



Universidad de Chile
Facultad de Ciencias

**EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN Y
PÉRDIDA DE HÁBITAT SOBRE LA
ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE ESPECIES DE
ARAÑAS EN CULTIVOS EXPERIMENTALES
DE ALFALFA (*Medicago sativa* L.)**



Yendery Fabiola Cerda Cortés

2008

UCH FC
B. Ambiental
C. 1

ESCUELA DE PREGRADO - FACULTAD DE CIENCIAS - UNIVERSIDAD DE CHILE



“Efectos de la Fragmentación y Pérdida de Hábitat sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas en cultivos experimentales de alfalfa (*Medicago Sativa* L.)”.

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con Mención en Medio Ambiente.

YENDERY FABIOLA CERDA CORTÉS

Prof. Audrey Grez Villarroel
Directora Seminario de Título



Comisión de Evaluación Seminario de Título

Dr. Ramiro Bustamante Araya
Presidente de la Comisión

Dr. Hugo Torres Contreras
Evaluador

SANTIAGO, 3 de Julio de 2008

Tus manos qué delirio de fuego qué ancha simpatía
Qué lento abrazo a los ruidos de la vida
Tu corazón en buzo bajando a sus raíces
Nadando en sus comienzos. De pie en su objeto comprendido
Tenías tanto hambre de ti mismo
Ruta de oscuras geologías de selvas submarinas
Y de sombras arrodilladas bajo el viento
Hasta el momento que una tiza en el sueño trazó el destino
Levantó los gestos de sus profundidades
Y te dijo lo que eras y tendrías que ser
Sobre ese pedestal que recorres inconsciente



Vicente Huidobro, 1948





Dedicado con mucho cariño a mis padres y Francisco...



AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer en primer lugar a mis padres por estar siempre conmigo, apoyándome, confiando en mis decisiones, que a la larga me permiten estar hoy terminando un ciclo importante en mi vida. En especial, a mi mamá por todo el cariño que me ha entregado, los principios que me ha transmitido y la forma de ver la vida. A mi papá, gracias por todos esos paseos al aire libre que poco a poco me fueron acercando a la naturaleza, que me hicieron amarla, respetarla y cuidarla hasta el día de hoy. También agradezco a Francisco, mi compañero, amigo, confidente, que gracias a su apoyo, fuerza, consejos y paciencia me ayudo a llegar al final de este camino.

No puedo dejar fuera a mis amigas de toda la vida, que siempre han estado ahí en los momentos importantes de mi vida...sinceramente gracias.

Agradezco también a mi profesora guía, Audrey Grez, por la confianza y paciencia que tuvo conmigo. Llegué a trabajar a su lado por cosas del destino, y se convirtió en la etapa más importante de mi formación como profesional y espero también como investigadora.

Gracias a los profesores que de alguna forma estimularon mi interés por la ecología y en particular por la conservación de la biodiversidad, a mis compañeros de carrera y facultad con quienes formamos un grupo y tratamos de dar nuestro pequeño aporte a la protección de la naturaleza. También a quienes estuvieron ahí en el momento justo en que necesité su apoyo.

Agradezco a Milenko Aguilera por su ayuda en la identificación taxonómica y el acercamiento al mundo de las arañas. Y finalmente, a las niñas del laboratorio, Sandra, Denise, Astrid, Xaviera, Loreto, Paula, por el grato ambiente de trabajo y apoyo.

ÍNDICE



Dedicatoria	ii
Agradecimientos	iii
Índice	iv
Índice de Figuras	v
Índice de Tablas	vi
Resumen	vii
Abstract	x
Introducción	1
Objetivo General	7
Objetivos Específicos	7
Hipótesis	8
Materiales y Métodos	9
Sitio de Estudio	9
Recolección de Muestras	11
Identificación de Arañas	12
Análisis Estadístico	13
Resultados	17
Efectos de la Fragmentación y Pérdida de Hábitat sobre la Abundancia de Arañas	21
Efectos de la Fragmentación y Pérdida de Hábitat sobre la Riqueza de Especies de Arañas	31
Discusión	41
Efectos de la Fragmentación y Pérdida de Hábitat sobre la Abundancia y Riqueza de Arañas	44
Conclusiones	54
Bibliografía	56

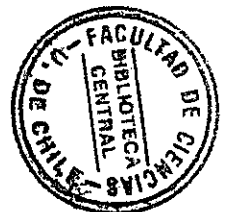


ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.	Esquema del diseño experimental.	10
FIGURA 2.	Abundancia promedio de arañas totales por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	22
FIGURA 3.	Abundancia promedio de la familia Linyphiidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	22
FIGURA 4.	Abundancia promedio de la familia Lycosidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	23
FIGURA 5.	Abundancia promedio de la familia Dictynidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	23
FIGURA 6.	Abundancia promedio de la familia Agelenidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	24
FIGURA 7.	Abundancia promedio de la familia Gnaphosidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	24
FIGURA 8.	Abundancia promedio para la especie <i>N. articeps</i> por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	25
FIGURA 9.	Abundancia promedio para la especie <i>Morf. sp. 1</i> por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	25
FIGURA 10.	Abundancia promedio para la especie <i>O. melanopygius</i> por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	26
FIGURA 11.	Abundancia promedio para la especie <i>N. minimus</i> por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	26
FIGURA 12.	Riqueza promedio de especies por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	31
FIGURA 13.	Riqueza promedio de especies por paisaje según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.	32
FIGURA 14.	Matriz de presencia/ausencia de especies de arañas compactada para el periodo corto plazo (verano).	37
FIGURA 15.	Rangos de temperatura para las especies idiosincráticas en el corto plazo.	37
FIGURA 16.	Matriz de presencia/ausencia de especies de arañas compactada para el periodo largo plazo (otoño).	39
FIGURA 17.	Rangos de temperatura para las especies idiosincráticas en el largo plazo.	39

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1.	Abundancia promedio por trampa y riqueza de especies de arañas para cada fecha de muestreo.	19
TABLA 2.	Resultados del ANDEVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la variación poblacional de arañas inmediatamente después de la fragmentación.	21
TABLA 3.	Resultados del ANCOVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la abundancia poblacional de arañas en el periodo de verano.	28
TABLA 4.	Resultados de las comparaciones planeadas para el efecto a corto plazo del tipo de paisaje sobre las abundancias de las familias y especies de arañas.	28
TABLA 5.	Resultados del ANCOVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la abundancia poblacional de arañas en el periodo de otoño.	30
TABLA 6.	Resultados de las comparaciones planeadas para el efecto a largo plazo del tipo de paisaje sobre la abundancia total, de las familias y especies de arañas.	30
TABLA 7.	Resultados del ANDEVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la variación de la riqueza de especies por trampa y paisaje inmediatamente después de la fragmentación.	31
TABLA 8.	Resultados del ANCOVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la riqueza de especies de arañas por trampa y por paisaje en el periodo de verano.	32
TABLA 9.	Resultados de las comparaciones planeadas para el efecto a corto plazo del tipo de paisaje sobre la riqueza por trampa y paisaje.	33
TABLA 10.	Resultados del ANCOVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la riqueza de especies de arañas por trampa y por paisaje en el periodo de otoño.	33
TABLA 11.	Resultados de las comparaciones planeadas para el efecto a largo plazo del tipo de paisaje sobre la riqueza de especies de arañas por trampa y por paisaje.	34
TABLA 12.	Matriz de presencia/ausencia de especies en los diferentes paisajes en el periodo verano.	36
TABLA 13.	Matriz de presencia/ausencia de especies en los diferentes paisajes en el periodo otoño.	38
TABLA 14.	Paisajes que presentan anidamiento de especies en el corto (verano) y largo (otoño) plazo.	40
TABLA 15.	Resumen de los resultados obtenidos en los distintos periodos estudiados para abundancia y riqueza de especies de arañas.	51



RESUMEN

La fragmentación y pérdida de hábitat son las causas más importantes de la disminución de la biodiversidad. La fragmentación es la división del hábitat continuo en numerosos parches más pequeños y aislados entre sí por una matriz de composición y/o estructura diferente. Este fenómeno puede no tener efectos o tener efectos positivos sobre la biota, incrementando su abundancia o diversidad, debido al fenómeno de empaquetamiento. La pérdida de hábitat, por otra parte, se refiere sólo a la remoción de hábitat original utilizable por los organismos y en general tiene efectos negativos sobre la biodiversidad. Ambos procesos afectan principalmente a organismos de niveles tróficos superiores, como las arañas. Para estudiar experimentalmente los efectos de la fragmentación, la pérdida de hábitat, y ambos procesos en conjunto, sobre la abundancia y la riqueza de especies de arañas, se establecieron 20 micropaisajes de alfalfa de 30 x 30 m distribuidos en cinco bloques; a 16 de ellos se les removió alfalfa, dejando paisajes con distintos niveles de fragmentación (4 ó 16 fragmentos) y pérdida de hábitat (55 ó 84%). Los restantes cuatro paisajes se dejaron intactos, actuando como control. De esta forma, se establecieron los siguientes tipos de paisajes: Control, 4f-55%, 4f-84% y 16f-84%. Se colectaron muestras de arañas cada dos semanas por medio de trampas Barber ubicadas dentro de los parches, antes y después de la fragmentación. A partir de estas muestras se elaboraron los análisis de este Seminario de Título. Se contabilizó un total de 6.457 arañas, distribuidas en 11 familias y 19 especies. A nivel de familia, Linyphiidae fue la más abundante durante todo el experimento. Entre las especies, la más abundante fue *Neomaso articeps*, también presente en todas las fechas de muestreo. No se detectó un efecto de empaquetamiento en la abundancia ni riqueza de

especies de arañas. En el corto plazo, la familia Lycosidae fue menos abundante en los paisajes 16f-84%, y la familia Dictynidae tuvo menores abundancias en los paisajes 4f-55%, 4f-84% y 16f-84%. A nivel de especies, *Ostearius melanopygius* fue más abundante en los paisajes 16f-84%, en tanto *Neomaso minimus* lo fue en el control en comparación con los paisajes 4f-55% y 16f-84%. La riqueza de especies, tanto por trampa como por paisaje, fue menor en los paisajes 4f-55% y 16f-84%. Con respecto al anidamiento de especies, los paisajes más pobres en especies albergaron un subconjunto de los sitios más ricos, estando el ensamble de arañas formado mayoritariamente por especies comunes, las cuales no mostraron preferencias por algún tipo de paisaje. A largo plazo, la abundancia total de arañas fue menor en los paisajes 4f-84% y 16f-84% en comparación con el control, también lo fue en los paisajes 16f-84% comparado con el paisaje 4f-55%. Igual situación se observó en la familia Linyphiidae y la especie *N. articeps*. La especie *N. minimus* tuvo menores abundancias en los mismos paisajes, pero también fue menos abundante en el paisaje 4f-55% en comparación al control. La riqueza de especies por trampa y por paisaje fue menor en los paisajes 4f-84% y 16f-84%. En cuanto al anidamiento, se mantuvo el mismo patrón del periodo anterior, sin embargo, el ensamble de arañas fue más pobre, perdiéndose algunas especies raras. Hubo una tendencia hacia una relación positiva entre la cantidad de hábitat remanente y la riqueza presente en los paisajes, con los paisajes 4f-84% y 16f-84% albergando menos especies que el paisaje control. En conclusión, la fragmentación y pérdida de hábitat, en general, tanto en el corto como en el largo plazo, tuvieron efectos negativos sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas asociadas a parches de alfalfa, siendo intensificados los efectos de la pérdida a largo plazo. El paisaje que tuvo las más bajas abundancias y riqueza de arañas, en el corto y largo plazo, fue el paisaje 16f-84%. Sólo una especie mostró un efecto positivo

transitorio de la fragmentación y pérdida de hábitat. Los resultados del anidamiento a largo plazo refuerzan los efectos negativos de la pérdida sobre el ensamble de arañas estudiado. Los resultados de este estudio sugieren que para mantener poblaciones abundantes y diversas de arañas que puedan depredar sobre potenciales plagas, los agro-ecosistemas no deberían ser sometidos a grandes pérdidas de hábitat. Una forma de disminuir el efecto negativo de la pérdida, es que dentro del manejo de los cultivos se considere mantener un hábitat que pueda proveer refugios y alimento para las arañas durante los periodos de cosecha.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are the major causes of biodiversity decline. Habitat fragmentation is the breaking apart of a continuous habitat into a larger number of smaller patches isolated from each other by a matrix of habitat unlike the original. This process may have no effect or have positive effects on the biota, increasing its abundance or diversity. A positive effect of habitat fragmentation is known as "crowding effect", and it occurs when individuals emigrate from the newly created matrix to the neighbouring remnant patches, immediately after habitat disruption. On the other hand, habitat loss is a reduction of suitable habitat and it may occur without fragmentation. In general, habitat loss has negative effects on biodiversity. Both landscapes processes have been usually confounded in the literature, and affect particularly animals from higher trophic levels, like spiders. In this work, the effects of habitat loss, habitat fragmentation and the joined effects of both processes on the abundance and species richness of spider assemblages were experimentally studied. Twenty 30 x 30 m alfalfa microlandscapes were established at Antumapu Research Station, University of Chile. Then, in 15 of them alfalfa was removed, generating landscapes with different levels of fragmentation (4 or 16 fragments) and habitat loss (55% or 84%). Every two weeks, before and after alfalfa removal, spiders were sampled with pitfall traps distributed within alfalfa fragments. In total, 6457 spiders were collected, belonging to 11 families and 19 species. During the whole experiment, Linyphiidae was the most abundant family, while *Neomaso articeps* was the most abundant spider species. Crowding effects were not detected neither at family level, species or total spiders abundance nor it occurred when analyzing spider species richness (at local and landscape levels). In the short-term, negative effects of habitat fragmentation and habitat loss, were detected

only in Lycosidae and Dictynidae. At species level, only *Ostearius melanopygius* and *Neomaso minimus* were affected by both processes, the first one increasing in abundance in perturbed landscapes, while the other one decreasing in disrupted landscapes. Both at local and at landscape scale, species richness was negatively affected by fragmentation and habitat loss. There were species-poor landscapes subsets of the species present at richer ones. The spider assemblage was mostly composed by common species, which had no preferences for any kind of landscape. In the long-term, total spider abundance decreased in fragmented and habitat reduced landscapes. The same situation was observed for Linyphiidae, *N. articeps* and *N. minimus*. In this period, habitat loss had a negative effect on species richness, at both patch and landscapes spatial scale. On the other hand, the nestedness analysis showed the same pattern of the previous period, but the spider assemblage was impoverished, with some rare species lost. There was a positive relation between habitat amount in the landscape and species richness, with 4f-84% and 16f-84% having less species than the control. In summary, this results show that spiders respond negatively to fragmentation and habitat loss, with habitat loss having stronger effects in the long-term. The 16f-84% was the landscape reporting the lower spider abundances and species richness, both in the short and long-term sampling periods. Only one species showed a transient positive effect of fragmentation and habitat loss. The long-term nestedness results confirm the negative effects of habitat loss on spider assemblage. These results suggest that it is necessary to diminish habitat loss in agroecosystems, in order to maintain abundant and diverse spider populations, which may control insect pests. One way to do this is by maintaining alternative habitats that may act as shelter and resource for spiders when the crop is harvested.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, unas de las principales amenazas para la biodiversidad son la fragmentación y pérdida de hábitat (Hanski, 1998; McGarigal & Cushman, 2002; Fahrig, 2003). La fragmentación es la transformación de un hábitat continuo en un gran número de parches más pequeños, de menor área total, aislados entre sí por una matriz, la cual presenta una composición o estructura diferente a aquella del hábitat original (Collinge, 1996; Fahrig, 2003; Grez *et al.*, 2004a; Grez *et al.*, 2004b). Este proceso, generalmente, va acompañado de pérdida de hábitat (Fahrig, 2003; Grez *et al.*, 2004a). En cambio, la pérdida de hábitat no necesariamente resulta en una fragmentación y corresponde a una disminución del hábitat original utilizable por los organismos (Fahrig, 2003; Grez *et al.*, 2004a). Ambos procesos pueden ocurrir naturalmente en los paisajes, sin embargo, en las últimas décadas la actividad humana se ha convertido en su principal agente generador, elevando la tasa a la cual ocurren estos fenómenos (Bustamante & Grez, 1995; Fahrig & Grez, 1996).

Frecuentemente, los estudios sobre fragmentación de hábitat han utilizado dos marcos conceptuales de la Ecología, la Teoría de Metapoblaciones (Levins, 1969; Levins, 1970) y la Teoría de Biogeografía de Islas (MacArthur & Wilson, 1967). La Teoría de Metapoblaciones postula que dentro de un conjunto de poblaciones pueden ocurrir extinciones locales, pero la metapoblación persistirá siempre y cuando la tasa de inmigración sea mayor a la de extinción. En un paisaje fragmentado, la metapoblación podrá persistir cuando exista conectividad entre los fragmentos remanentes que asegure el intercambio de individuos y con ello la recolonización de las poblaciones locales deprimidas numéricamente (Hanski, 1998). Si la fragmentación del paisaje rompe la conectividad entre las poblaciones locales, se esperaría una

extinción local y global de la metapoblación. Por su parte, la Teoría de Biogeografía de Islas postula que el tamaño de una isla y su distancia al continente (fuente de especies colonizadoras) determinarían el número de especies presentes en una isla. Las islas más lejanas tendrían bajas tasas de inmigración de especies, mientras que las islas más pequeñas tendrían altas tasas de extinción de especies. De esta forma, la teoría predice que las islas pequeñas y aisladas soportarán una menor riqueza de especies que las islas más grandes y cercanas al continente. Al comparar las islas oceánicas con los parches de hábitat remanentes, se esperaría que en un paisaje fragmentado, los parches más pequeños y aislados posean una menor riqueza de especies que los parches más grandes y cercanos (Collinge, 1996), esto es, una menor diversidad α (Grez *et al.*, 2004a). Sin embargo, a nivel de paisaje, aquellos más fragmentados podrían tener una mayor diversidad y debido a una mayor diferencia en la composición de especies entre fragmentos aislados, en comparación con lo que ocurre en paisajes continuos de similar área (Tscharntke *et al.*, 2002; Grez *et al.*, 2004a).

