



UNIVERSIDAD DE CHILE

**FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y PECUARIAS
ESCUELA DE CIENCIAS VETERINARIAS**



**PARASITISMO DE ÁCAROS (ACARI: TROMBICULIDAE)
SOBRE *LIOLAEMUS TENUIS* EN UN BOSQUE MAULINO
FRAGMENTADO**

ANDRÉ VÍCTOR RUBIO CARRASCO

Memoria para optar al Título
Profesional de Médico Veterinario.
Departamento de Ciencias
Biológicas Animales.

PROFESOR GUÍA: JAVIER A. SIMONETTI ZAMBELLI

SANTIAGO, CHILE

2007

RESUMEN

La fragmentación de bosques es el proceso mediante el cual una extensión continua de hábitat es dividida en fragmentos o parches que quedan separados por un tipo de hábitat distinto al original. Este proceso reduce la cantidad y calidad de hábitat del bosque remanente y aumenta el aislamiento de estos y de las poblaciones que los habitan. La fragmentación puede producir cambios abióticos, principalmente en los bordes de los fragmentos como un aumento de la temperatura y la luminosidad, mientras que la humedad tiende a disminuir. Estos cambios pueden producir cambios bióticos directos e indirectos, este último, modificando las intensidades de las interacciones ecológicas, como el parasitismo. En esta memoria se comparó el ectoparasitismo de ácaros Trombiculidae sobre *Liolaemus tenuis* habitantes de un bosque continuo y fragmentos de bosque Maulino tanto en centros como en los bordes de estos ambientes. La hipótesis propuesta consistía que en los fragmentos, tanto la prevalencia como la intensidad de infestación de estos ácaros sería menor que en el bosque continuo. La prevalencia de ácaros no varió en los distintos ambientes, pero la intensidad de infestación es significativamente menor en los bordes de los fragmentos en comparación a los centros y bordes del bosque continuo y centro de los fragmentos. Los ambientes de bordes presentan un microclima más caluroso y seco, lo que afectaría la sobrevivencia de estos ácaros ya que estos prefieren ambientes con temperaturas moderadas, altas humedades y baja luminosidad, por lo que los bordes serían ambientes con características más inhóspitas para estos ácaros. El parasitismo no presentó diferencias en el grado de infestación por ácaros entre sexos de los hospederos, además el grado de infestación de estos ácaros presentó una correlación positiva con el tamaño y peso de los hospederos, por lo que este parasitismo no afectaría la condición física de *L. tenuis*.

Palabras claves: Fragmentación, parasitismo, ácaros Trombiculidae, *Liolaemus tenuis*, bosque Maulino.

SUMMARY

Forest fragmentation is a process in which a continuous habitat is divided into fragments or patches which are separated by a habitat different from the original. The remnant forest is reduced in quantity and quality, and the resultant fragments and populations thriving in them become isolated. Fragmentation can trigger abiotic changes, particularly at fragments edges, such as a temperature and an incident sunlight increase, but a reduction in air humidity. These changes can generate direct and indirect biotic changes. Indirect biotic changes are modifications in the intensity of ecological interactions, such as parasitism. In this thesis, the ectoparasitism of Trombiculidae mites (chiggers) on *Liolaemus tenuis* was compared between continuous forest and fragments of the Maulino forest. I hypothesized that prevalence and infestation intensity would be lower in fragments than in continuous forest. However, chiggers's prevalence did not vary, but infestation intensity was significantly lower in fragments edges compared to fragments centers and to continuous forest's centers and edges. A hotter and drier microclimate presented by edges ambient could affect chiggers survival because these mites prefer moderate temperatures, high humidity and low incident sunlight. Therefore, fragments edges would be an inhospitable ambient. Parasitism did not show sex differences on mite infestation. In addition, there was a positive correlation between mite infestation with host's body size and mass. These results show that Trombiculidae mite parasitism does not affect *L. tenuis* body condition.

Key words: Fragmentation, parasitism, Trombiculidae mites, chiggers, *Liolaemus tenuis*, Maulino forest.

INDICE

INTRODUCCIÓN.....	4
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	6
HIPÓTESIS.....	17
OBJETIVOS.....	17
MATERIAL Y MÉTODOS.....	18
RESULTADOS.....	26
DISCUSIÓN.....	37
CONCLUSIONES.....	40
BIBLIOGRAFÍA.....	41

INTRODUCCIÓN

La fragmentación de bosques es el proceso mediante el cual una extensión continua de hábitat es dividida en fragmentos o parches que quedan separados por un tipo de hábitat distinto al original. Este proceso reduce la cantidad de hábitat del bosque y aumenta el aislamiento de los remanentes de bosques y de las poblaciones que los habitan (Wade *et al.*, 2003). La fragmentación de bosques produce cambios abióticos y bióticos en los parches remanentes, los que pueden modificar la riqueza, abundancia y distribución de especies (Murcia, 1995). La temperatura del aire y la luz solar tienden a aumentar mientras que la humedad del suelo y del aire tienden a disminuir, principalmente en los bordes de los fragmentos, en comparación al bosque continuo (Kapos, 1989; Murcia, 1995). Estos factores, directa o indirectamente producen cambios en las interacciones ecológicas (Murcia, 1995). El parasitismo es una de las interacciones ecológicas que puede ser afectada por la fragmentación de bosques (Kruess y Tschardt, 2000).

Muchas especies de lagartijas presentan ectoparásitos, entre los que se incluyen insectos, garrapatas y ácaros. Dentro de los ácaros, los “chiggers” o “niguas” (Trombiculidae) se caracterizan por ser parásitos sólo en su estadio larvario (Sasa, 1961). Dentro de Trombiculidae, los ácaros del género *Eutrombicula* prefieren hábitats con una alta humedad, temperaturas moderadas, baja incidencia de luz solar y amplia cobertura vegetal (Clopton y Gold, 1993). Esto se refleja en su interacción con lagartijas, las que exhiben una mayor prevalencia e intensidad de infestación cuando habitan ambientes húmedos y frescos en comparación con ambientes secos y calurosos (Zippel *et al.*, 1996). Dado que la fragmentación de bosques produce cambios microclimáticos, estos podrían afectar la interacción entre las lagartijas y sus parásitos. De hecho, en bosques tropicales, lagartijas del género *Norops* presentan menores cargas parasitarias de *Eutrombicula sp.* en bordes de bosques que en el interior de ellos, atribuido a factores microclimáticos característicos de los bordes como altas temperaturas, elevada luz solar y baja humedad (Schlaepfer y Gavin, 2001).

En Chile, el bosque Maulino ha sido progresivamente fragmentado (Echeverría *et al.*, 2006) y pese a que se han estudiado numerosas interacciones biológicas en este bosque

fragmentado, se ignora si el parasitismo es afectado por la fragmentación (Simonetti *et al.*, 2006).

La lagartija tenue (*Liolaemus tenuis*), especie arborícola, territorial y poligínica, habita en el bosque Maulino continuo y en los fragmentos de bosque nativo cercanos a éste (Tabla 1). En estos hábitats, esta lagartija es parasitada por ácaros de la familia Trombiculidae. En el interior de los fragmentos, la temperatura del aire y la radiación solar son mayores, pero la humedad del suelo y del aire son menores que en el bosque continuo (Henríquez, 2002), lo que podría afectar el parasitismo de estos ácaros sobre *L. tenuis*.

El tamaño corporal es una variable importante para explicar el grado de parasitismo en un hospedero (Poiani, 1992). Hospederos de mayor tamaño corporal proporcionalmente presentan más sitios de infestación que a hospederos de menores tamaños (Wilson *et al.*, 1985; Vogel y Bundy, 1987). El sexo también puede ser un factor que afecte el parasitismo, donde en algunos casos individuos machos tienden a presentar mayores cargas parasitarias, lo que puede ser atribuido a altos niveles de testosterona (Salvador *et al.*, 1996) o a un mayor ámbito de hogar que las hembras durante la época reproductiva (Talleklint-Eisen y Eisen, 1999).

Considerando estos antecedentes, en esta Memoria de Título se evaluó si el parasitismo de ácaros Trombiculidae sobre *L. tenuis*, estimado por la prevalencia y la intensidad de infestación de ácaros disminuye con la fragmentación del bosque Maulino, en particular en los bordes y centros de los distintos hábitats. Se desconoce si los bordes son significativamente más secos y calurosos que los centros, por lo que en esta Memoria además se midieron variables como temperatura del aire, humedad de suelo y aire en centros y bordes del bosque continuo y fragmentos con el objetivo de hacer una comparación entre los microclimas de los distintos hábitats y evaluar si existe alguna relación entre estas variables con el parasitismo. Por último, se evaluó si el tamaño corporal y el sexo del hospedero se relacionan con la carga parasitaria del hospedero.

Tabla 1. Diversidad y abundancia de lagartijas encontradas en los centros y bordes del bosque continuo y de los fragmentos de bosque nativo. En cada hábitat se muestrearon 30 parcelas de 100 mts² cada una. Datos propios.

	Bosque continuo centro	Bosque continuo Borde	Fragmento centro	Fragmento borde	Total
<i>Liolaemus cyanogaster</i>	0	0	0	1	1
<i>Liolaemus lemniscatus</i>	0	0	0	7	7
<i>Liolaemus schroederi</i>	0	1	0	1	2
<i>Liolaemus tenuis</i>	21	18	19	18	76

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT

La fragmentación de bosques es un fenómeno que ocurre a nivel mundial y constituye un problema ambiental importante por su impacto sobre la biodiversidad, ya que este proceso puede generar cambios en su composición, estructura y funcionamiento (Fahrig, 2003). La fragmentación de hábitat es la ruptura de lo que originalmente era un hábitat continuo, lo que conlleva a la formación de fragmentos o parches rodeados por una matriz, hábitat de estructura distinta al hábitat original, las que suelen ser de características inhóspitas para las especies originales (Fahrig, 1997). Los fragmentos varían en forma, tamaño, grado de aislamiento y tipo de la matriz que los rodea, dando origen a paisajes con distintos patrones de fragmentación (Saunders *et al.*, 1991).

