidae	msp. 68	3	1	2	0	0	0	2	1	2	1
Linyphiidae	msp. 72	21	1	6	6	8	17	4	0	11	10
Linyphiidae	msp. 80	11	2	2	5	2	8	2	1	6	5
Linyphiidae	msp. 82	7	2	1	0	4	3	3	1	4	3
Linyphiidae	msp. 94	66	1	1	14	50	51	14	1	19	47

Linyphiidae	<i>Meioneta</i> sp.	9	2	0	0	7	5	4	0	6	3
Linyphiidae	<i>Microneta</i> sp.	77	2	1	15	59	66	11	0	9	68
Linyphiidae	msp. 115	103	2	2	10	89	75	23	5	65	38
Linyphiidae	msp. 122	2	0	1	1	0	0	0	2	2	0
Linyphiidae	msp. 138	8	1	5	2	0	2	2	4	1	7
Linyphiidae	msp. 141	2	2	0	0	0	1	0	1	1	1
Linyphiidae	msp. 180	2	0	0	2	0	1	1	0	0	2
Linyphiidae	msp. 192	11	5	1	2	3	8	3	0	3	8
Linyphiidae	msp. 619	293	10	11	93	179	230	53	10	214	79
Linyphiidae	msp. 91	5	4	1	0	0	0	2	3	1	4
Lycosidae	<i>Allocosa</i> sp.	1201	130	663	249	159	1133	66	2	5	1196
Lycosidae	<i>Lycosa malitiosa</i>	17	6	3	5	3	15	2	0	4	13
Lycosidae	<i>Pavocosa</i> sp.	23	6	8	9	0	15	7	1	1	22
Lycosidae	msp. 11	231	24	82	103	22	204	27	0	54	177
Lycosidae	msp. 15	30	0	2	5	23	22	8	0	3	27
Lycosidae	<i>Lycosa eritrognatha</i>	43	15	28	0	0	42	1	0	0	43
Lycosidae	msp. 26	109	1	9	96	3	101	8	0	17	92
Lycosidae	<i>Lycosa galopavo</i>	91	2	43	42	4	88	3	0	2	89
Lycosidae	msp. 44	83	18	29	26	10	70	12	1	4	79
Lycosidae	msp. 46	49	22	11	10	6	38	9	2	1	48
Lycosidae	msp. 47	98	7	84	4	3	96	2	0	1	97
Lycosidae	msp. 71	23	3	5	3	12	1	22	0	2	21
Lycosidae	msp. 76	38	6	28	3	1	25	13	0	2	36
Lycosidae	msp. 99	7	2	5	0	0	2	5	0	0	7
Lycosidae	msp. 148	16	1	0	12	3	14	2	0	12	4
Lycosidae	msp. 153	188	0	129	47	12	180	6	2	175	13
Lycosidae	msp. 154	95	17	42	35	1	66	18	11	29	66
Lycosidae	msp. 208	54	16	19	9	10	15	31	8	3	51
Lycosidae	msp. 236	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Micropholcommatidae	msp. 54	7	5	1	1	0	5	2	0	2	5
Miturgidae	msp. 9	3	0	0	3	0	2	1	0	2	1
Miturgidae	msp. 25	6	0	5	1	0	4	0	2	0	6
Miturgidae	msp. 30	7	1	6	0	0	5	0	2	0	7
Miturgidae	msp. 43	266	23	67	134	42	218	18	30	256	10
Miturgidae	msp. 93	7	4	2	1	0	6	0	1	0	7
Miturgidae	msp. 106	5	2	0	3	0	5	0	0	4	1
Miturgidae	msp. 143	5	0	0	2	3	5	0	0	5	0
Nephilidae	msp. 146	21	0	9	12	0	17	2	2	21	0
Nephiliidae	msp. 158	16	0	6	10	0	7	9	0	11	5
Oecobiidae	msp. 233	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0
Oonopidae	msp. 45	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1
Oxyopidae	<i>Oxyopes salticus</i>	1234	91	213	736	194	1056	149	29	1095	139
Philodromidae	msp. 3	88	65	20	2	1	85	3	0	0	88
Philodromidae	msp. 84	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Philodromidae	msp. 109	3	2	1	0	0	2	0	1	1	2
Philodromidae	msp. 145	1742	118	277	961	386	1200	523	19	1712	30