En un paisaje fragmentado, los parches más pobres en especies pueden distribuirse como subconjuntos anidados de las comunidades de especies presentes en los fragmentos más ricos, este fenómeno se conoce como *anidamiento de especies* (Atmar & Patterson, 1993). Inicialmente, este fenómeno, fue descubierto en comunidades de islas y archipiélagos (Summerville *et al.*, 2002). A gran escala, el anidamiento está asociado al mayor riesgo de extinción local de algunas especies presentes en el paisaje, las cuales se extinguirían en un perfecto orden según sus mínimos requerimientos de hábitat. Así, las especies que requieran un área mayor de hábitat desaparecerían primero de los fragmentos que las especies con menores requerimientos de hábitat (Atmar & Patterson, 1993; Honnay *et al.*, 1999; Summerville

et al., 2002; Bloch *et al.*, 2007; Wright *et al.*, 2007). Comúnmente, el área esta positivamente correlacionada con la riqueza de especies (Summerville *et al.*, 2002; Fattorini, 2007), de esta forma, se esperaría que las especies de los fragmentos chicos sean subconjuntos de las especies presentes en los fragmentos grandes (Summerville *et al.*, 2002). Con respecto a la composición de las especies en los fragmentos, se esperaría que los fragmentos chicos presenten especies comunes y generalistas, mientras que los parches grandes contengan, además, especies raras y especialistas (Cook, 1995; Benedick *et al.*, 2006). También a gran escala, la colonización es otro proceso que contribuiría en la aparición de comunidades anidadas en paisajes fragmentados (Atmar & Patterson, 1993; Summerville *et al.*, 2002; Bloch *et al.*, 2007). Aunque diversos estudios han documentado un anidamiento de los ensambles de especies (Honnay *et al.*, 1999; Summerville *et al.*, 2002; Benedick *et al.*, 2006; Óckinger & Smith, 2006; Bloch *et al.*, 2007; Fattorini, 2007; Jacquemyn *et al.*, 2007; Wright *et al.*, 2007), un perfecto anidamiento es muy raro (Benedick *et al.*, 2006). La mayoría de estos estudios concuerda con la teoría propuesta por Atmar y Patterson (1993), en que los fragmentos grandes albergan una mayor riqueza de especies; sin embargo, unos pocos casos han mostrado que los fragmentos chicos pueden jugar un rol más importante en el aporte a la riqueza total del ensamble de especies (Honnay *et al.*, 1999; Benedick *et al.*, 2006).

La fragmentación y pérdida de hábitat, a menudo, se presentan de forma simultánea en el ambiente (Fahrig & Grez, 1996; Grez & Zaviero, 2002; Fahrig, 2003). Por ello, el concepto de fragmentación ha sido usado, en muchos casos, como un término común para indicar indistintamente pérdida de hábitat y fragmentación *per se*, *i.e.*, división del hábitat (Fahrig & Grez, 1996; McGarigal & Cushman, 2002; Fahrig, 2003; Grez *et al.*, 2004a). En general, se ha supuesto que la fragmentación tiene

efectos negativos sobre la biota. Sin embargo, trabajos recientes en los que se separan los efectos de la fragmentación de los de la pérdida de hábitat, han demostrado que la fragmentación suele no tener efectos o tener efectos positivos sobre la biodiversidad (Fahrig, 2003; Grez *et al.*, 2004a; Grez *et al.*, 2004b; Camousseigt, 2005; Díaz, 2006; Zaviero *et al.*, 2006). La confusión entre los efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat puede deberse a la aproximación experimental utilizada en estudios de fragmentación (McGarigal & Cushman, 2002; Fahrig, 2003; Grez & Bustamante-Sánchez, 2006). Los experimentos naturales son los más usados en este tipo de estudios (85% de 74 estudios de este tipo), mientras que los experimentos manipulativos de campo sólo corresponden al 15% (Grez & Bustamante-Sánchez, 2006). El problema que presentan los experimentos naturales es la dificultad para aislar las variables en estudio y, por ende, separar sus efectos (McGarigal & Cushman, 2002; Fahrig, 2003). De acuerdo a Fahrig (2003), más de la mitad de los estudios analizados muestran efectos positivos de la fragmentación *per se*, sin embargo, los efectos de la pérdida de hábitat son consistentemente negativos y más fuertes que los de la fragmentación *per se*. Un mecanismo que explica el efecto positivo de la fragmentación es el *empaquetamiento* de individuos y especies dentro de los fragmentos remanentes (Grez *et al.*, 2004a; Grez *et al.*, 2004b). Este fenómeno, generalmente, ocurre inmediatamente después de producida la fragmentación y pérdida del hábitat, y consiste en un aumento de la densidad poblacional o de la riqueza de especies al interior de los parches, debido a la inmigración de individuos desde la matriz hacia los fragmentos posterior a la perturbación (Collinge & Forman, 1998; Debinski & Holt, 2000; Ewers & Didham, 2006).

Por su parte, la pérdida de hábitat es el factor más importante en la extinción de especies y poblaciones (Hanski, 1998), tiene fuertes efectos negativos sobre la

biodiversidad, disminuyendo la riqueza de especies, la abundancia y la diversidad genética (Fahrig, 2003; Ewers & Didham, 2006). Al haber menor cantidad de hábitat, las poblaciones locales más pequeñas tendrían una menor probabilidad de sobrevivencia, lo que sumado a una reducción en la tasa de dispersión y de recolonización, resultaría en un aumento de la probabilidad de extinción de estas poblaciones y en una disminución de la diversidad (Fahrig & Grez, 1996; Ewers & Didham, 2006).

Usualmente, la fragmentación y pérdida de hábitat han sido abordadas desde la perspectiva de la conservación biológica (Grez & Zaviezo, 2006). Sin embargo, la comprensión de estos procesos también puede ser relevante para el manejo de agroecosistemas, en especial, para el control de plagas a través de sus enemigos naturales (Thies & Tscharntke, 1999; Tscharntke & Kruess, 1999; Denys & Tscharntke, 2002; Hunter, 2002). En este tipo de ecosistemas, destacan los artrópodos por su abundancia y al mismo tiempo por su vulnerabilidad ante los cambios en la composición y estructura del paisaje agrícola (Duelli *et al.*, 1990; Denys & Tscharntke, 2002; Schmidt *et al.*, 2005). Uno de los grupos más afectados por la fragmentación y pérdida de hábitat son aquellos que pertenecen a los niveles tróficos superiores, como los depredadores, debido al menor tamaño de sus poblaciones y a la dependencia de sus presas (Tscharntke & Kruess, 1999; Denys & Tscharntke, 2002; Hunter, 2002; Schmidt *et al.*, 2005, Ewers & Didham, 2006). Mientras más específica sea esta dependencia mayor será el efecto de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre sus abundancias poblacionales (Tscharntke & Kruess, 1999; Denys & Tscharntke, 2002; Hunter, 2002; Tscharntke *et al.*, 2002). Entre estos depredadores destacan las arañas, que son eficientes enemigos naturales de insectos plaga (Langellotto & Denno, 2004; Thorbek & Bilde, 2004; Aguilera & Casanueva, 2005).

Las arañas son comunes en los agroecosistemas, poseen una alta diversidad y entre los depredadores invertebrados son los más abundantes (Aiken & Coyle, 2000; Aguilera & Casanueva, 2005), se caracterizan por ser depredadores generalistas y se alimentan predominantemente de insectos y en menor grado de otras arañas (Borror *et al.*, 1981; Nyffeler, 1999; Nyffeler *et al.*, 2001), pueden desplazarse caminando por el suelo o a través del aire ("ballooning"), esto último usando hilos de seda, lo que comúnmente es realizado por arañas juveniles (Borror *et al.*, 1981). Experimentalmente, se ha demostrado que las arañas ejercen efectos importantes sobre las poblaciones de otros artrópodos en sistemas experimentales que incluyen comunidades agrícolas, campos abandonados y hojarasca de bosques (Mallis & Hurd, 2005). Como son organismos que habitan en el suelo y poseen una capacidad de dispersión mediana, son altamente susceptibles a situaciones de degradación o destrucción del hábitat (Mader *et al.*, 1990). Con respecto a su dinámica temporal, en general las arañas típicas de cultivos registran sus mayores abundancias poblacionales durante la primavera y a principios del verano (Samu & Szinetár, 2002; Schmidt *et al.*, 2005; Schmidt & Tscharnke, 2005b), periodo que coincide con una mayor disponibilidad de presas en estos hábitats, y posteriormente los abandonan para pasar el invierno en hábitats no cultivados o semi-naturales aledaños (Samu & Szinetár, 2002; Schmidt *et al.*, 2005; Schmidt & Tscharnke, 2005b), sincronizando etapas de sus ciclos de vida a los distintos periodos de manejo de estos cultivos (Samu & Szinetár, 2002). En Chile, no hay un conocimiento acabado de las familias y especies de arañas presentes en el país (Aguilera & Casanueva, 2005). Pocas son las revisiones con métodos modernos de las familias existentes en el país y menos aún son los textos actualizados con claves para las familias y para las especies (Aguilera & Casanueva, 2005). A nivel mundial, los estudios que existen sobre arañas están ligados,

principalmente, a su acción como controladores biológicos de plagas en los cultivos agrícolas, concentrándose sólo en algunas especies de arañas (Halley *et al.*, 1996; Feber *et al.*, 1998; Nyffeler, 1999; Sunderland & Samu, 2000; Lemke & Poehling, 2002; Schmidt *et al.*, 2005; Schmidt & Tschardtke, 2005a; Schmidt & Tschardtke, 2005b), siendo poco lo que se sabe sobre los efectos de la fragmentación y la pérdida de hábitat sobre la riqueza y abundancia de arañas (Martin & Major, 2001).

En este seminario de título, a partir de un experimento manipulativo de campo (Diamond 1986), se evaluará el efecto de la fragmentación, de la pérdida de hábitat, y de ambos procesos en conjunto sobre la abundancia y riqueza de especies o morfoespecies de arañas asociadas a alfalfa (*Medicago sativa* L.). El conocimiento de los efectos de estas perturbaciones sobre variables poblacionales y comunitarias puede ser aplicado para una mejor conservación de la biodiversidad de los agroecosistemas y en el mejoramiento de las técnicas de manejo de cultivos agrícolas para el control de plagas.

Objetivo general

Evaluar experimentalmente los efectos por separado y en conjunto de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas en cultivos de alfalfa.

Objetivos específicos

- Describir la composición de la fauna de arañas asociadas a cultivos experimentales de alfalfa.
- Evaluar la dinámica temporal de las especies de arañas asociadas a cultivos experimentales de alfalfa.

- Evaluar el efecto del nivel de fragmentación del hábitat, a igual nivel de pérdida, sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas.
- Evaluar el efecto del nivel de pérdida de hábitat, a igual nivel de fragmentación, sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas.
- Evaluar los efectos conjuntos de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas.
- Evaluar la diversidad α y γ , y si existe anidamiento de especies de arañas asociadas a paisajes de alfalfa, que varían en fragmentación y pérdida de hábitat.

Hipótesis

La fragmentación y pérdida de hábitat tendrán efectos sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas en paisajes de alfalfa. En particular, se espera que:

1. La fragmentación del hábitat tenga efectos positivos sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas asociadas a alfalfa.
2. La pérdida de hábitat afecte negativamente la abundancia y riqueza de especies de arañas asociadas a alfalfa.
3. Bajo el supuesto que la fragmentación y pérdida tienen efectos opuestos sobre la abundancia y riqueza de especies, y que sus efectos podrían compensarse, al actuar ambos procesos en conjunto, la abundancia y riqueza de especies de arañas podría no variar entre los paisajes perturbados de alfalfa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El experimento de campo se desarrolló entre los meses de diciembre del 2003 y abril del 2004, en un cultivo de alfalfa de cinco hectáreas aproximadamente, sembrada especialmente para los fines de esta investigación, en el Campus Antumapu de la Universidad de Chile.

En agosto del 2003, se sembraron 20 parches de alfalfa (*Medicago sativa* L.) variedad WL528HQ, de 30 x 30 m cada uno, distribuidos linealmente en cinco bloques de cuatro parches cada uno. Tanto los parches como los bloques fueron separados entre sí por 20 m. En diciembre del 2003, a cada uno de estos parches se le aplicó aleatoriamente un tratamiento distinto, con el propósito de generar paisajes con diferente grado de fragmentación y pérdida de hábitat. Los tratamientos aplicados a los parches originales fueron:

- Control: paisaje sin fragmentación ni pérdida de hábitat.
- 4f-55%: paisaje con 4 fragmentos de 100 m² cada uno (bajo nivel de fragmentación) y 55% de pérdida de hábitat (bajo nivel de pérdida de hábitat).
- 4f-84%: paisaje con 4 fragmentos de 36 m² cada uno (bajo nivel de fragmentación) y 84% de pérdida de hábitat (alto nivel de pérdida de hábitat).
- 16f-84%: paisaje con 16 fragmentos de 9 m² cada uno (alto nivel de fragmentación) y 84% de pérdida de hábitat (alto nivel de pérdida de hábitat).

El alto nivel de pérdida de hábitat seleccionado (84%) se basa en estudios teóricos y empíricos, los cuales señalan que existe un valor umbral donde se evidencian los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la abundancia poblacional o riqueza de especies cuando la pérdida de hábitat, en el paisaje, es igual o superior al 70-80%

(Andrén, 1994; Bascompte & Solé, 1996; Fahrig, 1998; Virgós, 2001). Con respecto al nivel de fragmentación (4 ó 16 fragmentos), estudios previos en micropaisajes de alfalfa han demostrado que algunas especies de coleópteros depredadores (Coleoptera: Coccinellidae y Carabidae) presentan mayor densidad y diversidad en paisajes con 16 fragmentos en comparación con aquellos con 4 fragmentos (Grez *et al.*, 2004a; Grez *et al.*, 2004b; Zaviezo *et al.*, 2006).

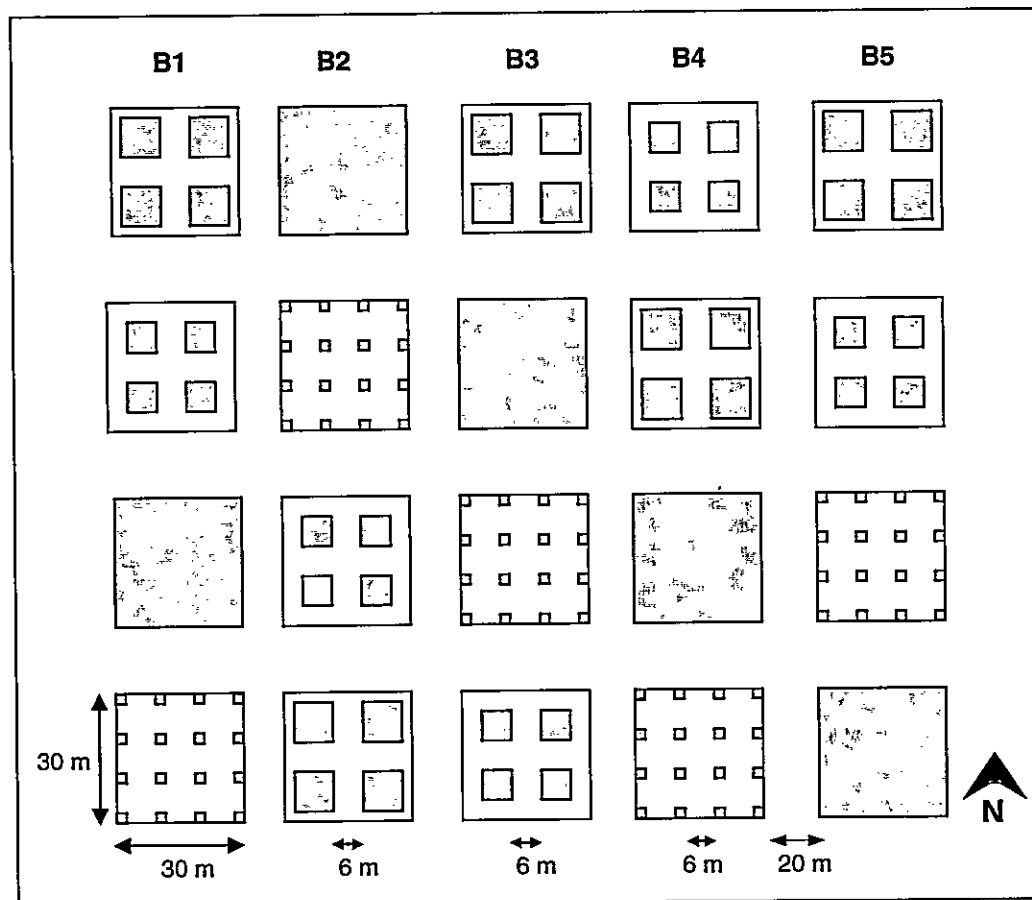


Figura 1. Esquema del diseño experimental. En gris se representa la alfalfa, en blanco la matriz de suelo desnudo. Los cuatro tipos de paisajes fueron: 4f-55% (4 fragmentos y 55% de pérdida de hábitat), 4f-84% (4 fragmentos y 84% de pérdida de hábitat), 16f-84% (16 fragmentos y 84% de pérdida de hábitat) y Control (sin fragmentación ni pérdida). B indica el bloque correspondiente.