Actividades humanas como la agricultura, ganadería y expansión urbana, entre otros, constituyen las principales causas de este fenómeno, el que puede ocurrir con gran rapidez y a una gran escala espacial (Bustamante y Grez, 1995). Los paisajes presentan naturalmente cierto grado de fragmentación, ya que algunas de sus áreas no serían un

hábitat favorable para algunas especies. Por consiguiente, los paisajes naturales son mosaicos naturalmente fragmentados. Sin embargo, existe una diferencia marcada entre la heterogeneidad ambiental natural y las variaciones en el ambiente como consecuencia de la fragmentación causada por la intervención humana, proceso que altera acentuadamente los patrones naturales de variación de los paisajes. Ello resulta en una pérdida y aislamiento de los hábitats, pudiendo afectar negativamente a las especies que los habitan (Cerqueira *et al.*, 2003).

EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES SOBRE EL MICROCLIMA

La fragmentación de los bosques puede modificar el microclima, principalmente en los bordes de los fragmentos remanentes. Se conoce como “efecto borde” al conjunto de efectos o influencias que ejerce la matriz sobre los bordes de los fragmentos y los fragmentos sobre la matriz. La magnitud e intensidad del efecto borde depende de la estructura de la matriz y del tamaño y forma del fragmento. Los fragmentos más pequeños sufrirían un mayor efecto ya que presentan una mayor relación perímetro/área (Janzen, 1983). El efecto borde también tendría mayor intensidad cuando existe un gran contraste entre el fragmento y la matriz (Saunders *et al.*, 1991). Dentro de los efectos del borde están los efectos abióticos, entre los que se destacan los cambios en la intensidad de luz, temperatura, humedad y viento. El borde puede quedar más expuesto a los vientos, produciendo cambios en su desplazamiento a través de los fragmentos lo que puede modificar la humedad del suelo, del aire y la temperatura (Laurance, 1991). La temperatura del aire y la luz solar tienden a aumentar mientras que la humedad tiende a disminuir, principalmente en los bordes de los fragmentos en comparación con el bosque continuo (Kapos, 1989; Murcia, 1995). Estos efectos pueden, a su vez, producir efectos bióticos directos e indirectos. Los primeros se refieren a cambios en la distribución y abundancia de especies producto de las alteraciones del ambiente abiótico, la cantidad, calidad del hábitat y recursos remanentes en los fragmentos (Bustamante y Grez, 1995; Murcia, 1995). Por ejemplo, el microclima alterado puede afectar a la germinación, al establecimiento de plántulas y acelerar la mortalidad de árboles (Ferreira y Laurance, 1997; Bruna, 1999). Los

segundos corresponden a las variaciones en las interacciones ecológicas tales como la depredación, la competencia, el parasitismo, entre otras, producto de los cambios en la composición y abundancia de especies. Además, a través de las interacciones ecológicas, la aparición de nuevos bordes puede resultar en una serie de efectos en cascada a través de todo el ecosistema. Por ejemplo, el aumento de la luz en los bordes produce un aumento en la generación de hojas nuevas, lo que atrae a más insectos herbívoros, más aves insectívoras y más depredadores de huevos (cf. Murcia, 1995).

EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE EL PARASITISMO

Dentro de las investigaciones sobre fragmentación de hábitat, un porcentaje pequeño de ellos han sido centrados en las interacciones entre especies. De las publicaciones más recientes sobre fragmentación, el 10% de ellas abarcan las interacciones biológicas (Fahrig, 2003). Depredadores y parásitos son a menudo los primeros organismos en declinar o desaparecer de un hábitat fragmentado debido a la necesidad de grandes requerimientos de área, a sus pequeños tamaños poblacionales, y a su cercana asociación con sus hospederos, lo que los hace más sensibles a las fluctuaciones ambientales que especies menos especialistas (Naumann, 1991; Gibb y Hochuli, 2002; Laurence *et al.*, 2002).

Los estudios que evalúan el efecto de la fragmentación sobre el parasitismo sugieren una alteración de la población de parásitos en ambientes fragmentados. En relación a los endoparásitos, en la isla de Hawai, la prevalencia de nemátodos asociados a arañas del género *Tetragnatha*, se asocia al área del fragmento, donde a menor área del fragmento menor es la prevalencia, lo que sugiere un efecto de la fragmentación sobre estos parásitos, descartándose factores como densidad y riqueza de arañas (Vandersgast y Roderick, 2003). En primates colobos rojos (*Ptilocolobus tephrosceles*) de los bosques de Uganda, la prevalencia y el riesgo de infección de parásitos gastrointestinales en fragmentos con diferentes grados de intervención humana aumentan en fragmentos con mayor intervención (Gillespie y Chapman, 2006). En *P. tephrosceles* y en el primate colobo blanco y negro (*Colobus guereza*), la carga endoparasitaria es mayor en poblaciones del borde que del

interior de un bosque de Uganda. Esta diferencia se debería al mayor estrés que presentarían las poblaciones de los bordes, ya sea porque éste presenta un hábitat menos apto para los primates o por la mayor presencia humana en estas áreas (Chapman *et al.*, 2006). Por su parte, poblaciones de la libélula *Calopteryx maculata* habitantes de los bosques y pastizales del norte de Ottawa, presentan una menor prevalencia e intensidad de infestación por parásitos intestinales en fragmentos en comparación al bosque continuo (Taylor y Merriam, 1996).

La fragmentación de hábitat también puede aumentar el riesgo de transmisión de enfermedades hacia animales, incluido el ser humano. Tal es el caso de la fragmentación de bosques en Estados Unidos, fenómeno que aumenta el riesgo de infección de la enfermedad de Lyme producida por la bacteria *Borrelia burgdorferi* y transmitida por la garrapata *Ixodes scapularis*. Esta garrapata aumenta su densidad en fragmentos y además aumenta la probabilidad de infestar al roedor *Peromyscus leucopus*, el principal reservorio de la bacteria (Allan *et al.*, 2003).

El aislamiento y pérdida de hábitat pueden afectar también a poblaciones de ectoparásitos. Por ejemplo, el número de insectos parasitoides y la prevalencia del parasitismo sobre insectos herbívoros disminuyen con la pérdida y aislamiento de hábitat en agroecosistemas (Kruess y Tschamntke, 2000). A la fecha, sólo un estudio trata la interacción entre lagartijas y sus ectoparásitos en bosques fragmentados. Lagartijas del género *Norops* presentan una menor carga ectoparasitaria de ácaros *Eutrombicula sp.* en los bordes de fragmentos de bosques tropicales de Costa Rica, en comparación al interior de ellos. Factores microclimáticos característicos de los bordes como altas temperaturas, elevada luz solar y baja humedad afectarían al parasitismo, disminuyendo la carga parasitaria (Schlaepfer y Gavin, 2001). En Chile, numerosas interacciones biológicas como herbivoría, insectivoría y depredación de nidos, entre otras, han sido estudiadas en ambientes fragmentados, sin embargo, no existen aún estudios que evalúen el parasitismo en hábitats fragmentados (Grez *et al.*, 2006).

BOSQUE MAULINO

El bosque Maulino costero es un bosque templado endémico de la zona central de Chile. Su área de distribución se extiende entre los Altos de Licantén (35° 55'S) y el río Itata (36° 20'S; Figura 1). Se localiza en un segmento de la Cordillera de la Costa de Chile Central, en el límite sur de la zona con sequía estival y en el margen norte de la zona húmeda austral, lo que le otorga gran diversidad biológica por la convergencia de especies típicas de la zona mediterránea central con otras características de los bosques sureños. Este bosque es de gran importancia biológica dada su abundancia y riqueza de especies animales y vegetales (San Martín y Donoso, 1996). Entre estos últimos destacan especies amenazadas como el Queule (*Gomortega keule*), árbol endémico y único representante de la familia Gormotegacea, el Pitao (*Pitavia punctata*) y el Ruil (*Nothofagus alesandrii*). En cuanto a la fauna, presenta un rico endemismo de coleópteros (Morrone *et al.*, 1997), nuevas especies recientemente identificadas como *Eupsophus queulensis* (Velooso *et al.*, 2005) y las poblaciones más nortinas de *Tachymenis chilensis*, *Liolaemus cyanogaster*, *Dromiciops gliroides*, *Irenomys tarsalis*, y de catorce especies de coleópteros como *Ceroglossus chilensis*, *Hilotribus tuberculosus*, *Megalometides discors*, entre otros (Saavedra y Simonetti, 2000, 2001; Simonetti, 2001; Grez *et al.*, 2003; Rubio *et al.*, 2004).

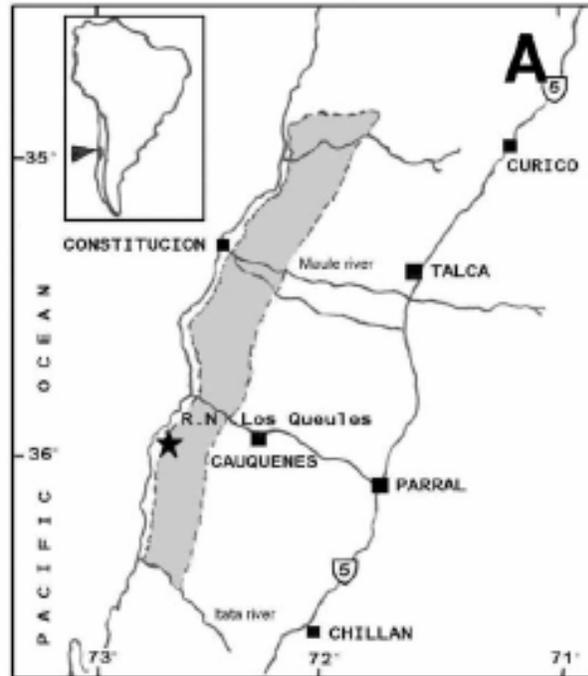


Figura 1. Distribución geográfica del bosque Maulino. Modificado de Donoso *et al.* (2003).