Philodromidae	<i>Paraclecnemis</i> sp.	294	30	171	88	5	233	57	4	230	64
Pisauridae	msp. 116	288	0	5	277	6	232	21	35	286	2
Prodidomidae	msp. 52	8	4	1	0	3	7	1	0	3	5
Prodidomidae	msp. 149	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Salticidae	<i>Akela</i> sp.	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
Salticidae	<i>Sitticus</i> sp.	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
Salticidae	<i>Jollas</i> sp. msp. 4	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1
Salticidae	<i>Hisukattus</i> sp.	56	6	28	18	4	53	3	0	19	37
Salticidae	<i>Dendriphantes mordax</i>	27	4	14	4	5	18	8	1	24	3
Salticidae	<i>Sarinda</i> sp.	3	0	0	2	1	0	2	1	2	1
Salticidae	msp. 8	4	0	1	3	0	2	2	0	0	4
Salticidae	<i>Tulgrenella morenensis</i>	43	8	29	5	1	32	11	0	6	37
Salticidae	msp. 21	3	0	1	1	1	0	3	0	2	1
Salticidae	msp. 58	16	4	1	8	3	1	15	0	16	0
Salticidae	msp. 65	16	5	9	2	0	5	11	0	5	11
Salticidae	msp. 78	4	1	3	0	0	1	3	0	0	4
Salticidae	msp. 86	3	1	0	0	2	3	0	0	2	1
Salticidae	<i>Neonella</i> sp.	7	1	2	3	1	3	4	0	2	5
Salticidae	msp. 95	20	0	6	3	11	15	4	1	15	5
Salticidae	<i>Metaphidipus cupreus</i>	23	3	7	5	8	7	16	0	23	0
Salticidae	msp. 120	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0
Salticidae	msp. 127	2	2	0	0	0	1	1	0	1	1
Salticidae	msp. 150	86	9	26	51	0	20	65	1	85	1
Salticidae	msp. 155	28	1	6	20	1	23	5	0	20	8
Salticidae	msp. 160	53	1	15	21	16	23	27	3	52	1
Salticidae	msp. 168	14	0	3	7	4	7	7	0	12	2
Salticidae	msp. 171	2	0	0	1	1	0	2	0	2	0
Salticidae	<i>Semora</i> sp.	56	5	3	24	24	2	54	0	55	1
Salticidae	<i>Aphirape gamas</i>	7	1	0	5	1	0	7	0	6	1
Salticidae	msp. 189	40	2	2	14	22	3	35	2	36	4
Salticidae	msp. 190	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
Salticidae	msp. 196	2	2	0	0	0	0	2	0	2	0
Salticidae	msp. 198	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1
Salticidae	msp. 199	36	4	3	21	8	12	24	0	34	2
Salticidae	msp. 200	2	0	0	1	1	2	0	0	1	1
Salticidae	msp. 201	11	2	5	1	3	6	5	0	8	3
Salticidae	<i>Jollas</i> sp.	189	38	89	46	16	180	7	2	39	150
Salticidae	<i>Trydarssus</i> sp.	30	1	5	17	7	4	26	0	28	2
Salticidae	msp. 218	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Salticidae	msp. 223	28	4	4	13	7	14	13	1	27	1
Salticidae	msp. 235	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Salticidae	msp. 237	2	0	0	1	1	1	1	0	2	0
salticidae	msp. 252	2	0	0	0	2	0	2	0	2	0
Salticidae	<i>Thiodina</i> sp.	9	0	0	8	1	0	0	9	9	0
Salticidae	<i>Sassacus</i> sp.	22	2	11	7	2	2	18	2	20	2

Salticidae	<i>Gastromicans albopilosa</i>	4	0	2	0	2	3	0	1	4	0
Salticidae	<i>Euophris</i> sp.	5	1	1	3	0	2	1	2	4	1
Scytodidae	msp. 239	2	0	1	0	1	0	0	2	1	1
Scytodidae	msp. 276	4	1	1	2	0	1	1	2	1	3
Sparassidae	msp. 212	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Tetragnathidae	msp. 19	4	0	2	0	2	3	1	0	3	1
Tetragnathidae	msp. 34	80	2	1	13	64	50	30	0	1	79
Tetragnathidae	msp. 173	635	1	108	236	290	385	116	134	615	20
Theridiidae	<i>Steatoda</i> sp.	10	3	5	1	1	8	1	1	3	7
Theridiidae	msp. 61	24	5	0	6	13	4	1	19	22	2
Theridiidae	msp. 62	254	70	16	77	91	225	28	1	229	25
Theridiidae	msp. 100	22	3	1	6	12	18	4	0	15	7
Theridiidae	msp. 118	21	4	11	4	2	20	1	0	11	10
Theridiidae	msp. 156	228	8	6	121	93	143	75	10	216	12
Theridiidae	<i>Theridium calcinatum</i>	22	0	1	12	9	8	10	4	21	1
Theridiidae	msp. 184	22	0	0	16	6	17	2	3	22	0
Theridiidae	msp. 195	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0
Theridiidae	msp. 217	49	0	0	6	43	37	8	4	32	17
Theridiidae	msp. 230	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Theridiidae	msp. 232	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
Theridiidae	<i>Dipoena</i> sp.	17	4	3	3	7	2	15	0	2	15
Theridiidae	<i>Argirodes</i> sp.	6	0	0	4	2	2	4	0	6	0
Theridiosomatidae	msp. 166	7	1	3	3	0	5	2	0	4	3
Thomisidae	<i>Xysticus</i> sp.	2	2	0	0	0	0	0	2	2	0
Thomisidae	<i>Misumenops</i> sp.	207	19	117	51	20	198	2	7	200	7
Thomisidae	msp. 60	135	35	22	72	6	126	5	4	132	3
Thomisidae	msp. 73	7	3	3	1	0	1	5	1	1	6
Thomisidae	msp. 88	18	1	12	5	0	17	1	0	17	1
Thomisidae	msp. 124	3	1	2	0	0	2	1	0	2	1
Thomisidae	msp. 128	55	2	33	18	2	48	5	2	51	4
Thomisidae	msp. 129	43	5	18	19	1	42	0	1	42	1
Thomisidae	msp. 139	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1
Thomisidae	msp. 152	289	2	143	112	32	236	39	14	285	4
Thomisidae	msp. 159	23	2	2	15	4	18	4	1	23	0
Thomisidae	msp. 162	34	5	10	15	4	7	27	0	32	2
Thomisidae	msp. 170	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1
Thomisidae	msp. 177	33	3	2	16	12	3	18	12	28	5
Thomisidae	msp. 185	7	4	1	1	1	3	3	1	6	1
Thomisidae	msp. 187	95	6	25	61	3	82	8	5	88	7
Thomisidae	msp. 238	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
Thomisidae	<i>Xysticus</i> sp. msp. 285	21	10	2	8	1	2	17	2	21	0
Titanoecidae	<i>Goeldia</i> sp.	123	37	70	12	4	119	4	0	4	119
Zodariidae	msp. 174	14	1	10	2	1	2	7	5	0	14
TOTAL		14752	1467	3799	5794	3692	10408	3565	779	10665	4087