La distancia entre fragmentos en todos los paisajes fue de 6 m (Fig. 1). Esta distancia (*i.e.*, aislamiento) inhibe el movimiento entre fragmentos al menos de algunas

especies de coccinélidos, en comparación con distancias menores (Grez *et al.*, 2005), lo que hace suponer que el paisaje es percibido como fragmentado cuando los fragmentos están aislados. Los cuatro tratamientos aplicados a cada bloque, fueron distribuidos de manera aleatoria asegurando una adecuada entremezcla de estos en el paisaje.

La fragmentación y pérdida del hábitat se provocó mediante el paso de arado y uso de herbicidas (Roundup®). La matriz entre fragmentos quedó compuesta por suelo desnudo y fue mantenida así a través de la remoción manual de la vegetación y aplicación de herbicidas. La alfalfa fue regada cada 15 días y segada los días 17 de enero, 23 de febrero y 10 de marzo, a una altura de 30 cm aproximadamente.

Recolección de muestras

La colecta de arañas se efectuó entre diciembre del 2003 y abril del 2004. El primer muestreo se realizó previo a la remoción de alfalfa (fragmentación y pérdida de hábitat) el 19 de diciembre, lo que permitió conocer las condiciones iniciales de las poblaciones de arañas en estos cultivos. Posteriormente, se realizaron siete muestreos en los paisajes ya fragmentados, en las fechas: 2 de enero, 16 de enero, 30 de enero, 14 de febrero, 25 de marzo, 6 de abril y 20 de abril. La recolección de las muestras se hizo mediante trampas de intercepción "Barber", que es un método adecuado para capturar artrópodos epígeos cuando se quiere estimar la abundancia poblacional relativa y la riqueza de estas especies (Sorensen *et al.*, 2002; Perner & Schueler, 2004). Estas trampas se confeccionaron con frascos de plástico transparente de 10 cm de alto y 7 cm de diámetro, que se enterraron a ras de suelo y fueron llenados hasta la mitad con una solución de agua, detergente y formalina en una proporción 90:1:9, respectivamente. La función que cumple el detergente es disminuir la tensión

superficial del agua, para que los artrópodos se depositen en el fondo y la formalina permite la fijación de ellos. En cada paisaje se colocaron ocho trampas, ubicadas dentro de los fragmentos. En el muestreo pre-fragmentación, las trampas se ubicaron en los sitios que corresponderían posteriormente a los fragmentos. Ellas permanecieron abiertas durante cuatro días y cuatro noches, y luego fueron recolectadas y llevadas al laboratorio, donde las muestras fueron mantenidas en alcohol al 70%, para una mejor preservación de ellas. A partir de estas muestras se elaboraron los análisis de este Seminario de Título.

Identificación de Arañas

Las arañas de cada trampa fueron identificadas a través de claves taxonómicas, comparadas con una colección de referencia del Laboratorio de Aracnología del Departamento de Zoología de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción y por consulta a especialistas. Se logró identificar a todos los ejemplares hasta el nivel de familia. La identificación a nivel de especies fue lograda en algunos casos y en otros sólo fue posible establecer el género. Las arañas restantes (*i.e.*, no se identificó su especie o género) fueron clasificadas en morfoespecies.

Con ejemplares adultos en buen estado se confeccionó una colección de referencia que incluyó machos y hembras de cada especie, género o morfoespecie, la que quedó depositada en la Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile.

Análisis estadístico

A partir de las muestras de arañas recolectadas, se contabilizó el número total de arañas (juveniles y adultos) y se determinó la abundancia de las familias y especies más abundantes por trampa, en cada paisaje, y fecha de muestreo. Por otra parte, la riqueza de especies fue analizada a nivel de trampa y de paisaje. En el primer caso, la riqueza correspondió al promedio de especies distintas presentes en cada trampa, lo que permitió conocer la diversidad local o diversidad *alfa* (α). En el segundo caso, la riqueza correspondió al número de especies distintas presentes en todo el paisaje, es decir, en las ocho trampas de cada paisaje en este estudio, estimándose la riqueza a nivel de paisaje o diversidad *gamma* (γ).

Todos los datos obtenidos fueron transformados por medio de la función $\log(x+1)$, para ajustarlos a una distribución normal.

Para evaluar el efecto inmediato de la fragmentación del hábitat, es decir, si las arañas del área que se convirtió en matriz migran hacia los fragmentos remanentes de alfalfa (*i.e.*, efecto de empaquetamiento), se calculó la diferencia de las abundancias de especies de arañas entre el muestreo previo a la fragmentación y el inmediatamente posterior a ella, en los distintos paisajes, según la siguiente fórmula:

$$\frac{(Ab_1 - Ab_{-1})}{Ab_{-1}}$$

donde,

Ab_{-1} : corresponde a la abundancia de la primera fecha de muestreo (19 de diciembre),

y

Ab_1 : corresponde a la abundancia de la fecha inmediatamente posterior a la fragmentación del hábitat (2 de enero).

Si ocurre empaquetamiento, las arañas deberían incrementar significativamente su abundancia más en los paisajes fragmentados que en el control. Para evaluar este efecto, se utilizó un análisis de varianza (ANDEVA) de dos vías, con paisaje y bloque como las variables independientes. El mismo procedimiento se usó para evaluar el efecto inmediato de la fragmentación del hábitat sobre la riqueza de especies de arañas.

Para analizar la respuesta de las arañas a la fragmentación y pérdida de hábitat a corto y largo plazo, se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA). Este análisis es adecuado dada la variabilidad temporal de las abundancias poblacionales de las diversas especies de arañas asociadas a cultivos, ya que permite aislar al máximo el efecto del tiempo (fecha) sobre la abundancia y riqueza de arañas, considerándolo como una covariable en el modelo. En éste, las variables independientes fueron el bloque y el paisaje, y las variables respuestas o dependientes fueron la abundancia y riqueza. El análisis de covarianza a corto plazo incluyó las cuatro primeras fechas posteriores a la fragmentación y pérdida de hábitat, es decir, desde el 2 de enero al 14 de febrero, que representaron el periodo de verano. Las arañas de agroecosistemas durante la primavera y a principios del verano se caracterizan por estar colonizando los cultivos desde los sitios de hibernación a través, principalmente, de individuos juveniles o inmaduros, por ende, la reproducción en ese periodo es baja; de esta forma, en el corto plazo las abundancias poblacionales de las arañas reflejarían el proceso inmigratorio hacia los paisajes de alfalfa. El análisis a largo plazo, incluyó las tres últimas fechas posteriores a la fragmentación y pérdida de hábitat (desde el 25 de marzo hasta el 20 de abril), correspondiendo al periodo de otoño. Durante el verano y hacia principios del otoño, las arañas ya han colonizado los cultivos y aprovechando las condiciones favorables previas como la disponibilidad de presas y el crecimiento de

los cultivos, maduran y se reproducen en ellos; así las abundancias poblacionales de las arañas en el largo plazo estarían determinadas por procesos como reproducción y sobrevivencia.

Una vez realizados los análisis de covarianza, para determinar el efecto de la fragmentación y de la pérdida de hábitat sobre la abundancia y riqueza de especies de arañas se realizaron las siguientes comparaciones planeadas:

- Paisaje 4f-55% con paisaje 4f-84%, para evaluar el efecto de la pérdida de hábitat.
- Paisaje 4f-84% con paisaje 16f-84%, para evaluar el efecto de la fragmentación del hábitat.
- Paisaje 4f-55% con paisaje 16f-84%, para evaluar el efecto de la fragmentación y pérdida de hábitat en conjunto.
- Control con cada paisaje (4f-55%, 4f-84% y 16f-84%), para evaluar el efecto conjunto de altos y bajos niveles de fragmentación y pérdida de hábitat, en relación a un paisaje sin perturbación.

Quando se encontraron diferencias significativas entre las comparaciones planeadas, las probabilidades fueron corregidas por Bonferroni [$1 - (1 - 0,05)^{1/k}$] (Sokal & Rohlf, 1995), donde k corresponde al número de comparaciones planeadas. Todos los análisis estadísticos, hasta aquí mencionados, fueron realizados con Statistica 6.0 (StatSoft, 2000).

Para evaluar el anidamiento de especies de arañas, es decir, si las especies presentes en unos paisajes pueden distribuirse como subconjuntos anidados de las especies que existen en los otros paisajes, se construyeron matrices de presencia/ausencia de especies. Si existe anidamiento, estas matrices de

presencia/ausencia indican que el sistema está ordenado (anidado). Originalmente, este análisis se realiza a nivel de fragmentos, pero dado que en este estudio se utilizaron ocho trampas por paisaje, algunos de ellos no tendrían información sobre sus especies (paisajes con 16 fragmentos), por lo tanto, se usaron las especies presentes por paisajes para formar estas matrices. Para el análisis de anidamiento a corto y largo plazo se utilizó el programa Nestedness Temperature Calculator (Atmar & Patterson, 1995) que calcula la temperatura del sistema, la cual es un porcentaje del valor de *Inesperanza* que presenta la matriz (Almeida-Neto *et al.*, 2007). La *Inesperanza* es una métrica de la presencia y ausencia inesperada de especies en los fragmentos (Atmar & Patterson, 1993). Este programa permite establecer el grado de orden del sistema estudiado a través de una escala de temperaturas que va de 0° a 100°, así un sistema perfectamente ordenado o anidado será descrito como máximamente frío ($T=0^\circ$), mientras que un sistema completamente aleatorio o desordenado registrará una temperatura de 100°, es decir, máximamente cálido (Atmar & Patterson, 1993). Cuando un sistema no está completamente anidado, hay especies que pueden registrar temperaturas superiores a la del sistema total, denominadas especies idiosincráticas, que representan presencias o ausencias inesperadas de ellas en algunos fragmentos, causando algún grado de aleatoriedad en el sistema (Atmar & Patterson, 1993).

RESULTADOS

En este estudio se contabilizó un total de 6.457 arañas durante las 8 fechas de muestreo. Todas las arañas capturadas pertenecieron al Infraorden Araneomorphae, y se distribuyeron en 11 familias y 19 especies. Este infraorden se divide en dos grandes grupos, las arañas cribeladas y las arañas acribeladas (sin cribelo). Entre las familias identificadas, sólo una perteneció al grupo de las araneomorphas cribeladas (Familia Dictynidae). La familia más abundante fue Linyphiidae (5.140 individuos) que representó el 79,6% del total de ejemplares capturados, siguiéndole las familias Lycosidae (690 individuos), Dictynidae (151 individuos), Agelenidae (149 individuos) y Gnaphosidae (110 individuos) que en conjunto representaron el 17% del total de individuos. El 3% restante, estuvo representado por las familias Theridiidae (99 individuos), Salticidae (47 individuos), Corinnidae (39 individuos), Araneidae y Dysderidae (11 individuos cada una) y Thomisidae (10 individuos). Con respecto a las especies, la más abundante fue *Neomaso articeps* Millidge (3.909 individuos) que representó el 60,5% del total de ejemplares recolectados, siguiéndole *Ostearius melanopygius* (O.P.- Cambridge) (732 individuos), *Lycosa indomita* Nicolet (690 individuos), *Neomaso minimus* Millidge (266 individuos) y la especie *Morf. sp. 1* (212 individuos), las cuales representaron en conjunto el 29,4% del total de individuos capturados. El 10% restante estuvo representado por las especies *Morf. sp. 7* (151 individuos), *Morf. sp. 8* (149 individuos), *Morf. sp. 10* (110 individuos), *Kochiura sp.* (99 individuos), *Morf. sp. 9* (47 individuos), *Meriola sp.* (39 individuos), *Dysdera crocata* C. L. Koch, *Morf. sp. 5* y *Morf. sp. 11* (11 individuos cada una), *Misumenoides sp.* (10 individuos), *Morf. sp. 4* (4 individuos), *Morf. sp. 2* (3 individuos), *Morf. sp. 3* (2 individuos) y *Morf. sp. 6* (1 individuo). En relación a la riqueza, la familia con mayor

número de especies fue Linyphiidae con un total de 9 especies; el resto de las familias estuvieron representadas por sólo una especie.

En la Tabla 1 se muestra el total de especies capturadas y la abundancia promedio por trampa para cada fecha. De las once familias presentes en este estudio, seis fueron capturadas en todas las fechas de muestreo, en tanto, una especie fue capturada en sólo una de las fechas de muestreo. En términos de abundancia, en las ocho fechas de muestreo, la familia dominante fue Linyphiidae y la especie dominante, que pertenece a esta familia, fue *N. articeps*. El mayor número de individuos capturados se registró el 25 de marzo (1.116 individuos) y el 6 de abril (1.275 individuos), mientras que el menor número de individuos capturados fue registrado el 14 de febrero, con 465 individuos. Con respecto a la riqueza, la mayor riqueza de familias se registró el 16 y el 30 de enero cuando se capturaron todas las familias presentes en este estudio, mientras que el 19 de diciembre, 2 y 16 de enero se registró la mayor riqueza de especies, capturándose 16 especies en cada una de estas fechas. Las menores riquezas de familias (7) y de especies (11) se registraron los días 25 de marzo y 20 de abril.

Tabla 1. Abundancia promedio por trampa y riqueza de especies de arañas para cada fecha de muestreo.

Familia y Especie	Promedio de Individuos por trampa \pm 1 ee								
	19-Dic	02-Ene	16-Ene	30-Ene	14-Feb	25-Mar	06-Abr	20-Abr	
Linyphiidae									
<i>Neomaso articeps</i>	1,61 \pm 0,19	2,19 \pm 0,24	1,56 \pm 0,18	2,12 \pm 0,24	1,66 \pm 0,23	5,93 \pm 0,50	6,65 \pm 0,55	4,61 \pm 0,44	
<i>Morf. sp. 1</i>	0,13 \pm 0,03	0,39 \pm 0,09	0,22 \pm 0,04	0,22 \pm 0,05	0,19 \pm 0,04	0,17 \pm 0,04	0,08 \pm 0,04	0,03 \pm 0,02	
<i>Ostearius melanopygius</i>	0,22 \pm 0,05	0,38 \pm 0,07	1,21 \pm 0,16	0,74 \pm 0,13	0,47 \pm 0,07	0,54 \pm 0,07	0,66 \pm 0,08	0,77 \pm 0,08	
<i>Neomaso minimus</i>	0,24 \pm 0,04	0,12 \pm 0,03	0,16 \pm 0,04	0,20 \pm 0,04	0,23 \pm 0,05	0,28 \pm 0,06	0,30 \pm 0,06	0,29 \pm 0,04	
<i>Morf. sp. 2</i>	0	0	0,01 \pm 0,01	0	0	0	0,01 \pm 0,01	0	
<i>Morf. sp. 3</i>	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0	0	0	0	0	0	
<i>Morf. sp. 4</i>	0,02 \pm 0,01	0	0	0	0,01 \pm 0,01	0	0	0	
<i>Morf. sp. 5</i>	0,03 \pm 0,01	0,02 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0	0	0,01 \pm 0,01	0	0,01 \pm 0,01	
<i>Morf. sp. 6</i>	0	0,01 \pm 0,01	0	0	0	0	0	0	
Total	2,26 \pm 0,20	3,11 \pm 0,26	3,17 \pm 0,24	3,28 \pm 0,28	2,56 \pm 0,25	6,89 \pm 0,52	7,70 \pm 0,57	5,71 \pm 0,44	
Lycosidae									
<i>Lycosa indomita</i>	1,05 \pm 0,09	1,12 \pm 0,10	0,60 \pm 0,07	0,62 \pm 0,07	0,48 \pm 0,06	0,37 \pm 0,24	0,31 \pm 0,05	0,11 \pm 0,03	
Total	1,05 \pm 0,09	1,12 \pm 0,10	0,60 \pm 0,07	0,62 \pm 0,07	0,48 \pm 0,06	0,37 \pm 0,24	0,31 \pm 0,05	0,11 \pm 0,03	
Dictynidae									
<i>Morf. sp. 7</i>	0,56 \pm 0,08	0,21 \pm 0,04	0,09 \pm 0,02	0,06 \pm 0,02	0,08 \pm 0,04	0	0,02 \pm 0,01	0	
Total	0,56 \pm 0,08	0,21 \pm 0,04	0,09 \pm 0,02	0,06 \pm 0,02	0,08 \pm 0,04	0	0,02 \pm 0,01	0	
Theridiidae									
<i>Kochiura sp.</i>	0,05 \pm 0,02	0,16 \pm 0,05	0,09 \pm 0,02	0,09 \pm 0,02	0,18 \pm 0,04	0,04 \pm 0,02	0,03 \pm 0,01	0,05 \pm 0,02	
Total	0,05 \pm 0,02	0,16 \pm 0,05	0,09 \pm 0,02	0,09 \pm 0,02	0,18 \pm 0,04	0,04 \pm 0,02	0,03 \pm 0,01	0,05 \pm 0,02	
Agelenidae									
<i>Morf. sp. 8</i>	0,06 \pm 0,02	0,23 \pm 0,04	0,15 \pm 0,03	0,17 \pm 0,03	0,16 \pm 0,04	0,16 \pm 0,03	0,04 \pm 0,02	0,06 \pm 0,02	
Total	0,06 \pm 0,02	0,23 \pm 0,04	0,15 \pm 0,03	0,17 \pm 0,03	0,16 \pm 0,04	0,16 \pm 0,03	0,04 \pm 0,02	0,06 \pm 0,02	
Salticidae									
<i>Morf. sp. 9</i>	0,12 \pm 0,03	0,07 \pm 0,02	0,02 \pm 0,01	0,06 \pm 0,02	0,02 \pm 0,01	0	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	
Total	0,12 \pm 0,03	0,07 \pm 0,02	0,02 \pm 0,01	0,06 \pm 0,02	0,02 \pm 0,01	0	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	

Tabla 1 (continuación).