El bosque Maulino constituye uno de los bosques más deforestados y fragmentados de Chile. Las primeras deforestaciones fueron motivadas para obtener terrenos para la agricultura y explotación de madera para construcción, exportación, leña y carbón. Actualmente esos terrenos son utilizados para la plantación de especies exóticas como *Pinus radiata* y *Eucalyptus globosus* (San Martín y Donoso, 1996). Entre los años 1975 y 2000, el bosque maulino entre el río Maule y Cobquecura se deforestó a una tasa anual de 4,5%, con una reducción total del bosque de un 67% (Echeverría *et al.*, 2006). Ejemplo crítico de deforestación y fragmentación del bosque maulino es el bosque de ruil, que entre 1981 y 1991 más del 50% del bosque fue deforestado principalmente por la expansión de plantaciones de pino. Hoy el bosque de ruil está reducido a unas 350 hectáreas (Grez *et al.*, 1998).

Numerosos estudios se han hecho en el bosque maulino fragmentado. Con respecto a la riqueza y abundancia de especies, por ejemplo, se ha estudiado la riqueza de árboles (Bustamante *et al.*, 2005), de coleópteros (Grez *et al.*, 2003), dípteros (Menéndez, 2006),

marsupiales y roedores (Saavedra y Simonetti, 2005 a,b), carnívoros (Acosta y Simonetti, 2004) y aves (González-Gómez *et al.*, 2006). La biodiversidad de este bosque responde heterogéneamente a la fragmentación. Los árboles presentan mayor riqueza de especies en fragmentos, al igual que insectos como hemípteros, dípteros, coleópteros de follaje y aves, mientras que el bosque continuo es más rico en diversidad de mamíferos (Bustamante *et al.*, 2006). Al igual que la riqueza, la abundancia de especies también responde heterogéneamente, donde especies arbóreas sombra-tolerantes son más abundantes en el bosque continuo, al contrario de especies sombra-intolerantes que abundan más en fragmentos (Bustamante *et al.*, 2005). Los carnívoros presentan mayores abundancias en el bosque continuo, mientras que tres especies de micromamíferos son más abundantes en fragmentos y cuatro especies en bosque continuo (Saavedra y Simonetti, 2005a,b). Respecto a las aves, catorce especies fueron más abundantes en fragmentos y ocho especies presentaron similares abundancias entre bosque continuo y fragmentos (González-Gómez *et al.*, 2006).

En este bosque fragmentado las interacciones biológicas estudiadas han sido generalmente del tipo “planta-animal” como la polinización, granivoría y herbivoría. Además, se han estudiado interacciones del tipo “animal-animal” como insectivoría y depredación de nidos y procesos de descomposición de material orgánico (Simonetti *et al.*, 2006). Este último no presenta diferencias entre el bosque continuo y fragmentos (Bustamante-Sánchez *et al.*, 2004), mientras que la polinización, herbivoría y la granivoría predispersión se encuentran deprimidas en los fragmentos (Burgos, 2006; Valdivia *et al.*, 2006; Vásquez *et al.*, 2007). La insectivoría, la granivoría postdispersión y la depredación de nidos se encuentran intensificadas en los fragmentos (Donoso *et al.*, 2003; Vergara y Simonetti, 2003; González-Gómez *et al.*, 2006).

En términos microclimáticos la radiación solar es 2,15 veces mayor en los fragmentos (Figura 2). La humedad de suelo es aproximadamente un 5% menor en fragmentos en comparación al bosque continuo (Figura 3), en tanto las temperaturas máximas de aire son mayores en los fragmentos desde Abril hasta Junio (Figura 4), pero la diferencia entre las temperaturas máximas y mínimas no presentan diferencias entre estos ambientes (Henríquez, 2002). Sin embargo, no se conoce la variación microclimática entre centros y bordes de fragmentos.

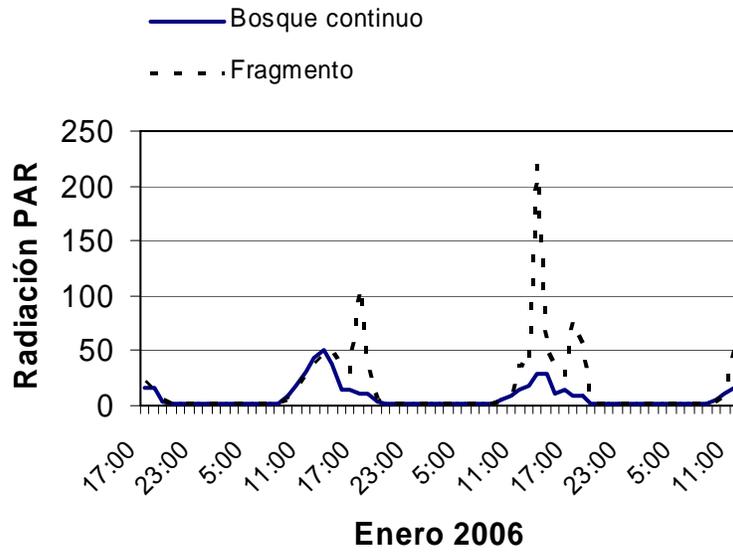


Figura 2. Radiación solar (radiación PAR $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{sec}$) a lo largo de un día típico de verano (18/01/06 al 21/01/06. JA. Simonetti, datos no publicados).

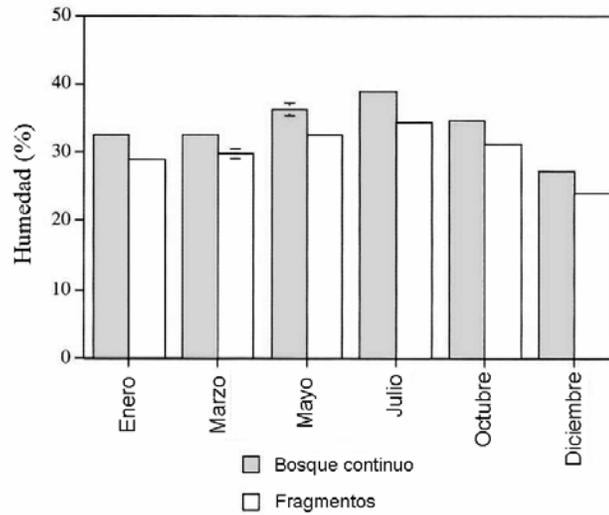


Figura 3. Humedad del suelo en bosque continuo y fragmentos del bosque Maulino. Valores son el porcentaje de humedad de suelo (evaluada a través del método gravimétrico) en bosque continuo y fragmentos de bosque (tomado de Henríquez, 2002).

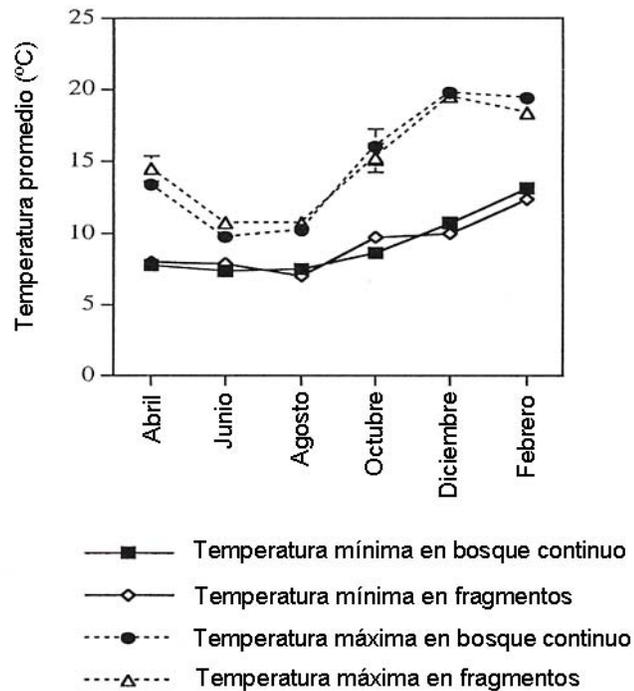


Figura 4. Temperaturas máximas y mínimas (promedio \pm 1 EE) en bosque continuo y fragmentos (tomado de Henríquez, 2002).

ÁCAROS TROMBICULIDAE

Los ácaros de la familia Trombiculidae presentan cuatro estadios en su ciclo de vida: huevo, larva, ninfa y adulto. Las larvas, que se reconocen por presentar tres pares de patas (ninfas y adultos tienen cuatro pares), son el único estadio ectoparásito, el cual se alimenta de los fluidos de las células de la piel del hospedero. Las ninfas y adultos son de vida libre (Sasa, 1961). Algunos géneros de Trombiculidae como *Eutrombicula* son cosmopolitas, mientras que la mayoría de los géneros presentan una distribución restringida. El grado de especificidad del hospedero varía entre las distintas especies y grupos. Ejemplo de géneros que prefieren ciertos grupos de animales son *Neotrombicula* y

Miyatrmbicula que prefieren pequeños mamíferos, *Neoschongastia* a aves y *Eutrombicula* a reptiles (Sasa, 1961).