Familia y Especie	Promedio de Individuos por trampa ± 1 ee							
	19-Dic	02-Ene	16-Ene	30-Ene	14-Feb	25-Mar	06-Abr	20-Abr
Corinnidae								
<i>Meriola</i> sp.	0,07 ± 0,02	0,08 ± 0,03	0,05 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01
Total	0,07 ± 0,02	0,08 ± 0,03	0,05 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01
Thomisidae								
<i>Misumenoides</i> sp.	0,02 ± 0,01	0	0,03 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0	0	0
Total	0,02 ± 0,01	0	0,03 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0	0	0
Gnaphosidae								
<i>Morf.</i> sp. 10	0,15 ± 0,03	0,11 ± 0,03	0,09 ± 0,03	0,11 ± 0,03	0,04 ± 0,02	0,07 ± 0,02	0,10 ± 0,03	0,07 ± 0,02
Total	0,15 ± 0,03	0,11 ± 0,03	0,09 ± 0,03	0,11 ± 0,03	0,04 ± 0,02	0,07 ± 0,02	0,10 ± 0,03	0,07 ± 0,02
Araneidae								
<i>Morf.</i> sp. 11	0	0,01 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0	0	0,01 ± 0,01	0
Total	0	0,01 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0	0	0,01 ± 0,01	0
Dysderidae								
<i>Dysdera</i> <i>crocata</i>	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0	0
Total	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0	0
Abundancia arañas total	664	776	647	627	465	1116	1275	887
Abundancia arañas/trampa	4,34 ± 0,24	5,11 ± 0,31	4,34 ± 0,26	4,45 ± 0,28	3,55 ± 0,25	7,59 ± 0,59	8,23 ± 0,58	6,03 ± 0,44
Riqueza arañas total	16	16	16	14	14	11	13	11
Riqueza arañas/trampa	0,10 ± 0,09	0,11 ± 0,10	0,11 ± 0,09	0,10 ± 0,10	0,11 ± 0,09	0,07 ± 0,08	0,08 ± 0,07	0,07 ± 0,08

Efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre la abundancia de arañas

Efectos inmediatos

Inmediatamente después de la fragmentación del hábitat (2 de enero) no se registró ningún incremento significativo en la abundancia de las arañas totales en los distintos paisajes (Tabla 2, Fig. 2). Lo mismo ocurrió con las familias Linyphiidae, Lycosidae, Agelenidae y Gnaphosidae, y las especies más abundantes de este estudio (*N. articeps*, *O. melanopygius*, *N. minimus* y especie *Morf. sp. 1*) (Tabla 2, Figs. 3, 4, 6 a 11). Dictynidae fue la única familia que inmediatamente luego de la fragmentación disminuyó su abundancia en todos los paisajes fragmentados y con pérdida de hábitat pero no en el control, sin embargo esta diferencia no alcanzó a ser significativa ($p=0,08$) (Tabla 2, Fig. 5).

Tabla 2. Resultados del ANDEVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la variación poblacional de arañas inmediatamente después de la fragmentación. Se indica la diferencia promedio (± 1 error estándar) de la abundancia entre la primera y segunda fecha de muestreo (pre y post-fragmentación).

	Control	4f-55%	4f-84%	16f-84%	F _(3,12)	p
Linyphiidae	0,48 \pm 0,48	0,62 \pm 0,52	0,41 \pm 0,16	0,95 \pm 0,69	0,30	0,82
<i>Neomaso articeps</i>	1,01 \pm 0,65	1,01 \pm 0,66	0,22 \pm 0,26	1,40 \pm 0,76	0,97	0,44
<i>Morf. Sp. 1</i>	1,90 \pm 2,03	3,00 \pm 2,33	0,62 \pm 0,49	0,65 \pm 0,65	0,63	0,61
<i>Ostearius melanopygius</i>	0,95 \pm 1,03	0,53 \pm 0,71	-0,14 \pm 0,22	7,62 \pm 5,26	1,61	0,24
<i>Neomaso minimus</i>	0,31 \pm 0,56	0,13 \pm 0,67	0,90 \pm 1,03	-0,52 \pm 0,22	0,93	0,46
Lycosidae	0,66 \pm 0,30	0,29 \pm 0,29	-0,09 \pm 0,18	-0,02 \pm 0,16	1,91	0,18
Dictynidae	0,96 \pm 0,72	-0,19 \pm 0,42	-0,73 \pm 0,18	-0,73 \pm 0,18	2,89	0,08
Agelenidae	2,22 \pm 0,99	2,12 \pm 1,35	2,50 \pm 1,12	5,42 \pm 2,38	0,84	0,50
Gnaphosidae	0,41 \pm 0,37	0,91 \pm 0,65	-0,03 \pm 0,72	-0,19 \pm 0,33	0,86	0,49
Arañas Total	0,51 \pm 0,25	0,20 \pm 0,29	0,05 \pm 0,11	0,09 \pm 0,17	1,27	0,33

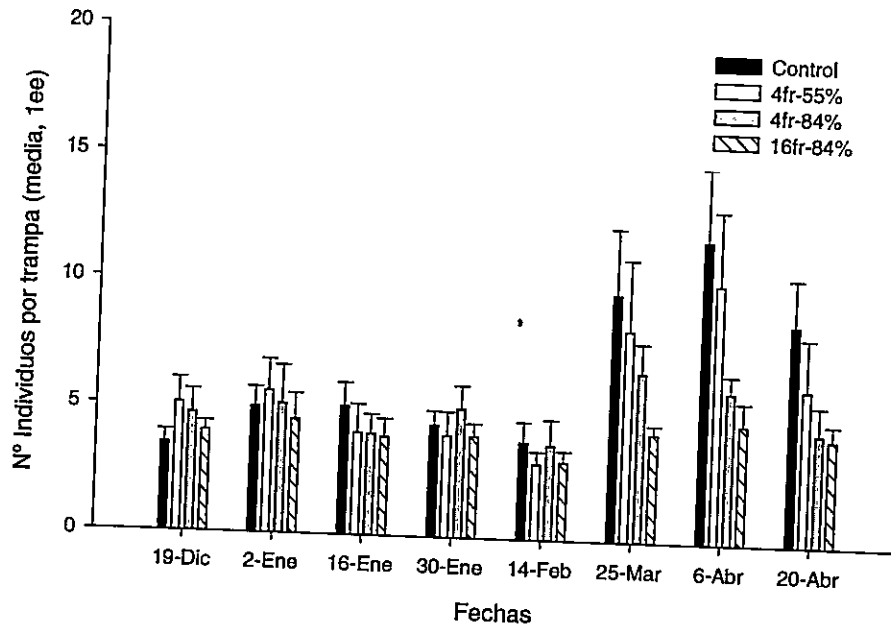


Figura 2. Abundancia promedio de arañas totales por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

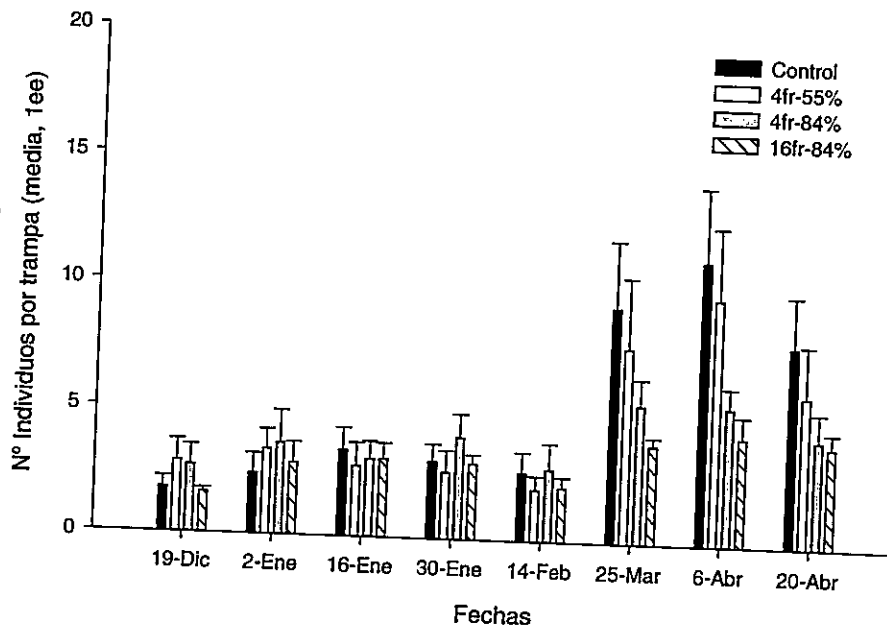


Figura 3. Abundancia promedio de la familia Linyphiidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

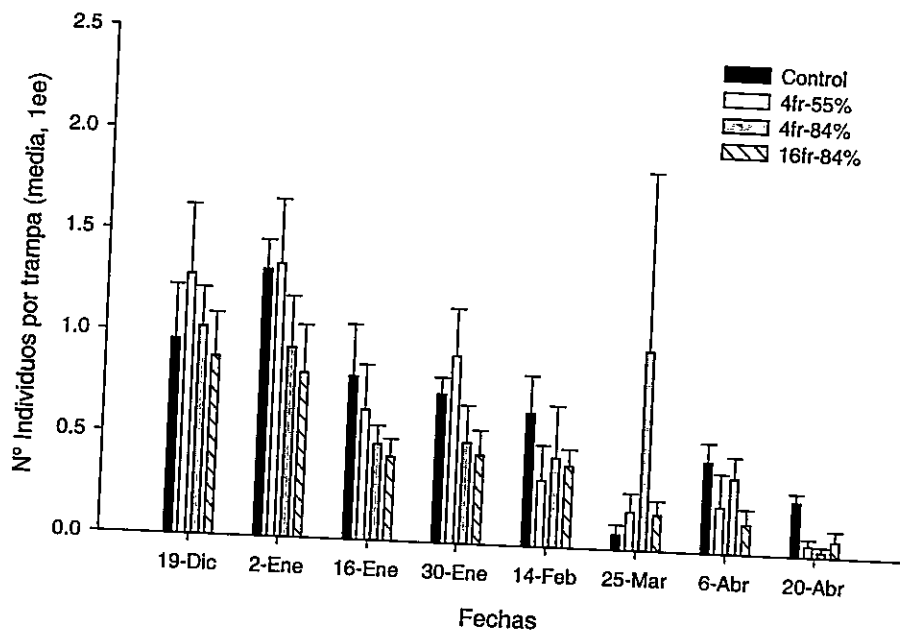


Figura 4. Abundancia promedio de la familia Lycosidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

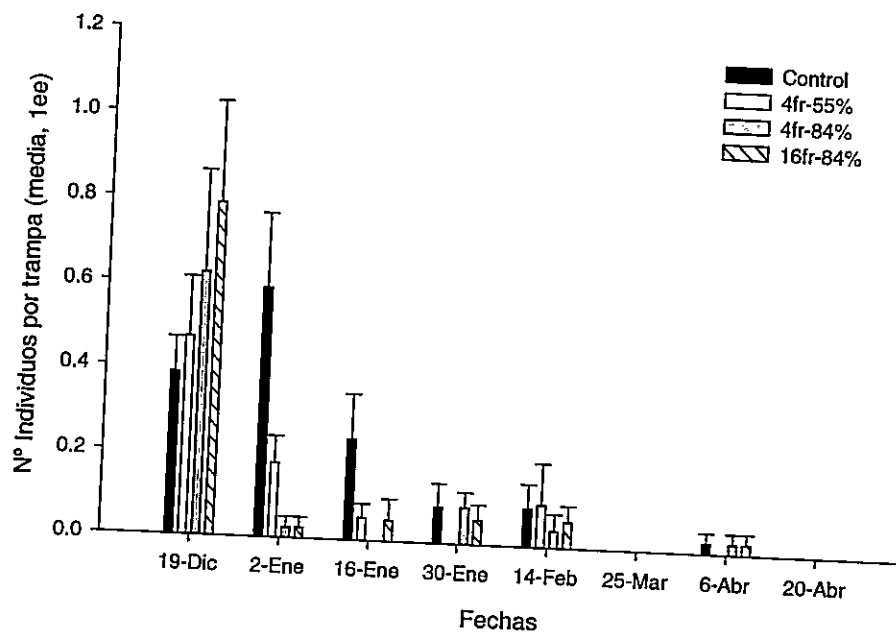


Figura 5. Abundancia promedio de la familia Dictynidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

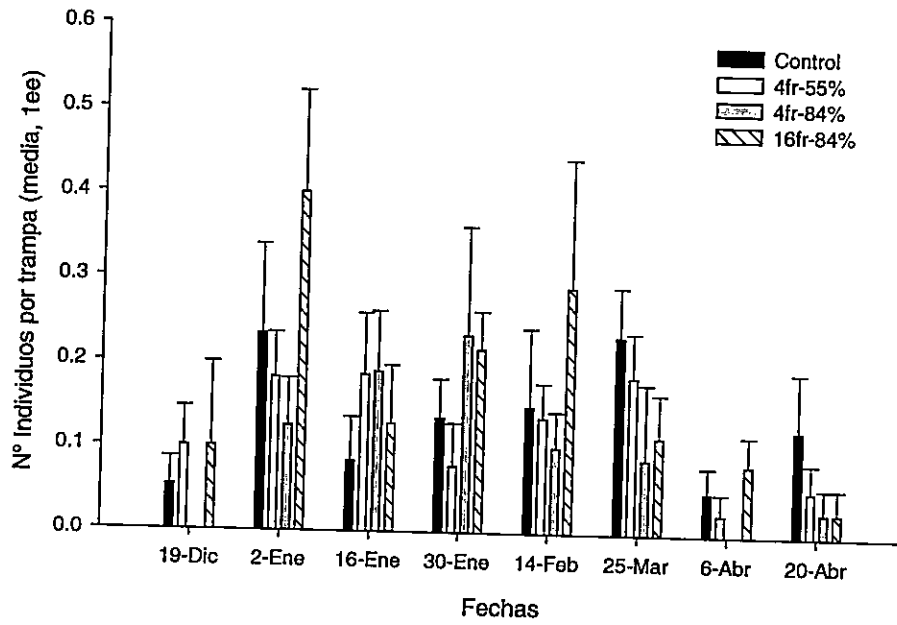


Figura 6. Abundancia promedio de la familia Agelenidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

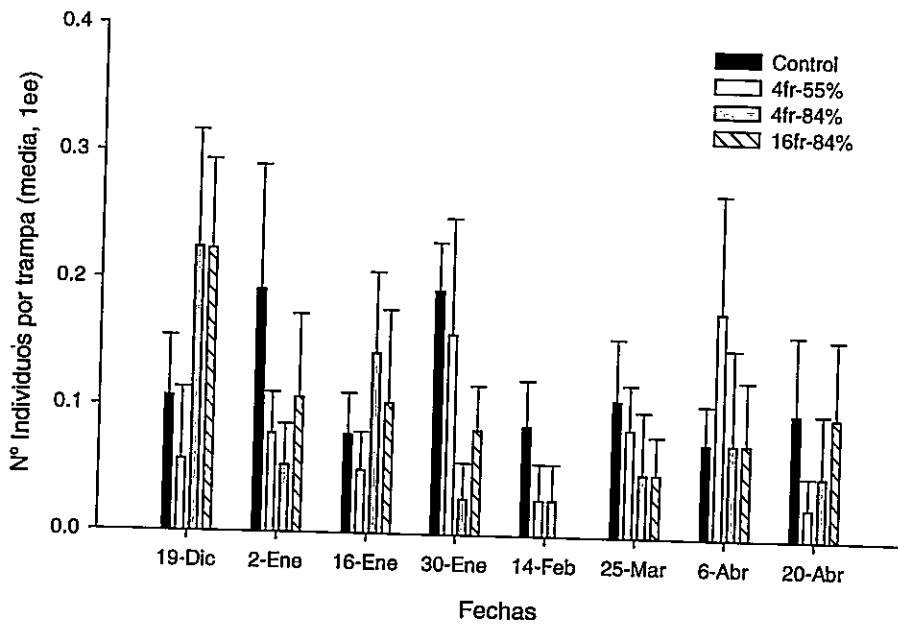


Figura 7. Abundancia promedio de la familia Gnaphosidae por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

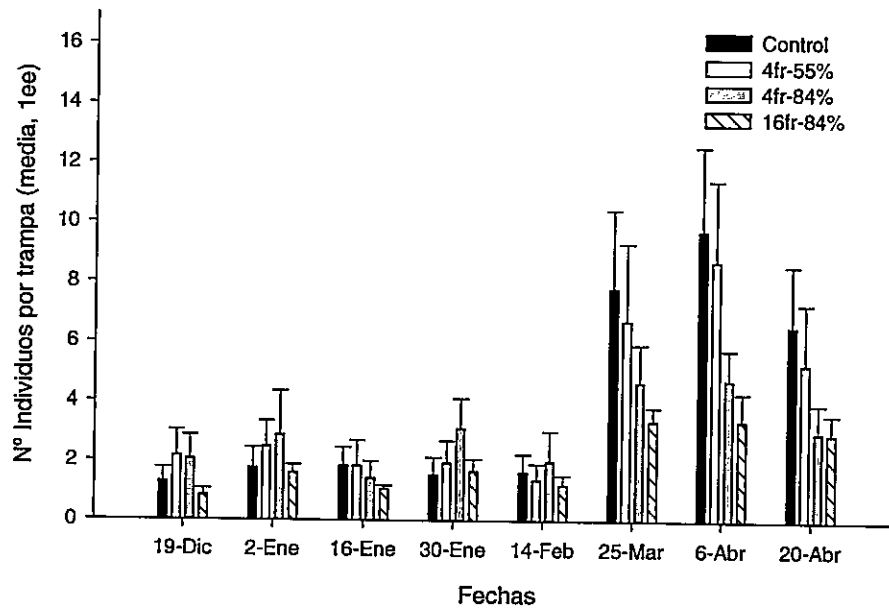


Figura 8. Abundancia promedio para la especie *N. articeps* por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

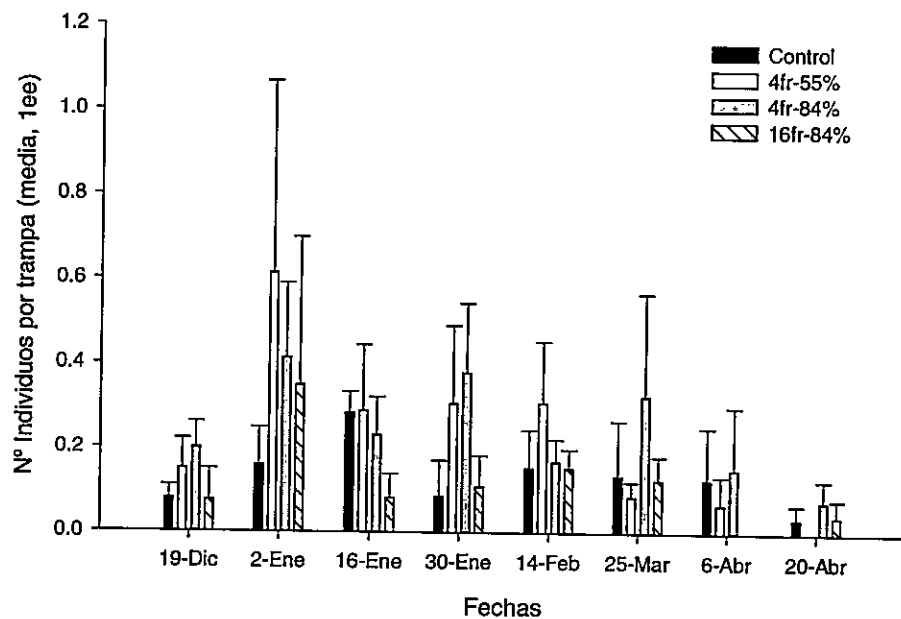


Figura 9. Abundancia promedio para la especie *Morf. sp. 1* por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

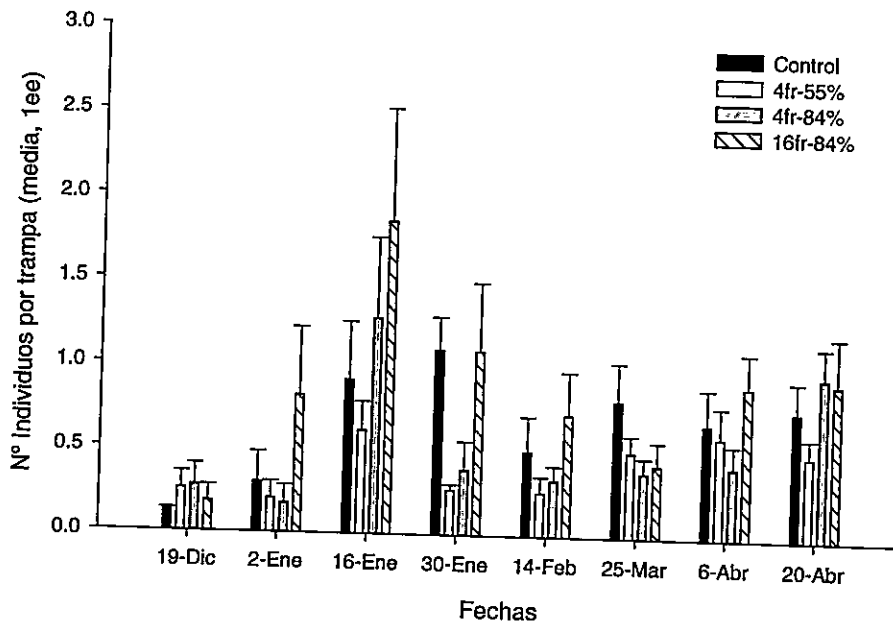


Figura 10. Abundancia promedio para la especie *O. melanopygius* por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

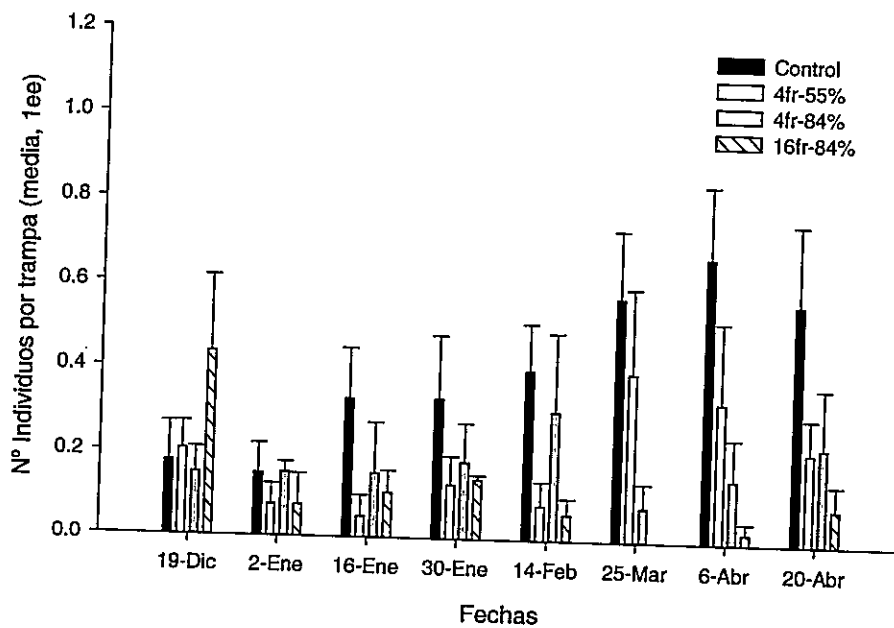


Figura 11. Abundancia promedio para la especie *N. minimus* por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

Efectos a corto plazo

En el corto plazo (verano), no hubo diferencias significativas en la abundancia total de arañas entre los distintos paisajes (Tabla 3). A nivel de familia, durante este periodo Lycosidae y Dictynidae tuvieron una variación significativa de sus abundancias entre los paisajes, a diferencia de las otras familias analizadas (Figs. 4 y 5). Al realizar las comparaciones planeadas, Lycosidae tuvo abundancias significativamente menores en el paisaje con mayor grado de fragmentación y pérdida de hábitat (16f-84%) en comparación con el paisaje control, mientras que Dictynidae fue significativamente menos abundante en todos los paisajes con pérdida y fragmentación de hábitat (4f-55%, 4f-84% y 16f-84%) con respecto al paisaje control (Tabla 4). A nivel de especies, en el corto plazo sólo *O. melanopygius* y *N. minimus* variaron significativamente su abundancia entre paisajes. *Ostearius melanopygius* fue significativamente más abundante en los paisajes más fragmentados y con mayor nivel de pérdida de hábitat (16f-84%) que en los paisajes con menor grado de fragmentación y con pérdida de hábitat (4f-55% y 4f-84%), pero su abundancia no varió significativamente entre el paisaje 16f-84% y el control. En tanto, *N. minimus* disminuyó de forma significativa su abundancia en los paisajes fragmentados y con pérdida de hábitat (4f-55% y 16f-84%) en comparación con el paisaje control (Tabla 4).

Tabla 3. Resultados del ANCOVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la abundancia poblacional de arañas en el periodo de verano. Se indica la abundancia promedio por trampa de arañas (± 1 error estándar) entre el 2 de enero y el 14 de febrero.

	Control	4f-55%	4f-84%	16f-84%	F _(3,59)	P
Linyphiidae	2,88 \pm 0,72	2,71 \pm 0,77	3,41 \pm 0,91	2,77 \pm 0,48	1,95	0,13
Neomaso artimeps	1,69 \pm 0,52	1,90 \pm 0,72	2,34 \pm 0,99	1,37 \pm 0,25	2,05	0,12
<i>Morf. sp. 1</i>	0,17 \pm 0,04	0,38 \pm 0,21	0,30 \pm 0,10	0,17 \pm 0,11	2,67	0,06
<i>Ostearius melanopygius</i>	0,70 \pm 0,19	0,34 \pm 0,07	0,54 \pm 0,12	1,12 \pm 0,39	6,42	$\leq 0,001$
<i>Neomaso minimus</i>	0,30 \pm 0,06	0,08 \pm 0,04	0,20 \pm 0,06	0,10 \pm 0,03	6,12	$\leq 0,001$
Lycosidae	0,88 \pm 0,06	0,81 \pm 0,17	0,59 \pm 0,11	0,52 \pm 0,07	3,70	0,02
Dictynidae	0,25 \pm 0,08	0,08 \pm 0,04	0,04 \pm 0,01	0,05 \pm 0,01	7,95	$\leq 0,001$
Agelenidae	0,15 \pm 0,04	0,15 \pm 0,01	0,16 \pm 0,03	0,26 \pm 0,07	1,70	0,18
Gnaphosidae	0,14 \pm 0,04	0,08 \pm 0,01	0,06 \pm 0,02	0,07 \pm 0,04	1,87	0,15
Arañas Total	4,57 \pm 0,69	4,16 \pm 0,91	4,48 \pm 0,92	3,87 \pm 0,54	2,00	0,12

Tabla 4. Resultados de las comparaciones planeadas para el efecto a corto plazo del tipo de paisaje sobre la abundancia de las familias y especies de arañas. Según la prueba secuencial de Bonferroni, p significativa es $p=0,0087$ y $p=0,01$.

	F	p
<i>Ostearius melanopygius</i>		
Control v/s 4f-55%	5,16	0,03
Control v/s 4f-84%	1,40	0,24
Control v/s 16f-84%	3,66	0,06
4f-55% v/s 4f-84%	1,18	0,28
4f-84% v/s 16f-84%	9,60	0,003
4f-55% v/s 16f-84%	17,53	$\leq 0,001$
<i>Neomaso minimus</i>		
Control v/s 4f-55%	14,35	$\leq 0,001$
Control v/s 4f-84%	3,39	0,07
Control v/s 16f-84%	12,33	0,001
4f-55% v/s 4f-84%	3,80	0,06
4f-84% v/s 16f-84%	2,79	0,10
4f-55% v/s 16f-84%	0,08	0,78
<i>Lycosidae</i>		
Control v/s 4f-55%	0,80	0,37
Control v/s 4f-84%	6,33	0,01
Control v/s 16f-84%	8,35	0,005
4f-55% v/s 4f-84%	2,62	0,11
4f-84% v/s 16f-84%	0,14	0,71
4f-55% v/s 16f-84%	3,98	0,05
<i>Dictynidae</i>		
Control v/s 4f-55%	11,16	0,001
Control v/s 4f-84%	18,58	$\leq 0,001$
Control v/s 16f-84%	16,45	$\leq 0,001$
4f-55% v/s 4f-84%	0,94	0,34
4f-84% v/s 16f-84%	0,06	0,80
4f-55% v/s 16f-84%	0,51	0,48

Efectos a largo plazo

En el largo plazo (otoño), las arañas totales presentaron abundancias significativamente diferentes entre los paisajes (Tabla 5). Las comparaciones planeadas indican que la abundancia del total de arañas fue significativamente menor en los paisajes fragmentados con mayor nivel de pérdida de hábitat (4f-84% y 16f-84%) en comparación al paisaje control. También la abundancia total de arañas fue significativamente menor en el paisaje 16f-84% que en el paisaje 4f-55%. A nivel de familia, sólo Linyphiidae varió significativamente su abundancia entre paisajes durante el periodo de otoño (Fig. 3), siendo menos abundante en los paisajes fragmentados con mayor nivel de pérdida (4f-84% y 16f-84%) en comparación al paisaje control. También, la abundancia de esta familia fue significativamente menor en el paisaje 16f-84% que en el paisaje 4f-55% (Tablas 5 y 6). Entre las especies, a largo plazo, sólo *N. articeps* y *N. minimus*, variaron significativamente su abundancia entre paisajes (Figs. 8 y 11). *Neomaso articeps* tuvo abundancias significativamente menores en los paisajes fragmentados con mayor grado de pérdida de hábitat (4f-84% y 16f-84%) con respecto al paisaje control. Además, la abundancia de esta especie fue significativamente menor en el paisaje 16f-84% que en el paisaje 4f-55%. Algo similar ocurrió en *N. minimus*, pero en esta especie las abundancias poblacionales también fueron significativamente menores en los paisajes con baja fragmentación y pérdida de hábitat (4f-55%) respecto a los paisajes control (Tabla 6).

Tabla 5. Resultados del ANCOVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la abundancia poblacional de arañas en el periodo de otoño. Se indica la abundancia promedio por trampa de arañas (± 1 error estándar) entre el 25 de marzo y el 20 de abril.

	Control	4f-55%	4f-84%	16f-84%	F _(3,39)	P
Linyphiidae	9,47 \pm 1,99	7,79 \pm 2,50	5,05 \pm 0,83	4,05 \pm 0,54	11,79	$\leq 0,001$
<i>Neomaso articeps</i>	8,00 \pm 1,94	6,88 \pm 2,41	4,11 \pm 0,86	3,20 \pm 0,67	8,07	$\leq 0,001$
<i>Morf, sp, 1</i>	0,10 \pm 0,10	0,05 \pm 0,02	0,18 \pm 0,13	0,06 \pm 0,02	1,71	0,18
<i>Ostearius melanopygius</i>	0,75 \pm 0,05	0,53 \pm 0,08	0,59 \pm 0,11	0,75 \pm 0,13	1,01	0,40
<i>Neomaso minimus</i>	0,61 \pm 0,14	0,32 \pm 0,15	0,15 \pm 0,07	0,04 \pm 0,02	23,58	$\leq 0,001$
Lycosidae	0,26 \pm 0,03	0,16 \pm 0,05	0,46 \pm 0,32	0,14 \pm 0,05	1,06	0,38
Dictynidae	0,01 \pm 0,01	0	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,32	0,81
Agelenidae	0,14 \pm 0,04	0,09 \pm 0,02	0,04 \pm 0,03	0,08 \pm 0,02	2,33	0,09
Gnaphosidae	0,09 \pm 0,03	0,10 \pm 0,04	0,06 \pm 0,06	0,07 \pm 0,04	0,64	0,60
Arañas Total	10,08 \pm 1,95	8,20 \pm 2,52	5,68 \pm 0,80	4,38 \pm 0,55	12,68	$< 0,001$

Tabla 6. Resultados de las comparaciones planeadas para el efecto a largo plazo del tipo de paisaje sobre la abundancia total, de las familias y especies de arañas. Según la prueba secuencial de Bonferroni, p significativa es $p=0,0087$ y $p=0,01$.

	F	p
Linyphiidae		
Control v/s 4f-55%	2,98	0,09
Control v/s 4f-84%	16,35	$\leq 0,001$
Control v/s 16f-84%	29,97	$\leq 0,001$
4f-55% v/s 4f-84%	5,37	0,03
4f-84% v/s 16f-84%	2,05	0,16
4f-55% v/s 16f-84%	14,04	0,001
Neomaso articeps		
Control v/s 4f-55%	0,38	0,54
Control v/s 4f-84%	10,14	0,003
Control v/s 16f-84%	17,55	$\leq 0,001$
4f-55% v/s 4f-84%	6,59	0,01
4f-84% v/s 16f-84%	1,01	0,32
4f-55% v/s 16f-84%	12,76	0,001
Neomaso minimus		
Control v/s 4f-55%	15,09	$\leq 0,001$
Control v/s 4f-84%	37,70	$\leq 0,001$
Control v/s 16f-84%	63,53	$\leq 0,001$
4f-55% v/s 4f-84%	5,09	0,03
4f-84% v/s 16f-84%	3,35	0,07
4f-55% v/s 16f-84%	16,69	$\leq 0,001$
Total		
Control v/s 4f-55%	4,45	0,04
Control v/s 4f-84%	16,36	$\leq 0,001$
Control v/s 16f-84%	34,24	$\leq 0,001$
4f-55% v/s 4f-84%	3,74	0,06
4f-84% v/s 16f-84%	3,26	0,08
4f-55% v/s 16f-84%	14,00	0,001

Efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre la riqueza especies de arañas

Efectos inmediatos

Justo después de la remoción de la alfalfa, no hubo ningún incremento significativo en la riqueza de especies a nivel de trampa en ninguno de los paisajes. Lo mismo ocurrió para la riqueza de especies a nivel de paisaje (Tabla 7, Figs. 12 y 13).

Tabla 7. Resultados del ANDEVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la variación de la riqueza de especies por trampa y paisaje inmediatamente después de la fragmentación. Se indica la diferencia promedio (± 1 error estándar) del número de especies entre la primera y segunda fecha de muestreo.