El conocimiento de esta familia de ácaros en Chile es muy escaso. Existen descripciones taxonómicas tanto de ejemplares adultos: *Borborcoetes teaniatus*, *Eutrombicula coarctata* (Ewing, 1931; Jenkins, 1949) y *Poliremotus chilensis* (Brennan y Goff, 1978), como de larvas de ácaros en roedores *Akodon sp.* pertenecientes a las especies *Chilacarus martini* y *Akodonacarus martin* (Webb *et al.*, 1986; Goff y Webb, 1989). Recientemente se han encontrado larvas de ácaros Trombiculidae en la perdiz chilena (*Nothoprocta predicaria*) y en la tórtola común (*Zenaida auriculata*), pero sin identificar género o especie (González *et al.*, 2003, 2004). Dentro de las descripciones taxonómicas de ectoparásitos de lagartijas, en Chile sólo se ha identificado la garrapata *Amblyomma parvitarsum* (González-Acuña, 2004). Sólo un estudio analiza ácaros en lagartijas *Liolaemus* (Carothers y Jaksic, 2001), pero sin especificar su taxonomía.

El parasitismo produce efectos negativos en sus hospederos. La infestación por ácaros Trombiculidae en lagartijas generan lesiones en la piel como dermatitis ulcerativa focal, inflamación y activación inmunológica (Goldberg y Bursey, 1991; Goldberg y Holshuh, 1992). A pesar de ello, el eventual deterioro de la salud y alteración en la adecuación biológica de las lagartijas infestadas aún no está claro (Klukowski, 2004; Schlaepfer, 2006). De hecho en bosques y pastizales de Costa Rica, la carga parasitaria de *Eutrombicula sp.* no presentó influencias sobre la tasa de crecimiento ni sobre la condición física de *Norops polylepis* (Schlaepfer, 2006).

Los ácaros de la familia Trombiculidae, especialmente el estado larvario, presentan una marcada fluctuación estacional en su tamaño poblacional, existiendo mayor abundancia de ácaros en verano (Klukowski, 2004). En ambientes tropicales esta diferencia no es muy marcada a través del año, lo que podría deberse a las leves diferencias climáticas entre estaciones (Cunha-Barros y Rocha, 2000).

Larvas del género *Eutrombicula* que están en busca de hospederos, prefieren áreas con temperaturas moderadas, alta humedad, amplia cobertura vegetal y baja incidencia de luz solar (Clopton y Gold, 1993). Ello puede influir en la interacción lagartija-ácaros como ocurre en la Península de Barahona (República Dominicana), donde poblaciones de lagartijas del género *Anolis* habitantes de áreas montañosas presentaron mayores

prevalencias e intensidades de infestación por *Eutrombicula alfreddugesi*, que poblaciones habitantes de áreas bajas, lo que fue atribuido a las diferencias de humedad y temperatura entre los distintos hábitats. Las áreas bajas son más secas y calurosas, lo que causaría esta diferencia en los patrones de infestación (Zippel *et al.*, 1996). Así también, en bosques tropicales fragmentados de Costa Rica, dos especies de lagartijas del género *Norops* presentaron una menor infestación de ácaros *Eutrombicula sp.* en bordes de los bosques en comparación al centro de ellos, donde en los bordes existe un clima más caluroso, luminoso y seco en comparación al centro del bosque (Schlaepfer y Gavin, 2001).

El tamaño corporal es una variable importante para explicar el grado de parasitismo en un hospedero (Poiani, 1992). Hospederos de mayor tamaño corporal tienden a presentar mayores infestaciones que hospederos de menor tamaño (Wilson *et al.*, 1985; Vogel y Bundy, 1987). En relación a la infestación por ácaros Trombiculidae, el tamaño corporal de las lagartijas puede influenciar positivamente la intensidad de infestación o no tener relación alguna (Schlaepfer y Gavin, 2001; Cunha-Barros *et al.*, 2003). En cuanto al sexo, se ha encontrado una mayor carga ectoparasitaria de éstos ácaros en machos (García-de la Peña *et al.*, 2004) y en otros casos no se han presentado diferencias en la infestación entre machos y hembras (Schlaepfer y Gavin, 2001). Entre las hipótesis que explicarían la diferencia entre sexos, una de ellas sería que los machos durante la época reproductiva aumentan su ámbito de hogar y por ende tendrían una mayor probabilidad de ser infestados (Talleklint-Eisen y Eisen, 1999), Una segunda hipótesis plantea que durante la época reproductiva, los machos aumentan los niveles de testosterona, lo que causaría una disminución en las funciones del sistema inmune y por lo tanto existiría una mayor infestación (Salvador *et al.*, 1996).

Dado estos antecedentes, en esta Memoria de Título se evaluó si los patrones de infestación (prevalencia e intensidad de infestación) de ácaros Trombiculidae sobre *L. tenuis*, disminuyen con la fragmentación del bosque Maulino. Considerando las investigaciones a la fecha en Chile, el parasitismo es una interacción que no se ha estudiado en fragmentación de bosques (Grez *et al.*, 2006), por lo que esta Memoria de Título es el primer estudio que abarca este tema.

HIPÓTESIS

Poblaciones de *L. tenuis* habitantes de fragmentos de bosque maulino presentarían menores prevalencias e intensidades de infestación de ácaros de la familia Trombiculidae, en comparación a poblaciones habitantes del bosque continuo.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar si la prevalencia y la intensidad de infestación de ácaros de la familia Trombiculidae sobre *L. tenuis* son afectadas por la fragmentación del bosque maulino.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar y comparar la prevalencia e intensidad de infestación de ácaros sobre *L. tenuis* en distintos ambientes del bosque maulino: el centro del bosque continuo, borde del bosque continuo, centro de fragmentos y borde de fragmentos.
- Medir y comparar la temperatura del aire, humedad del aire y suelo en los distintos ambientes nombrados.
- Estimar si existe relación entre el tamaño corporal y peso del hospedero con la intensidad de infestación por ácaros.
- Evaluar si existen diferencias en la intensidad de infestación de ácaros entre sexos de los hospederos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Sitio de estudio:

El estudio se realizó en el bosque Maulino del Sitio Prioritario Tregualemu, incluyendo la Reserva Nacional Los Queules ($35^{\circ} 59'119''$ S, $72^{\circ} 41'15''$ O), que junto a terrenos vecinos privados forman un bosque continuo de aproximadamente 600 hectáreas. Además se trabajó en fragmentos de bosque nativo rodeados por plantaciones de *Pinus radiata* vecinos a la Reserva, cuyas áreas varían entre 1,5 a 20 ha. (Figura 5).

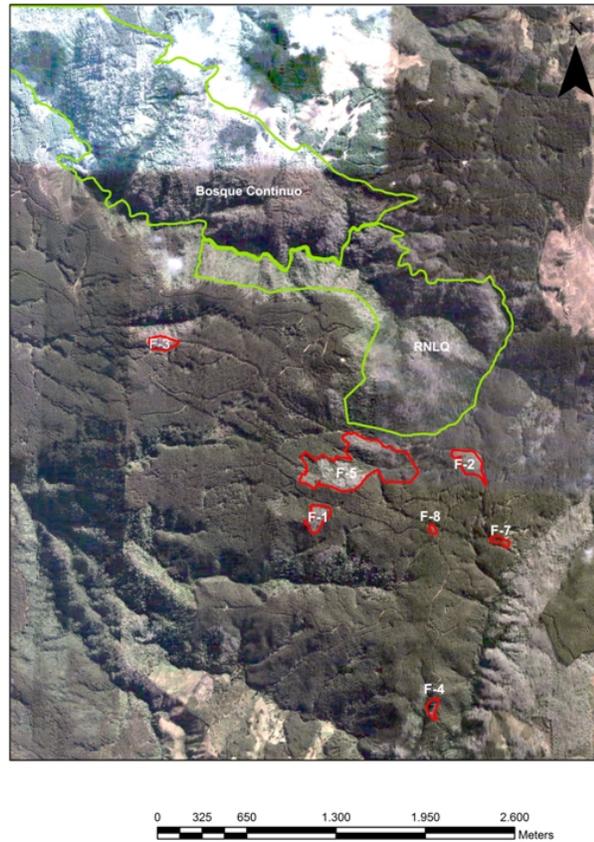


Figura 5. Área de estudio. El área rodeada con línea verde muestra parte del bosque continuo y la Reserva Nacional Los Queules (RNLO), las áreas rodeadas con líneas rojas muestran los fragmentos de bosque nativo (F1, F2, F3, F4, F5, F7, F8) (tomado de De la Vega, 2007).

Especies de estudio:

Liolaemus tenuis

Liolaemus tenuis es una especie endémica, cuya distribución geográfica abarca desde Culimó (interior de Pichidangui, Región de Coquimbo) a la Región de Los Lagos. Es una lagartija de tamaño mediano, poligínica y de comportamiento territorial. Es de hábitos principalmente arborícolas y secundariamente saxícolas. Se alimenta de insectos y es de reproducción ovípara (Donoso–Barros, 1966; Mella, 2005). *Liolaemus tenuis* es parasitada por ácaros ectoparásitos (Carothers y Jaksic, 2001) no identificados y nemátodos endoparásitos (*Spauligodon maytacapaci*; Goldberg *et al.*, 2001).

Liolaemus tenuis es la única especie de lagartija registrada al interior de la Reserva Nacional Los Queules y fragmentos aledaños (Tabla 1). Su densidad no varía entre los bordes y fragmentos tanto del bosque continuo como en fragmentos (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia de *L. tenuis* en 30 parcelas de 10 x 10 mts. cada una y densidad poblacional en 100 mts² (promedio y error estándar) en los centros y bordes del bosque continuo y fragmentos. No existen diferencias en las densidades entre cada hábitat, Kruskal Wallis ANOVA: df = 3; P = 0,96). Datos propios.

	Bosque continuo centro	Bosque continuo Borde	Fragmento centro	Fragmento borde
Parcelas	30	30	30	30
<i>Liolaemus tenuis</i>	21	18	19	18
Densidad (100 mts ²)	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,17	0,63 ± 0,16	0,6 ± 0,17

Ácaros Trombiculidae

En muestreos preliminares en Enero del 2005, ácaros de *L. tenuis* fueron observados al microscopio en el Laboratorio de Parasitología de la Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la U. de Chile. Con la ayuda del Dr. Fernando Fredes se determinó que las muestras pertenecían a larvas de ácaros de la familia Trombiculidae (Figura 6).



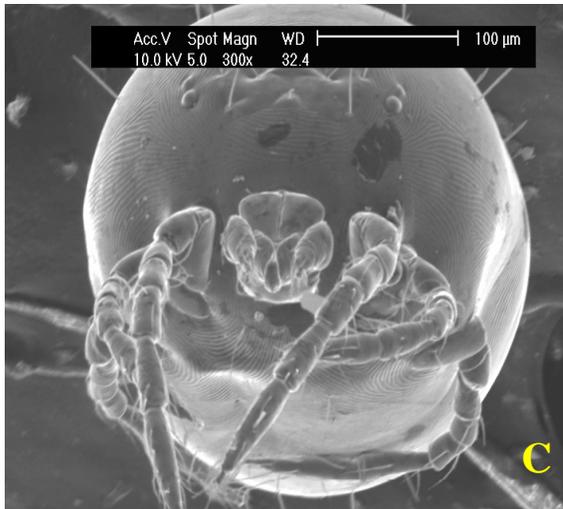


Figura 6. A, B, C: Larvas de ácaros Trombiculidae colectados de *Liolaemus tenuis* de la Reserva Nacional Los Queules. Foto C: Cristiane Oliveira (microscopía electrónica de barrido).

Toma de muestras:

El trabajo de campo se realizó en Enero 2006 y Enero 2007. La captura de *L. tenuis* se realizó a lo largo de recorridos diurnos por los centros y bordes del bosque continuo, cinco centros de fragmentos (F1, F2, F3, F4, F5) y cinco bordes de fragmentos (F2, F3, F5, F7, F8). Se define como borde al área del bosque que comienza desde el límite físico de éste, hasta veinte metros en dirección al centro del bosque (Laurence *et al.*, 2002). Los ambientes de bordes fueron muestreados desde los cinco metros del límite físico hasta veinte metros hacia el interior. En los fragmentos que se muestrearon tanto bordes como centros (F2, F3 y F5), estos ambientes se separaron por 15 metros. Esta distancia es adecuada para evitar repetir el muestreo de individuos que estén en el límite entre bordes y centros, ya que *L. tenuis* presenta un ámbito de hogar menor a 15 metros (A. Rubio, observaciones personales). El mismo criterio se utilizó para los bordes y centros del bosque continuo. Los bordes muestreados fueron bordes de bosque expuestos a matrices con hábitat muy contrastantes tales como caminos, senderos o áreas de plantaciones de pinos taladas.

Se capturaron 97 individuos de *L. tenuis*. De estos, 23 ejemplares fueron capturados en el centro del bosque continuo y 20 en el borde, mientras que en fragmentos, 24 y 30 ejemplares se capturaron en centros y bordes, respectivamente. La captura se realizó mediante el uso de un lazo, práctica que no lastima a los animales. Cada ejemplar capturado se pesó usando un dinamómetro Pesola de 100 g., se midió la longitud hocico-cloaca con un pie de metro digital, se determinó el sexo mediante la presencia o ausencia de poros precloacales y se evaluó la cantidad de ácaros en cada individuo capturado. El conteo de ácaros se realizó en el mismo lugar de captura con la ayuda de una lupa de 14X. Estos ácaros son de color rojo, lo que facilita su observación a simple vista por el contraste de color con el cuerpo de *L. tenuis* (Figura 7). Las zonas femoral y axilar del cuerpo son los principales lugares donde se ubican. Otras zonas comunes son los flancos, zona antehumeral, cloacal, parte ventral de la cola y cabeza (Figura 8). A los individuos con una infestación alta se les retiraron los ácaros para luego contarlos en el laboratorio. Para evitar contar dos veces la misma lagartija, se marcaron los ejemplares estudiados con un punto de tinta blanca (Klukowski, 2004) y se liberaron en el mismo lugar de captura.

La medición de variables ambientales se realizó en Febrero de 2007. La temperatura del aire se midió con cuatro termómetros de máxima y mínima en cada ambiente durante cuatro días. La humedad ambiental se midió a través de un higrómetro ambiental la misma cantidad de días, mientras que la humedad de suelo se realizó mediante el método gravimétrico con diez muestras de suelo en cada ambiente.

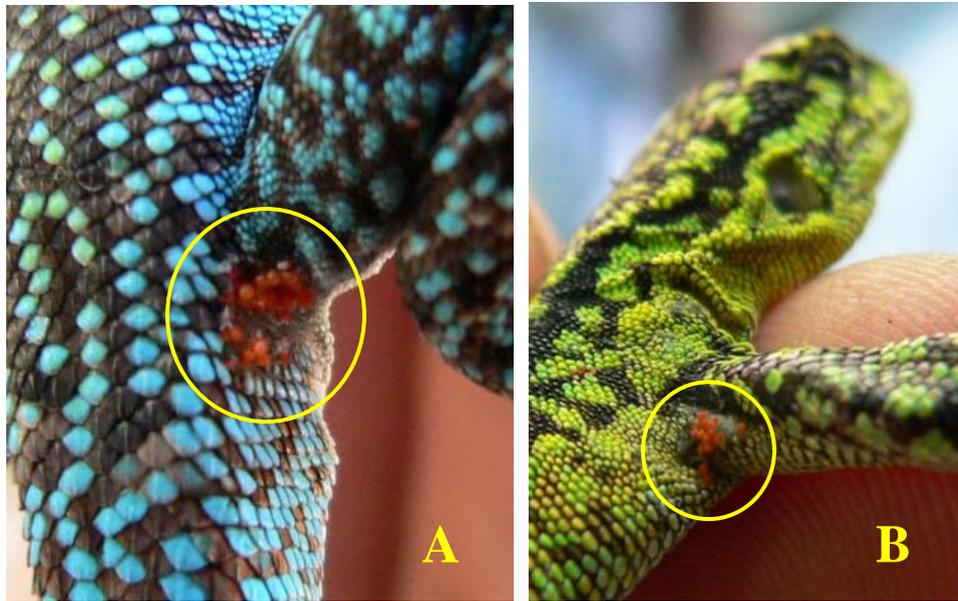


Figura 7. Ácaros Trombiculidae en la base de la zona femoral (A) y zona axilar (B) de *Liolaemus tenuis* (zonas rodeadas de amarillo).

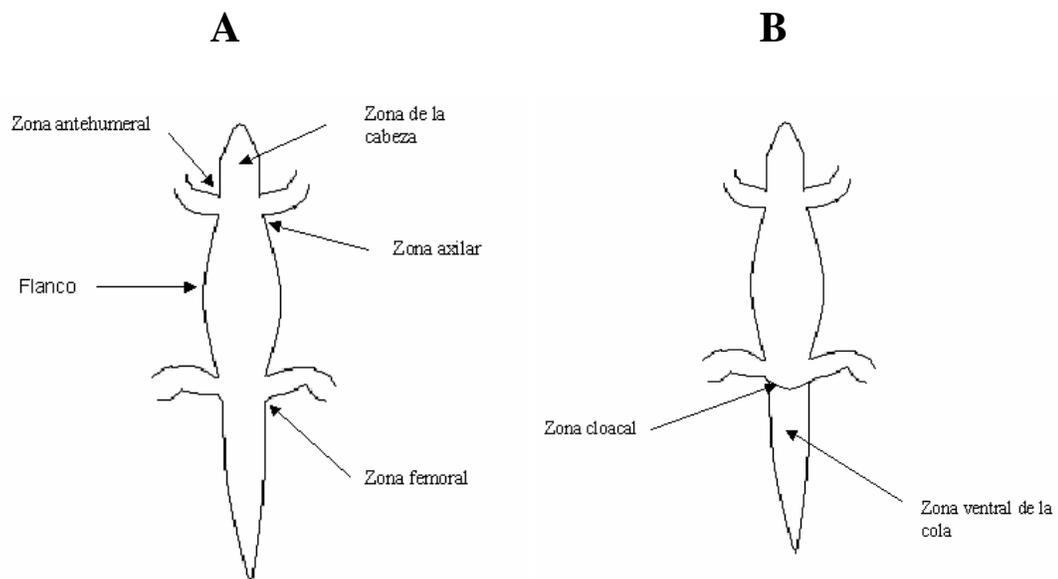


Figura 8. Zonas corporales más comunes de infestación de ácaros sobre *Liolaemus tenuis*. Vista dorsal (A) y vista ventral (B).

Análisis estadístico:

Condiciones microclimáticas:

La temperatura del aire, humedad de aire y suelo se compararon en los distintos ambientes mediante un análisis de varianza de dos vías para datos ordenados en rangos (prueba de Scheirer-Ray-Hare), considerando como factores el hábitat (bosque continuo y fragmentos) y el sitio (centros y bordes de ambos lugares) (Sokal y Rohlf, 1995).