	Control	4f-55%	4f-84%	16f-84%	$F_{(3,12)}$	p
Trampa	$0,22 \pm 0,15$	$0,03 \pm 0,12$	$0,07 \pm 0,10$	$-0,04 \pm 0,09$	1,22	0,34
Paisaje	$0,03 \pm 0,10$	$-0,08 \pm 0,17$	$0,12 \pm 0,15$	$-0,11 \pm 0,11$	0,52	0,67

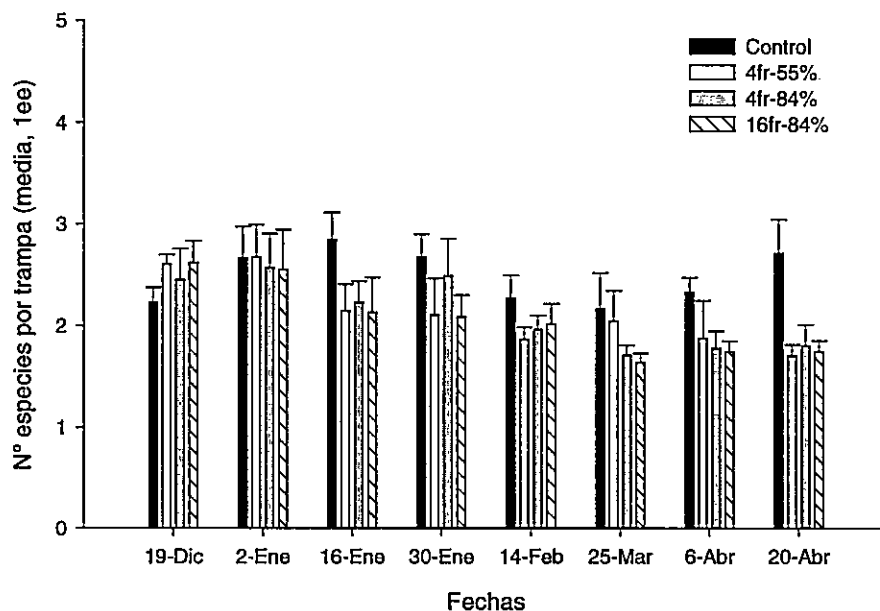


Figura 12. Riqueza promedio de especies por trampa según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

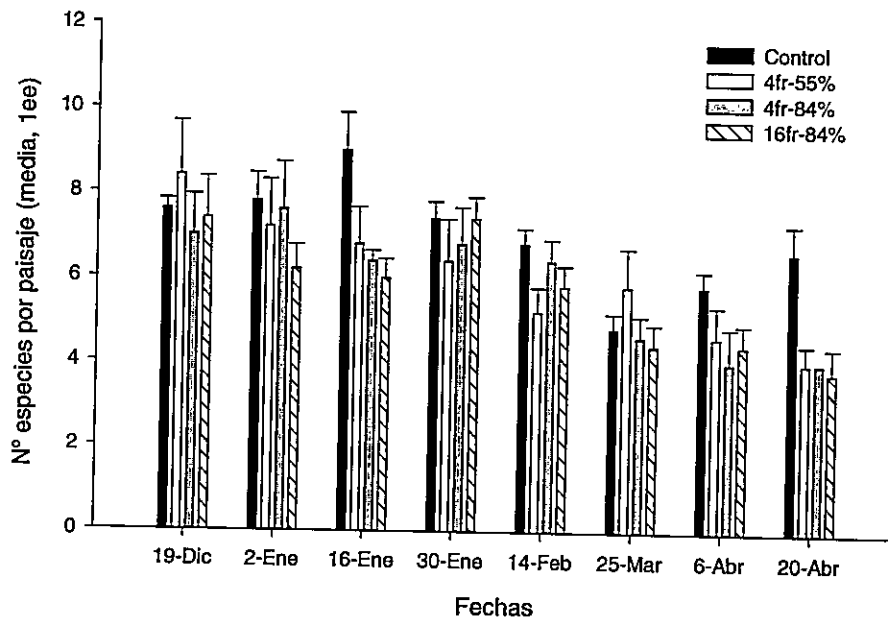


Figura 13. Riqueza promedio de especies por paisaje según el tipo de paisaje para cada fecha de muestreo.

Efectos a corto plazo

En el corto plazo (verano), la riqueza de especies por trampa y a nivel de paisaje varió significativamente entre los distintos paisajes (Tabla 8, Figs. 12 y 13). Las comparaciones planeadas, muestran que la riqueza de especies por trampa y a nivel de paisaje fue significativamente menor en los paisajes con algún grado de fragmentación y pérdida de hábitat (4f-55% y 16f-84%) que en el paisaje control, pero no varió entre paisajes fragmentados (Tabla 9).

Tabla 8. Resultados del ANCOVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la riqueza de especies de arañas por trampa y por paisaje en el periodo de verano. Se indica la riqueza promedio (± 1 error estándar) entre el 2 de enero y el 14 de febrero.

	Control	4f-55%	4f-84%	16f-84%	F _(3,59)	P
Trampa	2,61 \pm 0,19	2,20 \pm 0,25	2,31 \pm 0,17	2,19 \pm 0,23	4,35	0,01
Paisaje	7,75 \pm 0,42	6,40 \pm 0,71	6,80 \pm 0,55	6,35 \pm 0,32	5,37	0,002

Tabla 9. Resultados de las comparaciones planeadas para el efecto a corto plazo del tipo de paisaje sobre la riqueza por trampa y paisaje. Según la prueba secuencial de Bonferroni, p significativa es $p=0,0087$ y $p=0,01$.

	F	p
Trampa		
Control v/s 4f-55%	9,77	0,003
Control v/s 4f-84%	4,78	0,03
Control v/s 16f-84%	9,77	0,003
4f-55% v/s 4f-84%	0,88	0,35
4f-84% v/s 16f-84%	0,88	0,35
4f-55% v/s 16f-84%	0	1,00
Paisaje		
Control v/s 4f-55%	12,82	0,001
Control v/s 4f-84%	5,59	0,02
Control v/s 16f-84%	11,28	0,001
4f-55% v/s 4f-84%	1,48	0,23
4f-84% v/s 16f-84%	0,99	0,32
4f-55% v/s 16f-84%	0,05	0,82

Efectos a largo plazo

En el largo plazo (otoño), la riqueza de especies de arañas a nivel de trampa y de paisaje varió significativamente entre los diversos paisajes (Tabla 10, Figs. 12 y 13). Las comparaciones planeadas indican que la riqueza de especies por trampa y por paisaje disminuyó de forma significativa en los paisajes fragmentados con alto grado de pérdida de hábitat (4f-84% y 16f-84%) en comparación con el paisaje control (Tabla 11).

Tabla 10. Resultados del ANCOVA para el efecto del tipo de paisaje sobre la riqueza de especies de arañas por trampa y por paisaje en el periodo de otoño. Se indica la riqueza promedio (± 1 error estándar) entre el 25 de marzo y el 20 de abril.

	Control	4f-55%	4f-84%	16f-84%	$F_{(3,39)}$	P
Trampa	2,40 \pm 0,14	1,87 \pm 0,19	1,76 \pm 0,08	1,71 \pm 0,04	5,78	0,002
Paisaje	5,73 \pm 0,22	4,80 \pm 0,36	4,20 \pm 0,43	4,20 \pm 0,29	4,09	0,01

Tabla 11. Resultados de las comparaciones planeadas para el efecto a largo plazo del tipo de paisaje sobre la riqueza de especies de arañas por trampa y por paisaje. Según la prueba secuencial de Bonferroni, p significativa es $p=0,0087$ y $p=0,01$.

	F	p
Trampa		
Control v/s 4f-55%	8,77	0,01
Control v/s 4f-84%	11,54	0,002
Control v/s 16f-84%	13,59	0,001
4f-55% v/s 4f-84%	0,19	0,67
4f-84% v/s 16f-84%	0,08	0,77
4f-55% v/s 16f-84%	0,52	0,47
Paisaje		
Control v/s 4f-55%	3,91	0,06
Control v/s 4f-84%	9,29	0,004
Control v/s 16f-84%	9,09	0,005
4f-55% v/s 4f-84%	1,15	0,29
4f-84% v/s 16f-84%	0,001	0,97
4f-55% v/s 16f-84%	1,08	0,31

Anidamiento

Las 19 especies o morfoespecies de arañas identificadas en este estudio, distribuidas en los 20 paisajes con los distintos tratamientos, formaron matrices presencia/ausencia de 19x20, 19 especies en 20 paisajes en el corto plazo, y 15x20, 15 especies en 20 paisajes en el largo plazo. En el corto plazo, la matriz compactada obtuvo una temperatura $T=23,22^\circ$, es decir, el sistema está ordenado o anidado, pero no perfectamente ordenado (Tabla 12, Fig. 14). Sólo las especies del paisaje 4f-55% del bloque cinco no fueron subconjunto de las especies presentes en ninguno de los otros 19 paisajes (Tabla 14). De esta matriz se obtuvieron nueve especies idiosincráticas (Fig. 15). En el largo plazo, la matriz compactada registró una temperatura $T=24,11^\circ$ por lo que al igual que en el corto plazo el sistema está anidado (Tabla 13, Fig. 16). Sólo las especies de los paisajes 4f-84% (bloque cinco) y 16f-84% (bloque dos) no fueron subconjunto de las especies presentes en ninguno de los otros paisajes del sistema (Tabla 14). A diferencia del periodo anterior, en el largo plazo los

paisajes fragmentados son subconjuntos de los paisajes control (Tabla 14). También, en este período se detectaron cuatro especies idiosincráticas (Fig. 17).

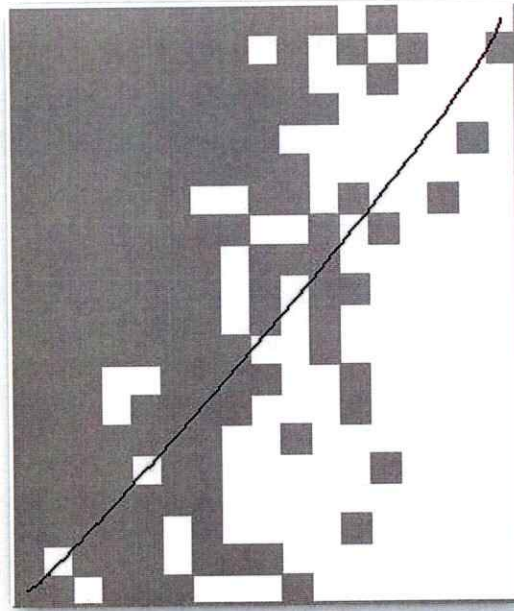


Figura 14. Matriz de presencia/ausencia de especies de arañas compactada para el periodo corto plazo (verano). La curva corresponde a la *inesperanza* del sistema para el periodo entre el 2 de enero y el 14 de febrero. Los cuadrados grises indican las especies presentes en los paisajes y los cuadrados blancos indican las especies ausentes en ellos. Todos los cuadrados ubicados sobre la curva (zona superior izquierda) representan la presencia o ausencia esperada de especies de arañas y los cuadrados ubicados bajo la curva representan la presencia o ausencia inesperada de especies de arañas en el sistema.

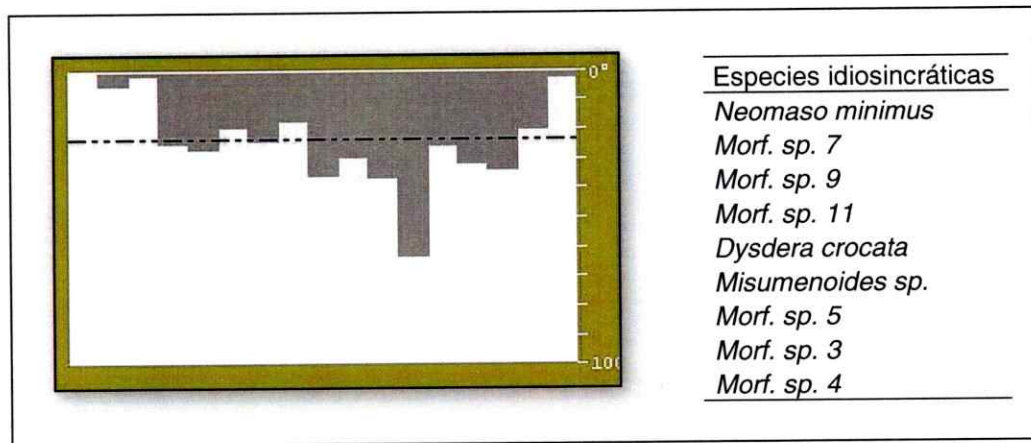


Figura 15. Rangos de temperatura para las especies idiosincráticas en el corto plazo. A la izquierda, la línea punteada indica la temperatura del sistema en este periodo ($T=23,22^{\circ}$). Cada barra gris representa una especie, excepto la primera barra que corresponde a tres. Las especies idiosincráticas son aquellas barras que sobrepasan la línea punteada. A la derecha, las especies están ordenadas según aparición de izquierda a derecha en la figura.

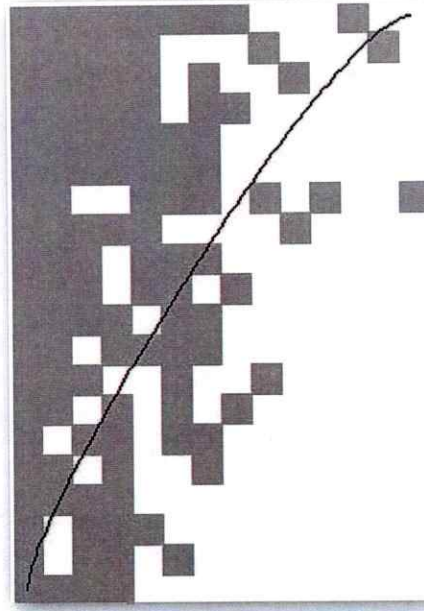


Figura 16. Matriz de presencia/ausencia de especies de arañas compactada para el periodo largo plazo (otoño). La curva corresponde a la *inesperanza* del sistema para el periodo entre el 25 de marzo y el 20 de abril. Los cuadrados grises indican las especies presentes en los paisajes y los cuadrados blancos indican las especies ausentes en ellos. Todos los cuadrados ubicados sobre la curva (zona superior izquierda) representan la presencia o ausencia esperada de especies de arañas y los cuadrados ubicados bajo la curva representan la presencia o ausencia inesperada de especies de arañas en el sistema.

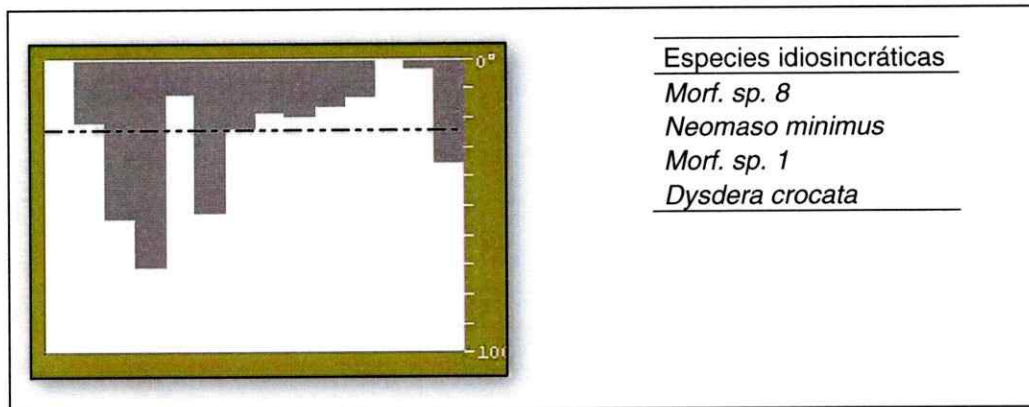


Figura 17. Rangos de temperatura para las especies idiosincráticas en el largo plazo. A la izquierda, la línea punteada indica la temperatura del sistema en este periodo ($T=24,11^{\circ}$). Cada barra gris representa una especie, excepto la primera barra que corresponde a dos. Las especies idiosincráticas son aquellas barras que sobrepasan la línea punteada. A la derecha, las especies están ordenadas según aparición de izquierda a derecha en la figura.

Tabla 14. Paisajes que presentan anidamiento de especies en el corto (verano) y largo (otoño) plazo. Se indica el número de especies para cada paisaje. Los números entre paréntesis indican el bloque.