Prevalencia de ácaros:

La prevalencia corresponde al porcentaje de lagartijas que presentan infestación por ácaros (Margolis *et al.*, 1982). La prevalencia entre los distintos ambientes se comparó mediante la prueba de Ji-cuadrado. Esta prueba es sugerida para la comparación de prevalencias de parásitos (Rózsa *et al.*, 2000).

Intensidad de infestación de ácaros:

La intensidad de infestación se define como el número total de ácaros por cada hospedero (Margolis *et al.*, 1982). La intensidad de infestación de ácaros sobre lagartijas se comparó (previa estandarización por tamaño y peso corporal) mediante un análisis de varianza de dos vías para datos ordenados en rangos (prueba de Scheirer-Ray-Hare; Sokal y Rohlf, 1995), considerando como factores el hábitat (bosque continuo y fragmentos) y el sitio (centros y bordes de ambos lugares) (Sokal y Rohlf, 1995).

Diferencias de tamaño y peso entre ambientes:

El tamaño corporal (largo hocico-cloaca) y peso de los hospederos se compararon en los distintos ambientes mediante un Análisis de Varianza de dos vías considerando como factores el hábitat (bosque continuo y fragmentos) y el sitio (centros y bordes de ambos lugares) (Zar, 1996).

Correlación entre el tamaño y peso corporal y la intensidad de infestación de ácaros:

Para estimar la relación entre el tamaño corporal y el peso de los hospederos con la intensidad de infestación de ácaros se usó una correlación de Spearman (Zar, 1996).

Diferencias de tamaño y peso corporal entre sexos:

El tamaño y peso corporal de hospederos machos y hembras se comparó mediante la prueba de t de Student (Zar, 1996).

Diferencias en intensidades de infestación de ácaros entre sexos:

La intensidad de infestación de ácaros de machos y hembras se comparó (previa estandarización por tamaño y peso corporal) mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney para datos independientes entre dos grupos (Taucher, 1999).

RESULTADOS

Caracterización de condiciones microclimáticas

Temperatura del aire:

Existe una diferencia significativa de la temperatura máxima diaria entre bosque continuo y fragmentos ($H = 9,9$; $P = 0,0016$), donde los fragmentos son más calurosos. La diferencia de temperatura también es significativa entre bordes y centros ($H = 9,33$; $P = 0,0022$), así como la interacción entre ambos factores ($H = 6,24$; $P = 0,012$). Este último resultado nos muestra que la temperatura de los bordes de los fragmentos es la que marca la diferencia, esta variable en los bordes de los fragmentos es, en promedio, $6\text{ }^{\circ}\text{C}$ grados más alta ($30,02\text{ }^{\circ}\text{C}$) que las temperaturas de los otros ambientes, los que no difieren significativamente entre sí (centro bosque continuo: $23,9\text{ }^{\circ}\text{C}$; centro fragmentos $24,05\text{ }^{\circ}\text{C}$; borde bosque continuo $24,8\text{ }^{\circ}\text{C}$; Figura 9).

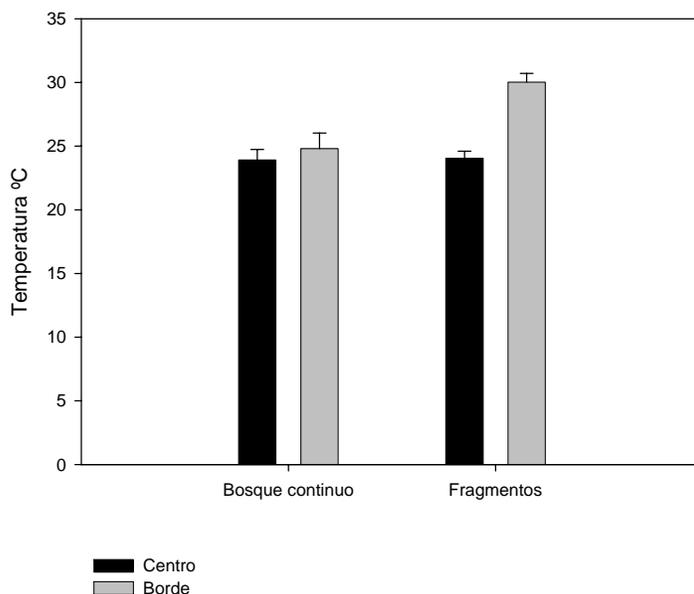


Figura 9. Temperaturas máximas en centros y bordes del bosque continuo y fragmentos en Febrero 2007. Valores son promedios y errores estándar.

Humedad del aire

La humedad del aire es significativamente más alta en el bosque continuo (56.2%) que en los fragmentos (49,1%) ($H = 10,92$; $P = 0,0009$). No hay una diferencia significativa en la humedad del aire entre bordes y centros ($H = 0,78$; $P = 0,38$) ni tampoco en la interacción entre los factores ($H = 0,04$; $P = 0,83$; Figura 10).

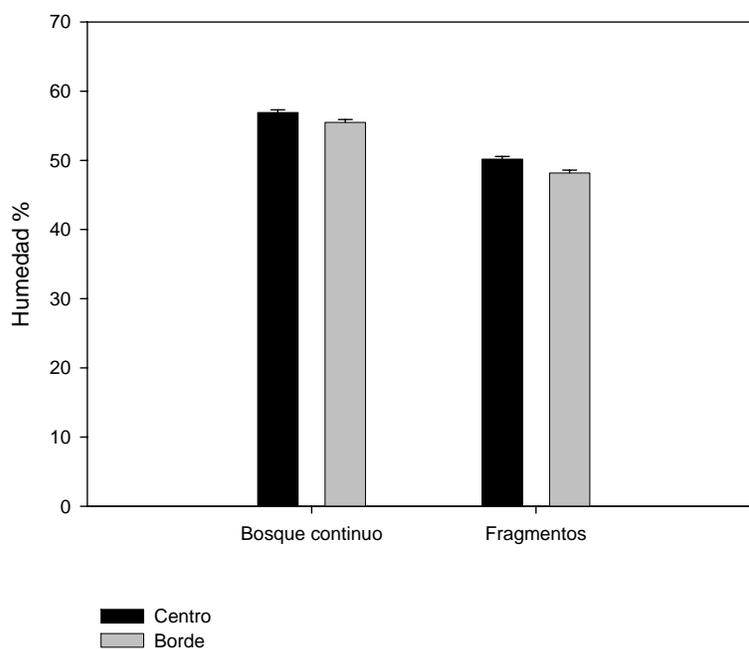


Figura 10. Humedad del aire en centros y bordes del bosque continuo y fragmentos en febrero 2007. Valores son promedios y errores estándar.

Humedad de suelo:

La humedad de suelo no difiere significativamente entre bosque continuo y fragmentos ($H = 2,85$; $P = 0,09$), pero ella es 1,17 veces más alta en centros que en bordes ($H = 5,1$; $P = 0,024$). La interacción entre ambos factores no es significativa ($H = 0,29$; $P = 0,92$; Figura 11).

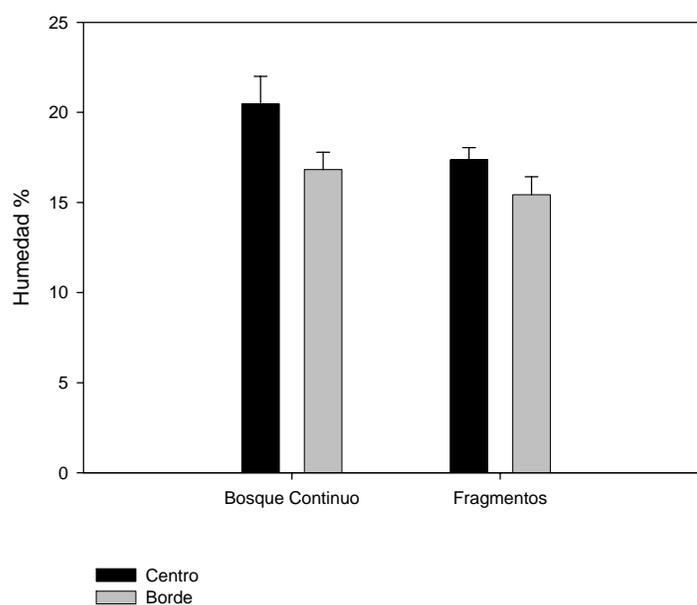


Figura 11. Humedad de suelo en centros y bordes del bosque continuo y fragmentos. Valores son promedios y errores estándar.

Prevalencia de ácaros

No existen diferencias en la prevalencia entre los distintos ambientes. El 100% de las lagartijas muestreadas presentaban ácaros (Tabla 3).

Tabla 3. Prevalencia e intensidades de infestación de ácaros sobre *Liolaemus tenuis*. Valores son los promedios y error estándar.

	n	Prevalencia	Intensidad de infestación	Intensidad de infestación/tamaño (LHC)	Intensidad de infestación/peso
Bosque continuo centro	23	100%	61,7 ± 7,7	11,7 ± 1,4	13,7 ± 1,6
Bosque continuo borde	20	100%	56,5 ± 7,4	10,8 ± 1,4	12,05 ± 1,5
Fragmento centro	24	100%	71,2 ± 6,5	13,7 ± 1,2	16,2 ± 1,7
Fragmento borde	30	100%	35,6 ± 5,2	7 ± 0,9	9,4 ± 1,1
Total	97	100%	54,9 ± 3,5	10,5 ± 0,6	12,6 ± 0,8

Intensidad de infestación de ácaros

La intensidad de infestación de ácaros estandarizada por tamaño corporal (largo hocico-cloaca) no varió significativamente entre el bosque continuo y los fragmentos, ($n=96$; $H = 0,6$; $P = 0,43$); sin embargo la infestación es significativamente mayor en centros que en bordes ($H = 10,68$; $P = 0,001$), al igual que en la interacción entre ambos factores ($H = 6,68$; $P = 0,001$), siendo los bordes de los fragmentos los ambientes con menores intensidades de infestación (Figura 12).

La intensidad de infestación de ácaros estandarizada por peso no varió entre el bosque continuo y los fragmentos, ($H = 0,13$; $P = 0,72$). Entre centros y bordes si hubo diferencias significativas ($H= 8,23$; $P = 0,0041$), no así en la interacción entre ambos factores ($H = 2,83$; $P = 0,92$; Figura 12).

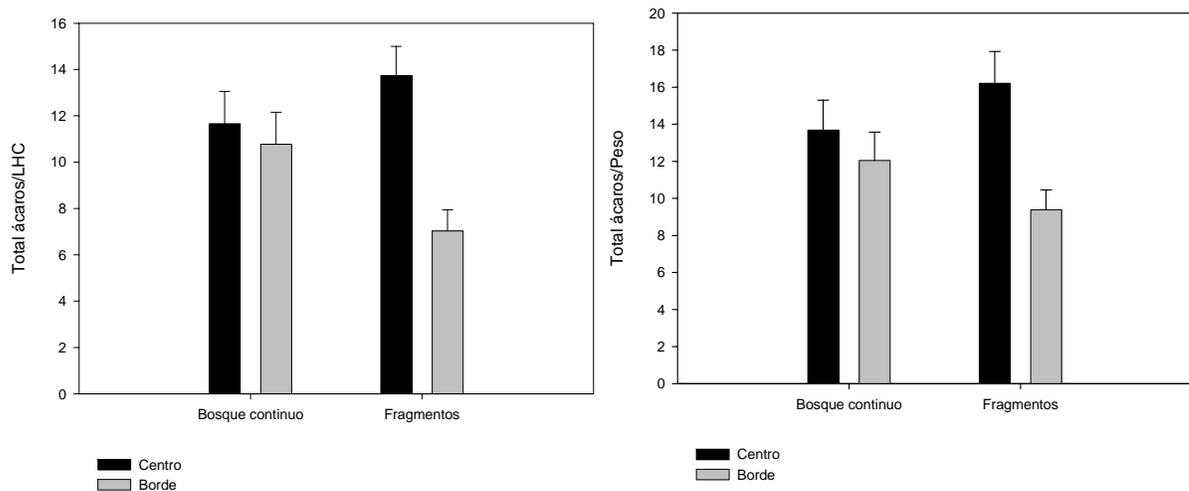


Figura 12. Intensidades de infestación de ácaros en centros y bordes del bosque continuo y fragmentos, estandarizadas por tamaño (total ácaros/LHC) y peso (total ácaros/peso). Valores son los promedios y error estándar.

Diferencias de tamaño y peso corporal de hospederos entre ambientes

El tamaño corporal de los hospederos no difiere significativamente entre bosque continuo y fragmentos ($F = 1,68$; $P = 0,19$). Tampoco entre centros y bordes ($F = 0,61$; $P = 0,43$) y en la interacción entre ambos factores ($F = 1,56$; $P = 0,21$; Figura 13).

El peso corporal de los hospederos tampoco difiere significativamente entre bosque continuo y fragmentos ($F = 2,21$; $P = 0,14$). Lo mismo ocurre entre centros y bordes ($F = 0,55$; $P = 0,45$) y en la interacción entre ambos factores ($F = 2,35$; $P = 0,13$; Figura 13).

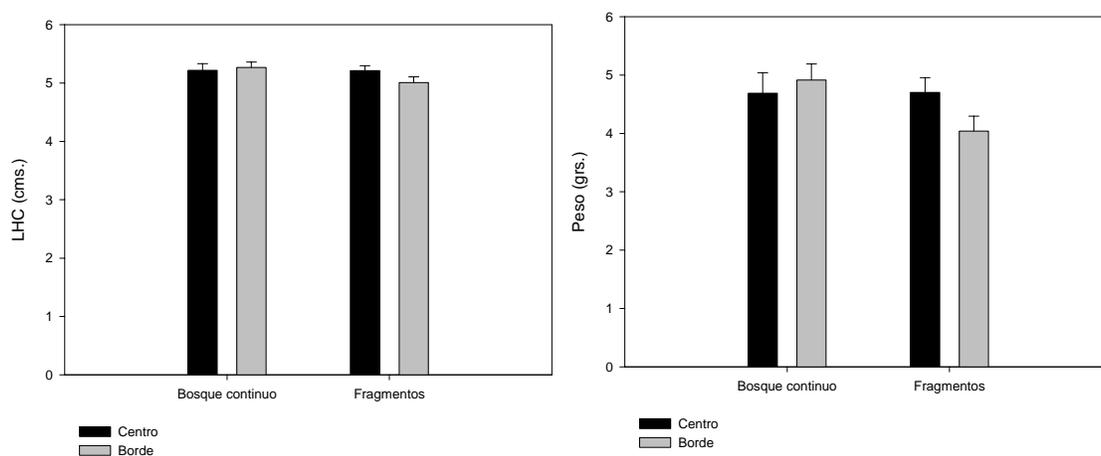


Figura 13. Tamaño y peso corporal de los hospederos en centros y bordes del bosque continuo y fragmentos. Valores son los promedios y error estándar.

Correlación entre el tamaño de los hospederos (largo hocico-cloaca) y peso corporal y la intensidad de infestación de ácaros

Analizando las muestras en conjunto, sin separar por ambientes, la intensidad de infestación se correlaciona positivamente con el tamaño y peso del hospedero (tamaño: $n = 97$; $r_s = 0,25$; $P = 0,01$; peso: $n = 97$; $r_s = 0,28$; $P = 0,005$; Figura 14).

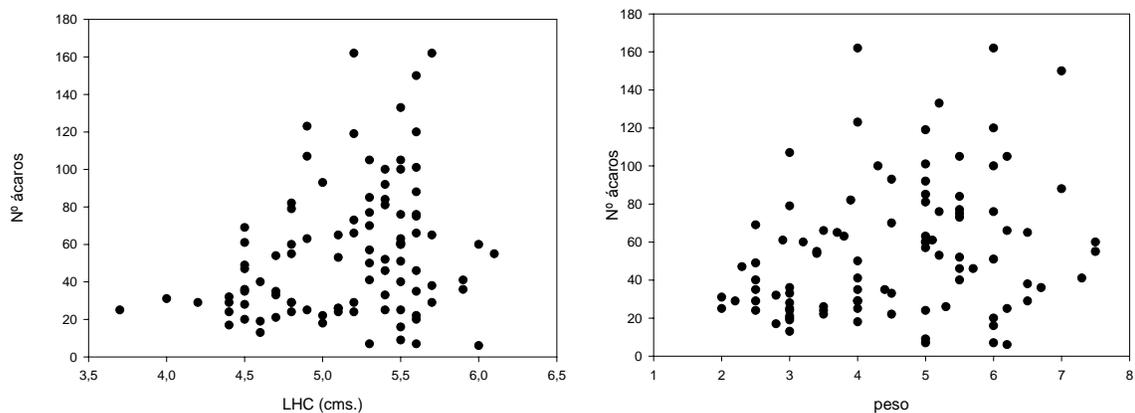


Figura 14. Correlación entre el tamaño (LHC) y peso corporal y la intensidad de infestación de ácaros.

Al separar los hospederos por su ambiente, la intensidad de infestación no presenta una correlación significativa con la condición corporal de los hospederos del bosque continuo (tamaño: $n = 43$; $r_s = 0,19$; $P = 0,21$; peso: $n = 43$; $r_s = 0,23$; $P = 0,11$) y fragmentos (tamaño: $n = 54$; $r_s = 0,23$; $P = 0,091$; peso: $n = 54$; $r_s = 0,21$; $P = 0,11$; Figura 15).

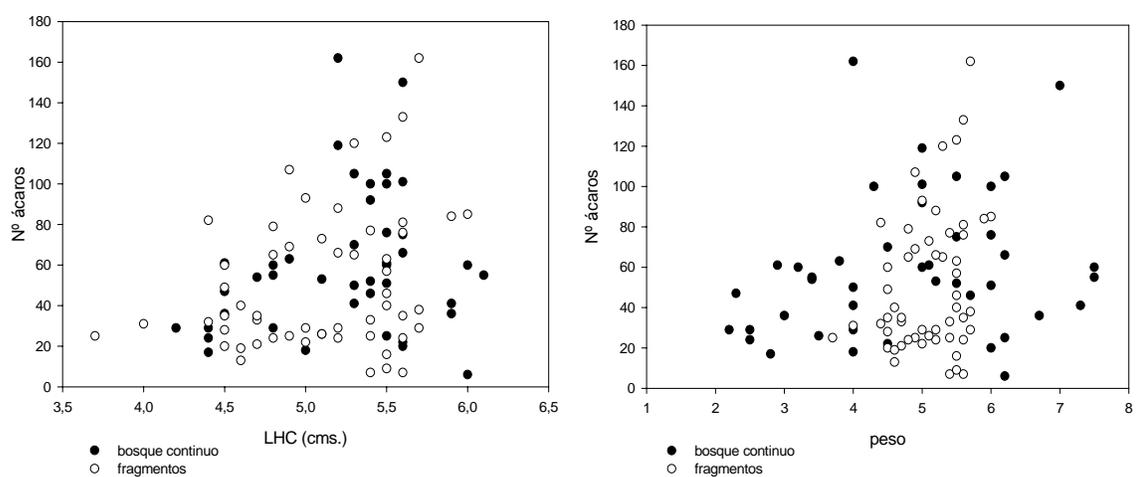


Figura 15. Correlación entre el tamaño (LHC) y peso corporal y la intensidad de infestación de ácaros en bosque continuo y fragmentos.