Verano				Otoño			
Paisaje	Nº especies	Paisaje	Nº especies	Paisaje	Nº especies	Paisaje	Nº especies
4f-84% (5)	14	16f-84% (2)	13	Control (5)	10	Control (1)	8
		Control (3)	13			4f-55% (1)	8
		16f-84% (1)	12			4f-55% (4)	8
		Control (1)	12			4f-55% (2)	7
		4f-55% (4)	12			16f-84% (1)	7
		16f-84% (4)	11			16f-84% (3)	7
		4f-55% (3)	11			16f-84% (5)	7
		Control (2)	10			4f-84% (4)	6
		4f-84% (2)	9			4f-55% (5)	6
		16f-84% (5)	9			4f-84% (2)	5
		Control (5)	9			4f-84% (3)	5
		16f-84% (3)	8			16f-84% (4)	5
		Control (4)	14			4f-55% (1)	10
Control (2)	10			4f-84% (3)	5		
16f-84% (5)	9			16f-84% (4)	5		
4f-84% (1)	9			Control (2)	5		
16f-84% (3)	8						
4f-55% (2)	12	16f-84% (5)	9	Control (4)	8	4f-55% (3)	7
		Control (5)	9			4f-84% (2)	5
4f-84% (4)	12	16f-84% (3)	8			4f-84% (3)	5
						16f-84% (4)	5
4f-84% (3)	12	16f-84% (4)	11			Control (2)	5
		16f-84% (5)	9				
		4f-84% (1)	9				

DISCUSIÓN

En este estudio todas las familias de arañas identificadas pertenecieron al Infraorden Araneomorphae. Esto coincide con la dominancia de este infraorden en Chile, en que de las 55 familias presentes en el país, seis se agrupan en el Infraorden Mygalomorphae y 49 en el Infraorden Araneomorphae (Aguilera & Casanueva, 2005). Las familias encontradas en este estudio representan el 20% del total de familias descritas para Chile y el 22% del Infraorden Araneomorphae. El Infraorden Araneomorphae se divide en dos secciones, las arañas cribeladas y las arañas acribeladas. La familia Dictynidae, es la única araneomorpha cribelada identificada en este estudio, lo que coincide con la situación documentada para el país, donde este grupo reúne unas pocas familias (Aguilera & Casanueva, 2005). Entre las familias más abundantes identificadas en este estudio, Linyphiidae fue también la más diversa, similar a lo que ocurre en el país, donde reúne alrededor de 30 géneros y 90 especies, la mayoría descritas sólo para Chile e incluso varias endémicas de las Islas Juan Fernández (Aguilera & Casanueva, 2005; Platnick, 2007). Por su alta abundancia y frecuencia de aparición (estuvo presente en todas las fechas de muestreo), esta familia dominó la dinámica temporal de las arañas. Se les conoce como arañas enanas, tejedoras de láminas o tejedoras de líneas y se caracterizan por su gran actividad, ya sea cazando o trasladándose de un lugar a otro, más que por su presencia en sus propias telas (Aguilera & Casanueva, 2005). El número de individuos capturados puede reflejar esta característica, ya que la metodología de muestreo a través de trampas Barber, no sólo indica la abundancia o densidad relativa de una especie, sino que también su actividad en los distintos sustratos (Grez *et al.*, 2004a; Perner & Schueler, 2004). Con respecto a las otras familias abundantes en este estudio, Lycosidae (araña

lobo) y Gnaphosidae (arañas sigilosas del suelo o arañas de suelo) se caracterizan por ser cazadoras activas y por alimentarse de otras arañas (Nyffeler, 1999; Aguilera & Casanueva, 2005). Para Chile, se han descrito alrededor de 10 y 20 especies de Lycosidae y Gnaphosidae, respectivamente (Platnick, 2007). Sin embargo, en este estudio estas familias estuvieron representadas solamente por una especie. Por su parte, Dictynidae y Agelenidae son tejedoras; esta última familia puede ser encontrada cerca del suelo, asociada a matorrales bajos y hierbas (Aguilera & Casanueva, 2005). En relación a su diversidad, ambas familias registran unas pocas especies en el país (Aguilera & Casanueva, 2005; Platnick, 2007), lo que se reflejó en este experimento, por cuanto cada una registró sólo una especie. Todas las familias identificadas en este estudio son comunes en agroecosistemas (Riechert & Lawrence, 1997; Nyffeler, 1999; Sunderland & Samu, 2000; Samu & Szinetár, 2002), en particular Linyphiidae y Lycosidae, las cuales se caracterizan por ser numerosas y las más estudiadas por su rol como controladores biológicos de plagas de cultivos. En cuanto a las especies, cuatro de las cinco más abundantes pertenecieron a la familia Linyphiidae, y la restante correspondió a *L. indomita*, que pertenece a la familia Lycosidae. Las especies del género *Neomaso* están descritas sólo para Chile según el catálogo mundial de arañas (Platnick, 2007). Además, este género es uno de los más diversos de la familia Linyphiidae en Chile (Aguilera & Casanueva, 2005; Platnick, 2007). De estas especies, *N. articeps* dominó la dinámica temporal de las arañas a este nivel, ya que estuvo presente a lo largo de todo el estudio y registró la mayor abundancia en todas las fechas de muestreo. Estudios en sistemas agrícolas que han considerado comunidades de artrópodos depredadores, en particular arañas, han documentado la presencia de unas pocas especies que alcanzan una alta abundancia o superabundancia, dominando estos sistemas; estas especies han sido llamadas *Agrobionte*

(Samu & Szinetár, 2002; Schmidt & Tschardtke, 2005a). En este estudio, *N. articeps* podría ser una especie agrobionte, dada su alta abundancia (60,5% del total de individuos capturados) y frecuencia de aparición (en todas las fechas de muestreo y en todos los paisajes). Por su parte, *O. melanopygius* es una especie cosmopolita según el catálogo mundial de arañas (Platnick, 2007). Finalmente, *L. indomita* es una especie descrita sólo para Chile (Aguilera & Casanueva, 2005; Platnick, 2007). En consecuencia, las especies identificadas en este estudio en general han sido descritas sólo para Chile, es decir, son especies endémicas lo que es interesante considerando que la alfalfa es un cultivo cosmopolita. La baja diversidad de arañas en este estudio es esperable dado que se trata de un monocultivo de alfalfa de reducida extensión que en general soporta una baja diversidad de especies asociadas (Lemke & Poehling, 2002; Langellotto & Denno, 2004; Schmidt *et al.*, 2005; Schmidt & Tschardtke, 2005a), y a que el sitio de estudio se ubicó en una zona más bien pobre en hábitats naturales y semi-naturales, rodeado por sectores con un alto impacto de actividades antrópicas. Al menos en otras latitudes, los hábitats semi-naturales son utilizados por las arañas como sitios de hibernación durante el invierno constituyendo una fuente de colonizadores para los hábitats cultivados (Schmidt *et al.*, 2005; Schmidt & Tschardtke, 2005a; Schmidt & Tschardtke, 2005b).

En el transcurso de este estudio, la aracnofauna fue bastante estable en relación a su riqueza taxonómica a lo largo del tiempo. Es así como el 54,5% de las familias fueron capturadas a través de todo el periodo de muestreo. A nivel de especies ocurrió una situación similar, el 47,4% de especies registradas en este estudio fueron capturadas en las ocho fechas de muestreo. Con respecto a la abundancia total, las arañas presentaron una variación poblacional en el tiempo, donde la menor abundancia (7,2% del total de arañas capturadas) fue observada el 14 de Febrero,

mientras que las mayores abundancias se obtuvieron el 25 de Marzo con un 17,3% y el 6 de Abril con un 19,7%. Estos mínimos y máximos de abundancia coincidieron con las fechas en que Linyphiidae, a nivel de familia, y *N. articeps*, a nivel de especie, obtuvieron la menor y la mayor abundancia. Como se mencionó anteriormente, esta familia y esta especie dominaron la dinámica temporal en términos de su abundancia. Así las variaciones poblacionales de las otras familias y especies no pueden ser apreciadas en esta visión general. Diferente fue lo obtenido en coleópteros epigeos y algunas especies de coccinélidos en los mismos paisajes de alfalfa, los cuales presentaron un gran dinamismo en el tiempo, con especies colonizando más temprano el cultivo y otras más tardíamente (Camousseigt, 2005; Díaz, 2006).

Efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre la abundancia y riqueza de arañas

Las arañas respondieron de forma variada a la fragmentación y pérdida de hábitat, en los distintos periodos de tiempo evaluados. Inmediatamente después de la remoción de alfalfa (cuando se provocó la fragmentación y pérdida de hábitat) las abundancias poblacionales y riqueza de especies de arañas se mantuvieron en niveles similares en los distintos paisajes, en relación a lo observado en el muestreo anterior, lo que implica que no ocurrió un efecto de empaquetamiento de las arañas en los paisajes fragmentados. Ello sugiere que en el momento en que se pasó el arado las arañas no habrían migrado desde el hábitat que se convirtió en matriz hacia los fragmentos remanentes de alfalfa. Resultados similares se han observado en coleópteros epigeos (Camousseigt, 2005), y en la mayoría de las especies de coccinélidos asociados a estos mismos paisajes de alfalfa. Sin embargo, el fenómeno de empaquetamiento ocurre en la especie de coccinélido *Hyperaspis sphaeridioides* Mulsant en estos

mismos paisajes, la que inmediatamente después de haber ocurrido la fragmentación del hábitat aumentó significativamente su abundancia en todos los paisajes de alfalfa fragmentados en comparación con el paisaje control (Díaz, 2006; Zaviezo *et al.* 2006). Contrario a lo esperado si hubiese ocurrido el fenómeno de empaquetamiento, inmediatamente ocurrida la fragmentación la familia Dictynidae disminuyó su abundancia, aunque marginalmente, en los paisajes de alfalfa fragmentados en comparación con el paisaje control, lo que sugiere un efecto inmediato negativo débil de la fragmentación sobre la abundancia de esta familia. Ello coincide con lo observado por Grez y Zaviezo (2002), para el total de insectos asociados a cultivos de alfalfa. Posiblemente debido a su baja capacidad de dispersión, las arañas de la matriz hayan muerto durante el paso del arado y no hayan alcanzado a inmigrar hacia los fragmentos remanentes de alfalfa (Grez & Zaviezo, 2002; Grez *et al.*, 2004b; Tischendorf *et al.*, 2005). Se ha descrito que las actividades de labranza, reducen hasta en un 60% la densidad de artrópodos depredadores generalistas asociados a cultivos y praderas, especialmente de arañas (Thorbek & Bilde, 2004).

En el corto plazo, las arañas totales, la mayor parte de las familias y especies no fueron afectadas por la fragmentación ni la pérdida de hábitat, en conjunto o por separado. Sin embargo, la familia Lycosidae sufrió un efecto negativo transitorio de la pérdida de hábitat y fragmentación, disminuyendo su abundancia en los paisajes en que se había removido el 84% del hábitat original y que presentaban un alto nivel de fragmentación. Los licósidos son cazadores errantes, que se alimentan tanto de presas móviles como inmóviles (Nyffeler, 1999), trasladándose casi exclusivamente por el suelo, siendo muy sensibles a cambios en la humedad y la temperatura en la superficie del suelo (Marshall *et al.*, 2006). Así los paisajes 16f-84% pueden haber sido inhóspitos o menos adecuados para estos licósidos, ya que contienen los parches de menor área

(9 m²) donde las condiciones abióticas del suelo pueden haber sido más variables o más extremas. Resultados similares obtuvieron Marshall *et al.* (2006), quienes compararon la respuesta de dos especies de licósidos, comunes en agroecosistemas, y con características ecológicas opuestas, a los cambios en la fragmentación del paisaje (reducción del área, subdivisión del hábitat y proporción de borde). *Hogna helluo* (Walckenaer), la especie más grande, más selectiva y con menor capacidad colonizadora, fue afectada negativamente por el aumento en la fragmentación del paisaje, en tanto la otra especie, *Pardosa milvina* Hentz, aumentó en los paisajes con mayor reducción de hábitat (80%) y no fue afectada por la variación en la subdivisión del hábitat ni por la variación en la proporción de borde.

La familia Dictynidae y la especie *N. minimus* disminuyeron su abundancia en paisajes fragmentados y con pérdida de hábitat, independiente del grado en el que estos procesos se presentaran en los paisajes. Dictynidae y *N. minimus* representan a arañas tejedoras, pero se diferencian en sus tamaños corporales, siendo la primera más grande que la segunda. Las arañas tejedoras poseen una estrategia de depredación "sentarse y esperar", cuyo requerimiento es la disponibilidad de presas móviles, haciéndolas más estrictas en su dieta alimenticia (Nyffeler, 1999). Otra característica de estas arañas es que requieren de sitios adecuados para instalar sus telarañas. Samu *et al.* (1996), estudiando a linífidos, observaron peleas territoriales entre hembras adultas que intentaban ocupar un mismo sitio para telaraña, sugiriendo que la escasez de sitios para las telarañas puede ser un factor que limita el tamaño poblacional de ellas. Los paisajes fragmentados y con pérdida de hábitat pueden haber sido menos adecuados para los dictínidos y *N. minimus*, ya que la reducción del hábitat puede producir una disminución en la disponibilidad de presas adecuadas para estas arañas y una mayor competencia por sitios adecuados para las telarañas, provocando

el desplazamiento de los individuos más pequeños o incluso su muerte (Harwood *et al.*, 2001). Diferente fue el caso de *O. melanopygius*, especie que aumentó su abundancia en los paisajes más fragmentados y con mayor nivel de pérdida de hábitat, registrando un efecto positivo transitorio de estos procesos en conjunto. Se ha observado que algunas especies de arañas son tolerantes a un amplio rango de hábitats, y que fácilmente explotan aquellos perturbados, como es el caso de *Pardosa milvina* (Marshall *et al.*, 2000; Marshall *et al.*, 2006). *Ostearius melanopygius* es una especie cosmopolita de tamaño pequeño que se le puede encontrar en distintos hábitats, y puede haber colonizado en mayor grado los parches del paisaje 16f-84% aprovechando mejor los recursos disponibles en ellos que las otras especies de arañas. Este resultado es importante, debido a que generalmente se ha descrito un efecto negativo de la pérdida de hábitat sobre la biota (Fahrig, 2003). Sin embargo, ya que en este estudio no fueron considerados paisajes sólo con remoción de hábitat (un solo fragmento más chico con 55% u 84% de remoción), no fue posible realizar la comparación entre paisajes con distinto nivel de pérdida y uno altamente fragmentado (16f-84% v/s 1f-55% ó 16f-84% v/s 1f-84%), que habría permitido aclarar el efecto de la pérdida de hábitat *per se* sobre la abundancia de *O. melanopygius*. Este efecto transitorio positivo de la fragmentación ya había sido reportado anteriormente por Grez *et al.* (2004a) en paisajes de alfalfa para algunas especies de coccinélidos.

La riqueza de especies de arañas, a nivel de trampa (diversidad α) como de paisaje (diversidad γ) fue afectada negativamente por la fragmentación y pérdida de hábitat, independiente del grado en que estos procesos estuvieron presentes en los paisajes de alfalfa. La baja diversidad local y regional, sugieren un bajo aporte de los fragmentos a la riqueza de especies del ensamble de arañas total, formando un

ensamble, en su mayoría, de especies comunes y unas pocas especies raras. Van Nouhuys (2005) propuso que los efectos negativos de la fragmentación sobre la riqueza de especies de insectos pueden estar asociados a la desaparición de especies de niveles tróficos superiores, en especial, cuando se trata de especies raras, lo que podría también ocurrir con las arañas.

El ensamble de arañas de este estudio mostró subconjuntos de especies en el corto plazo, donde los paisajes más pobres en especies fueron subconjuntos anidados de los paisajes más ricos, aunque en este periodo no es consistente qué tipo de paisaje es el que contiene el mayor número de especies (a partir de los resultados obtenidos para riqueza, se esperaba que fuera el control, lo cual no siempre fue así). Como se mencionó anteriormente, el ensamble en términos composicionales no varió entre paisajes y estuvo formado, en su mayoría, por especies comunes, así los paisajes más ricos estuvieron constituidos por 14 especies (comunes y raras), mientras que los más pobres por 9 y 8 especies (comunes). También, se registró un alto número de especies idiosincráticas (47,4% del total de especies), las cuales contribuyeron a que el sistema no estuviera perfectamente anidado. La metodología de muestreo a través de trampas Barber, si bien es adecuada para estimaciones de abundancia poblacional de artrópodos epígeos, puede entregar una baja representatividad de las especies raras que existirían en el sitio de estudio (Sorensen *et al.*, 2002). En este caso, la presencia de especies comunes en los paisajes más pobres y el alto número de especies idiosincráticas (la mayoría de ellas son especies raras en este estudio) dan muestra de ello.

En el largo plazo, el número total de arañas fue afectado negativamente por la fragmentación y pérdida de hábitat, siendo menor en los paisajes con un 84% de hábitat removido y con un bajo o alto nivel de fragmentación. En este caso, la

fragmentación y pérdida podrían haber disminuido la sobrevivencia o la reproducción de las arañas en los paisajes perturbados. También, en este periodo puede haber especies que comienzan a emigrar hacia los sitios de hibernación, abandonando los paisajes de alfalfa como ha sido descrito que ocurre en otoño (Riechert & Lawrence, 1997; Schmidt & Tschardtke, 2005b), lo que se vería acelerado en paisajes con mayor pérdida de hábitat y fragmentación debido a la mayor relación perímetro/área de los fragmentos (más bordes). A nivel de familia, Linyphiidae fue afectada negativamente por ambos procesos, alcanzando menores abundancias en los paisajes con 84% de pérdida de hábitat, independiente del grado de fragmentación. Igual situación registró *N. articeps*. La reducción del hábitat original puede disminuir la disponibilidad de sitios adecuados para este tipo de arañas. Como se mencionó anteriormente, estas arañas son muy territoriales y compiten fuertemente por el uso de estos sitios para instalar sus telarañas (Samu *et al.*, 1996; Harwood *et al.*, 2001). *Neomaso minimus* fue afectada negativamente tanto por un bajo como por un alto nivel de fragmentación y pérdida de hábitat, es decir, ella alcanzó menores abundancias en todos los paisajes respecto al control. Esta especie en el periodo anterior ya había sido afectada negativamente por la fragmentación y pérdida de hábitat. Por ello, es posible que al haber menos individuos, la capacidad reproductiva disminuyera y por ende, se observara una menor abundancia en el largo plazo.

La riqueza de especies, a nivel de trampa y de paisaje, fue afectada negativamente por la pérdida de hábitat, siendo significativamente menor en los paisajes con 84% de pérdida. Esto ya había ocurrido en el periodo anterior, lo que sumado a los efectos acumulativos de la baja disponibilidad de hábitat, puede haber causado que algunas especies, en particular las menos comunes o raras, fueran desplazadas o abandonaran los paisajes perturbados provocando un descenso aún mayor en la riqueza de

especies de arañas, y que el ensamble quedara compuesto principalmente por especies comunes (baja diversidad regional). Esto se refleja en el análisis de anidamiento, donde desaparecen las especies más raras.

Al igual que en el periodo anterior, en el largo plazo, el ensamble de arañas estuvo anidado, siendo los paisajes más pobres en especies subconjuntos anidados de los más ricos. Sin embargo, el ensamble se empobreció, disminuyendo el número de especies (de 19 en el periodo anterior a 15 en el actual, desapareciendo las especies más raras), quedando conformado casi completamente por especies comunes. También, el número de especies idiosincráticas disminuyó (sólo cuatro especies), las cuales nuevamente contribuyeron a que no hubiera un anidamiento perfecto. Pero en este periodo sí se produjo una correlación entre el tipo de paisaje y el número de especies presentes en él, donde los paisajes no perturbados (control) albergaron el mayor número de especies (comunes y raras) y los paisajes con mayor grado de pérdida de hábitat (4f-84% y 16f-84%) el menor número de especies, estando presentes en ellos sólo las comunes. Resultados similares obtuvieron Öckinger & Smith (2006), quienes observaron que las comunidades de mariposas en praderas semi-naturales estaban anidadas y que, composicionalmente, los fragmentos chicos y los paisajes con baja proporción de hábitat contenían especies comunes, móviles y de amplia distribución, mientras que los fragmentos grandes estaban formados, además, por especies raras.

Tabla 15. Resumen de los resultados obtenidos en los distintos periodos estudiados para abundancia y riqueza de especies de arañas. En abundancia se indican las cinco especies más abundantes, *L. indomita* también representa a una de las familias más abundantes (Lycosidae). El signo + corresponde a mayor abundancia o riqueza, signo - corresponde a menor abundancia o riqueza, 0 corresponde a ausencia de variación en abundancia o riqueza.

	Periodo Inmediato				Corto Plazo				Largo Plazo										
	Efectos		Control		4f-84%		16f-84%		Efectos		Control		4f-84%		16f-84%				
	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	No hay	+	0	-	0	Efecto negativo de la fragmentación y alta pérdida de hábitat	+	0	-	0	
Abundancia																			
Arañas Total	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	No hay	+	0	-	0	Efecto negativo de la fragmentación y alta pérdida de hábitat	+	0	-	0	Efecto negativo de la fragmentación y alta pérdida de hábitat
<i>Neomaso arificeps</i>	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	No hay	+	0	-	0	Efecto negativo de la fragmentación y alta pérdida de hábitat	+	0	-	0	Efecto negativo de la fragmentación y alta pérdida de hábitat
<i>Lycosa indomita</i>	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	Efecto negativo de alta fragmentación y alta pérdida de hábitat	+	0	-	0	No hay	+	0	-	0	No hay
<i>Morf. sp. 1</i>	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	No hay	+	0	-	0	No hay	+	0	-	0	No hay
<i>Ostearius melanopygius</i>	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	Efecto positivo de alta fragmentación y alta pérdida de hábitat	+	0	-	0	No hay	+	0	-	0	No hay
<i>Neomaso minimus</i>	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	Efecto negativo de la fragmentación y pérdida de hábitat	+	0	-	0	Efecto negativo de la fragmentación y pérdida de hábitat	+	0	-	0	Efecto negativo de la fragmentación y pérdida de hábitat
Riqueza																			
Trampa	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	Efecto negativo de la fragmentación y pérdida de hábitat	+	0	-	0	Efecto negativo de la pérdida de hábitat, independiente de nivel de fragmentación	+	0	-	0	Efecto negativo de la pérdida de hábitat, independiente de nivel de fragmentación
Paisaje	No hay	Hay	+	0	-	0	+	0	Efecto negativo de la fragmentación y pérdida de hábitat	+	0	-	0	Efecto negativo de la pérdida de hábitat, independiente de nivel de fragmentación	+	0	-	0	Efecto negativo de la pérdida de hábitat, independiente de nivel de fragmentación

En resumen, tanto en el corto como en el largo plazo las arañas fueron afectadas negativamente por la fragmentación y pérdida de hábitat, intensificándose, en el largo plazo, los efectos de la pérdida sobre la abundancia y riqueza de especies (ver Tabla 15). Entre los distintos paisajes de alfalfa, sólo el 16f-84% registró las menores abundancias, a nivel de familia y de especie, y también la menor riqueza de arañas, a nivel de trampa y de paisaje, siendo ambas respuestas intensificadas en el largo plazo. Sólo hubo una excepción en que se observó un efecto transitorio positivo de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre la abundancia de *O. melanopygius*. Esto es opuesto a lo observado en otros artrópodos depredadores, coccinélidos y carábidos, asociados a los mismos parches experimentales de alfalfa, quienes fueron positivamente afectados por la fragmentación y la pérdida de hábitat (Grez *et al.*, 2004a; Grez *et al.*, 2004b; Camousseigt, 2005; Díaz, 2006). En relación al anidamiento de especies, tanto en el corto como en el largo plazo, el sistema estuvo anidado, siendo los paisajes más pobres en especies subconjuntos de los sitios más ricos. Además, en el largo plazo, los paisajes con mayor pérdida de hábitat albergaron el menor número de especies de arañas. También fue posible identificar especies idiosincráticas que pueden haber afectado el grado de anidamiento en ambos periodos. Debido a que las arañas son depredadores comunes en agroecosistemas y juegan un rol importante en el control biológico de plagas (Riechert & Lawrence, 1997; Sunderland & Samu, 2000; Langellotto & Denno, 2004), es recomendable, hacer un manejo tal que reduzca la pérdida de hábitat para que sus poblaciones no sean drásticamente disminuidas. El manejo del cultivo requerirá la remoción de hábitat (cosecha de alfalfa), por ende, para disminuir el impacto de éste se debería realizar un manejo tal que compense o disminuya al máximo esta pérdida. Una forma de hacerlo es a través de la cosecha por franjas, esto es, no cosechar toda la alfalfa al mismo

tiempo, sino dejar franjas intercaladas de alfalfa cosechada y no cosechada, que permita la persistencia de las poblaciones de arañas en el paisaje y la pronta recolonización de los parches cosechados (Hossain *et al.*, 2002). También, la existencia de zonas aledañas constituidas por praderas semi-naturales juega un rol importante como fuente de colonizadores y de recursos para la mantención de las poblaciones y riqueza de ensambles de arañas durante los periodos de cosecha de los cultivos (Schmidt *et al.*, 2005), alternativa que debiera ser considerada en el manejo de agroecosistemas.

CONCLUSIÓN

La respuesta de las arañas a la fragmentación y pérdida de hábitat fue taxón específica, aunque en general hubo un efecto negativo de la fragmentación y pérdida, intensificándose, a largo plazo, el efecto negativo de la pérdida de hábitat, siendo el paisaje 16f-84% el que afectó más negativamente la abundancia y riqueza de especies de arañas. Sólo una especie, *O. melanopygius*, incrementó su abundancia en los paisajes fragmentados y con pérdida de hábitat. No hubo efectos positivos de la fragmentación *per se* sobre la abundancia ni riqueza de especies de arañas, no detectándose efecto de empaquetamiento. En general, para un buen manejo y conservación de las arañas que habitan los agroecosistemas, es recomendable disminuir la pérdida de hábitat en el paisaje.

BIBLIOGRAFÍA

AGUILERA M & ME CASANUEVA (2005). Araneomorphae chilenas: estado actual del conocimiento y clave para las familias más comunes. *Gayana* 69: 201 – 224.

AIKEN M & FA COYLE (2000). Habitat distribution, life history and behavior of *Tetragnatha* spider species in the Great Smoky Mountains national park. *The Journal of Arachnology* 28: 97 – 106.

ALMEIDA-NETO M, PR GUIMARÃES JR & TM LEWINSOHN (2007). On nestedness analyses: rethinking matrix temperature and anti-nestedness. *Oikos* 116: 716 – 722.

ANDRÉN H (1994). Effects of habitat on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355 – 366.

ATMAR W & BD PATTERSON (1993). The measure of order and disorder in the distribution of the species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373 – 382.

ATMAR W & BD PATTERSON (1995). The nestedness temperature calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices. AICS Research, Inc., University Park, NM and The Field Museum, Chicago, IL.

BASCOMPTE J & R SOLÉ (1996). Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology* 65: 465 – 473.

BENEDICK S, JK HILL, N MUSTAFFA, VK CHEY, M MARYATI, JB SEARLE, M SCHILTHUIZEN & KC HAMER (2006). Impacts of rain forest fragmentation on butterflies in northern Borneo: species richness, turnover and the value of small fragments. *Journal of Applied Ecology* 43: 967 – 977.

BLOCH CP, CL HIGGINS & MR WILLIG (2007). Effects of large-scale disturbance on metacommunity structure of terrestrial gastropods: temporal trends in nestedness. *Oikos* 116: 395 – 406.

BORROR DJ, DM DE LONG & CA TRIPLEHORN (1981). Phylum arthropoda. pp 116 – 160. *In*: BORROR DJ, DM DE LONG & CA TRIPLEHORN (eds.). *An introduction to the study of insects*, fifth edition. Saunders College Publishing, Philadelphia. 928 pp.

BUSTAMANTE R & AA GREZ (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11: 58 – 63.

CAMOUSSEIGT B (2005). Abundancia y riqueza de especies de coleópteros epigeos en paisajes de alfalfa que difieren en nivel de fragmentación y pérdida de hábitat. Memoria de Título Médico Veterinario. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias.

COLLINGE SK (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59 – 77.

COLLINGE SK & RTT FORMAN (1998). A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos* 82: 66 – 84.

COOK R (1995). The relationship between nested subsets, habitat subdivision, and species diversity. *Oecologia* 101: 204 – 210.

DEBINSKI DM & RD HOLT (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342 – 355.

DENYS C & T TSCHARNTKE (2002). Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia* 130: 315 – 324.

DIAMOND J (1986). Overview: laboratory experiments, field experiments, and natural experiments. pp. 3– 22. In: DIAMOND J & TJ CASE (eds.) *Community Ecology*. Harper and Row, New York.

DÍAZ S (2006). Efectos independientes y en conjunto de la fragmentación y pérdida de hábitat sobre la abundancia, permanencia y movimiento de los coccinélidos asociados a alfalfa (*Medicago sativa* L.). Memoria de Título Médico Veterinario. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias.

DUELLI P, M STUDER, I MARCHAND & S JAKOB (1990). Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54: 193 – 207.

EWERS RM & RK DIDHAM (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117 – 142.

FAHRIG L (1998). When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105: 273 – 292.

FAHRIG L (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487 – 515.

FAHRIG L & AA GREZ (1996). Population spatial structure, human-caused landscape changes and species survival. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 5 – 13.

FATTORINI S (2007). Non-randomness in the species-area relationship: testing the underlying mechanism. *Oikos* 116: 678 – 689.

FEBER RE, J BELL, PJ JOHNSON, LG FIRBANK & DW MACDONALD (1998). The effects of organic farming on surface-active spider (Araneae) assemblages in wheat in southern England, UK. *The Journal of Arachnology* 26: 190 – 202.

GREZ AA & M BUSTAMANTE-SÁNCHEZ (2006). Aproximaciones experimentales en estudios de fragmentación. pp. 1-39. In: GREZ AA, JA SIMONETTI & RO BUSTAMANTE (eds.). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

GREZ AA & T ZAVIEZO (2002). Efectos inmediatos de la fragmentación del hábitat sobre la abundancia de insectos en alfalfa. *Ciencia e Investigación Agraria* 29 (1): 29 – 34.

GREZ AA & T ZAVIEZO (2006). Efectos de la fragmentación de agroecosistemas sobre la dinámica de insectos herbívoros y depredadores. pp. 284 – 320. In: GREZ AA, JA SIMONETTI & RO BUSTAMANTE (eds.) Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

GREZ AA, T ZAVIEZO & S REYES (2004a). Short-term effects of habitat fragmentation on the abundance and species richness of beetles in experimental alfalfa microlandscapes. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 547 – 558.

GREZ AA, T ZAVIEZO & M RÍOS (2005). Ladybird (Coleoptera: Coccinellidae) dispersal in experimental fragmented alfalfa landscapes. *European Journal of Entomology* 102: 209-216.

GREZ AA, T ZAVIEZO, L TISCHENDORF & L FAHRIG (2004b). A transient, positive effect of habitat fragmentation on insect population densities. *Oecologia* 141: 444 – 451.

HALLEY JM, CFG THOMAS & PC JEPSON (1996). A model for the spatial dynamics of linyphiid spiders in farmland. *Journal of Applied Ecology* 33: 471 – 492.

HANSKI I (1998). Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41 – 49.

HARWOOD JD, KD SUNDERLAND & WOC SYMONDSON (2001). Living where the food is: web location by linyphiid spiders in relation to prey availability in winter wheat. *Journal of Applied Ecology* 38: 88 – 99.

HONNAY O, M HERMY & P COPPIN (1999). Nested plant communities in deciduous forest fragments: species relaxation or nested habitats? *Oikos* 84: 119 – 129.

HOSSAIN Z, GM GURR, SD WRATTEN & A RAMAN (2002). Habitat manipulation in Lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in harvested and “refuge” crop strips. *Journal of Applied Ecology* 39: 445-454.

HUNTER M (2002). Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest Entomology* 4: 159 – 166.

JACQUEMYN H, O HONNAY & T PAILLER (2007). Range size variation, nestedness and species turnover of orchid species along an altitudinal gradient on Réunion Island: implications for conservation. *Biological Conservation* 136: 388 – 397.

LANGELLOTTO GA & RF DENNO (2004). Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139: 1 – 10.

LEMKE A & H-M POEHLING (2002). Sown weed strips in cereal fields: overwintering site and “source” habitat for *Oedothorax apicatus* (Blackwall) and *Erigone atra* (Blackwall) (Araneae: Erigonidae). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90: 67 – 80.

LEVINS R (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237 – 240.

LEVINS R (1970). Extinction. pp. 77 – 107. In: GERSTENHABER M (ed.) *Some Mathematical Questions in Biology. Lectures on Mathematics in Life Sciences 2.* American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.

MacARTHUR RH & EO WILSON (1967). *The Theory of Island Biogeography.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

MADER H, C SHELL & P KORNACKER (1990). Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation* 54: 209 – 222.

MALLIS RE & LE HURD (2005). Diversity among ground-dwelling spider assemblages: habitat generalists and specialists. *The Journal of Arachnology* 33: 101 – 109.

MARSHALL SD, SE WALKER & AL RYPSTRA (2000). A test for a differential colonization and competitive ability in two generalist predators. *Ecology* 81: 3341 – 3349.

MARSHALL SD, SE WALKER & AL RYPSTRA (2006). Two ecologically-divergent generalist predators have different responses to landscape fragmentation. *Oikos* 114: 241 – 248.

MARTIN TJ & RE MAJOR (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.

McGARIGAL T & SA CUSHMAN (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335 – 345.

NYFFELER M (1999). Prey selection of spiders in the field. *The Journal of Arachnology* 27: 317 – 324.

NYFFELER M, H MOOR & RF FOELIX (2001). Spiders feeding on earthworms. *The Journal of Arachnology* 29: 119 – 124.

- ÖCKINGER E & HG SMITH (2006). Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* 149: 526 – 534.
- PERNER J & S SCHUELER (2004). Estimating the density of ground-dwelling arthropods with pitfall traps using a nested-cross array. *Journal of Animal Ecology* 73: 469 – 477.
- PLATNICK NI (2007). The world spider catalog, version 8.0. American Museum of Natural History, [en línea]
<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>
- RIECHERT SE & K LAWRENCE (1997). Test for predation effects of single versus multiple species of generalist predators: spiders and their insect prey. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 84: 147 – 155.
- SAMU F, KD SUNDERLAND, CJ TOPPING & JS FENLON (1996). A spider population in flux: selection and abandonment of artificial web-sites and the importance of intraspecific interactions in *Lepthyphantes tenuis* (Araneae: Linyphiidae) in wheat. *Oecologia* 106: 228 – 239.
- SAMU F & C SZINETÁR (2002). On the nature of agrobiont spiders. *The Journal of Arachnology* 30: 389 – 402.
- SCHMIDT M, I ROSCHEWITZ, C THIES & T TSCHARNTKE (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42: 281 – 287.
- SCHMIDT MH & T TSCHARNTKE (2005a). The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 235 – 242.
- SCHMIDT MH & T TSCHARNTKE (2005b). Landscape context of sheetweb spider (Araneae: Linyphiidae) abundance in cereal fields. *Journal of Biogeography* 32: 467 – 473.
- SOKAL RR & FJ ROHLF (1995). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company (Ed.). New York, USA. 887p.
- SORENSEN L, JA CODDINGTON & N SCHARFF (2002). Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an afro-montane forest. *Environmental Entomology* 31: 319 – 330.
- STATSOFT (2000). *Statistica Vol 1: General conventions and statistics*. StatSoft, Tulsa.
- SUMMERVILLE K, JA VEECH & TO CRIST (2002). Does variation in patch use among butterfly species contribute to nestedness at fine spatial scales? *Oikos* 97: 195 – 204.
- SUNDERLAND K & F SAMU (2000). Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 95: 1 – 13.

THIES C & T TSCHARNTKE (1999). Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285: 893 – 895.

THORBEEK P & T BILDE (2004). Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41: 526 – 538.

TISCHENDORF L, A GREZ, T ZAVIEZO & L FAHRIG (2005). Mechanisms affecting population density in fragmented habitat. *Ecology and Society* 10(1): 7. [en línea] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art7/>

TSCHARNTKE T & A KRUESS (1999). Habitat fragmentation and biological control. pp. 190 – 205. In: HAWKINS BA & HV CORNELL (eds.) *Theoretical Approaches to Biological Control*. Cambridge University Press, Cambridge.

TSCHARNTKE T, I STEFFAN-DEWENTER, A KRUESS & C THIES (2002). Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research* 17, 229 – 239.

van NOUHUYS S (2005). Effects of habitat fragmentation at different trophic levels in insect communities. *Annales Zoologici Fennici* 42: 433 – 447.

VIRGÓS E (2001). Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. *Journal of Biogeography* 28: 381 – 389.

WRIGHT DH, A GONZALEZ & DC COLEMAN (2007). Changes in nestedness in experimental communities of soil fauna undergoing extinction. *Pedobiologia* 50: 497 – 503.

ZAVIEZO T, AA GREZ, CF ESTADES & A PÉREZ (2006). Effects of habitat loss, habitat fragmentation, and isolation on the density, species richness, and distribution of ladybeetles in manipulated alfalfa landscapes. *Ecological Entomology* 31: 646 – 656.