Diferencias de tamaño y peso corporal entre sexos

Existe una diferencia significativa en el tamaño y peso corporal entre machos y hembras (tamaño: $t = 4,9$; $gl = 95$; $P = 0,000004$; peso: $t = 6,9$; $gl. = 95$; $P = < 0,01$; Tablas 4 y 5).

Tabla 4. Promedio del tamaño longitud hocico-cloaca (cms.) y error estándar de *Liolaemus tenuis* en centros y bordes del bosque continuo y de los fragmentos de bosque nativo.

	Bosque continuo centro	Bosque continuo Borde	Fragmento centro	Fragmento borde
Machos	$5,49 \pm 0,15$	$5,43 \pm 0,10$	$5,38 \pm 0,06$	$5,14 \pm 0,11$
Hembra	$4,96 \pm 0,13$	$4,95 \pm 0,13$	$4,91 \pm 0,07$	$4,85 \pm 0,16$

Tabla 5. Promedio del peso (grs.) y error estándar de *Liolaemus tenuis* en centros y bordes del bosque continuo y de los fragmentos de bosque nativo.

	Bosque continuo centro	Bosque continuo Borde	Fragmento centro	Fragmento borde
Machos	$5,71 \pm 0,51$	$5,52 \pm 0,26$	$5,3 \pm 0,23$	$4,63 \pm 0,35$
Hembra	$3,75 \pm 0,32$	$3,78 \pm 0,29$	$3,66 \pm 0,23$	$3,36 \pm 0,28$

Al separar los hospederos por su ambiente, Existe una diferencia significativa en el tamaño corporal entre machos y hembras tanto en bosque continuo ($t = 3,77$; $gl. = 41$; $P = 0,0005$) como en fragmentos ($t = 3,22$; $gl. = 52$; $P = 0,0021$). Los machos son 1,09 veces más grandes que las hembras en el bosque continuo (Media macho: 5,45 cms. Media hembra: 4,96 cms.) y 1,07 veces más grandes en los fragmentos (media macho: 5,25 cms., media hembra: 4,87 cms.; Figura 16). También existe una diferencia significativa del peso corporal entre machos y hembras tanto en bosque continuo ($t = 5,1$; $gl. = 41$; $P = 0,000008$) como en fragmentos ($t = 4,7$; $gl. = 52$; $P = 0,000015$). Los machos son 1,48 veces más pesados que las hembras en el bosque continuo (Media macho = 5,6 grs., Media hembra = 3.76) y 1,41 veces más pesados en los fragmentos; Figura 16).

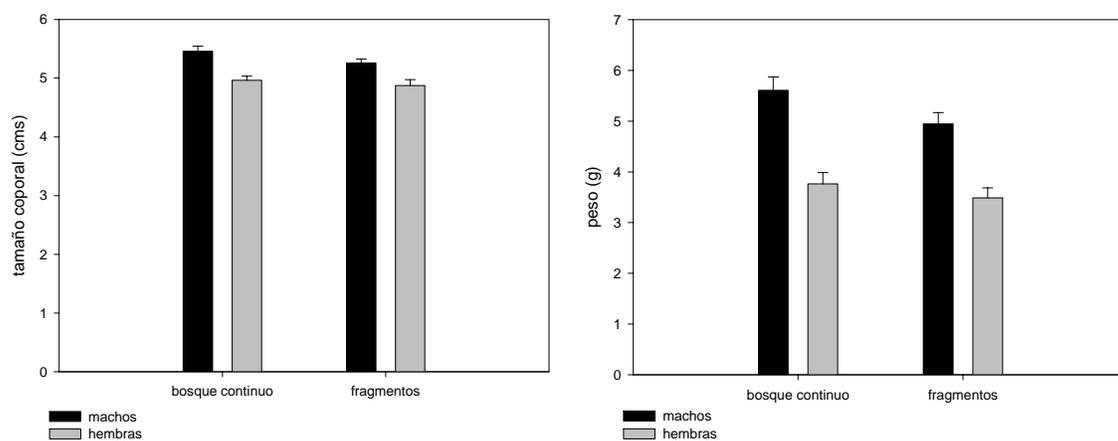


Figura 16. Tamaño y peso corporal de machos y hembras en bosque continuo y fragmentos. Promedios y errores estándar.

Diferencia en la intensidad de infestación de ácaros entre sexos

Las intensidades de infestación de ácaros entre machos y hembras no difieren significativamente (estandarizadas por tamaño: $U = 1021$; $P = 0,31$; por peso: $U = 1013,5$; $P = 0,285$).

Al separar los hospederos por su ambiente, las intensidades de infestación de ácaros entre machos y hembras tanto en bosque continuo (estandarización por tamaño: $U = 154$; $P = 0,07$; por peso: $U = 207$; $P = 0,06$) como en fragmentos (estandarización por tamaño: $U = 340$; $P = 0,72$; por peso: $U = 256,5$; $P = 0,071$) tampoco difieren significativamente (Figura 17).

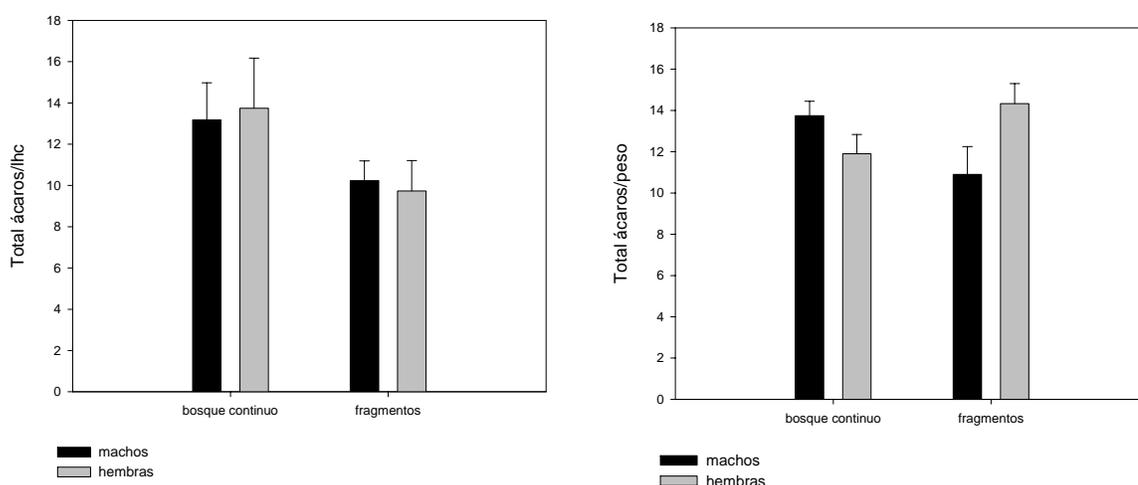


Figura 17. Intensidades de infestación de ácaros entre machos y hembras estandarizadas por tamaño (total ácaros/LHC) y peso (total ácaros/peso). Valores son los promedios y errores estándar.

DISCUSIÓN

La fragmentación produciría una baja en el ectoparasitismo por una disminución de las condiciones microclimáticas favorables para la vida de los ácaros. En el bosque maulino fragmentado, la temperatura del aire y la humedad se ven modificadas en los fragmentos, principalmente en el borde de ellos. La humedad ambiental fue menor en los fragmentos que en el bosque continuo (Figura 10), mientras que la humedad de suelo y la temperatura del aire presentan una diferencia significativa entre centros y bordes (Figuras 9 y 11), principalmente la temperatura de los bordes de los fragmentos, los cuales presentaron como promedio, 6 grados más de temperatura máxima diaria que el resto de los ambientes. Por lo tanto, los ambientes de bordes de los fragmentos son más calurosos y secos, lo cual produciría un hábitat menos adecuado para la sobrevivencia de los ácaros Trombiculidae (Clopton y Gold, 1993).

A pesar de lo anterior, la prevalencia fue igual para todos los ambientes (Tabla 3) y la intensidad de infestación de ácaros no presentó diferencias entre el bosque continuo y fragmentos. Sin embargo, lagartijas de los bordes de fragmentos sí presentaron una menor intensidad de infestación de ácaros (Figura 12). Esto se relacionaría con el microclima, ya que las características abióticas de los bordes de los fragmentos no serían las más apropiadas para el ciclo de vida de estos ácaros. Al contrario de los fragmentos, la intensidad de infestación de ácaros entre centros y bordes del bosque continuo es similar, lo que se puede deber a que los microclimas de estos ambientes no presentan diferencias significativas. Estos resultados concuerdan con el trabajo de Schlaepfer y Gavin (2001) donde la intensidad de infestación promedio de ácaros Trombiculidae en el interior de los fragmentos fue el doble que en los bordes en un bosque tropical en Costa Rica. La densidad poblacional de los hospederos se descarta como un eventual factor que puede afectar la abundancia de ácaros, ya que en el sitio de estudio la densidad de *L. tenuis* no difiere entre bosque continuo y fragmentos (Tabla 2).

Con respecto a los patrones de infestación, todas las lagartijas capturadas presentaron infestación por estos ácaros, o sea, una prevalencia del 100%, tasa similar a otras investigaciones donde otras especies de lagartijas obtuvieron prevalencias de 100,

99,7 y 98% (Zippel *et al.*, 1996, Cunha-Barros *et al.*, 2003), mientras que otras especies han presentado menores prevalencias que pueden variar desde un 64% hasta incluso un 0%, dependiendo del microclima donde habitan estas lagartijas (Zippel *et al.*, 1996, Schlaepfer y Gavin, 2001). Si consideramos el criterio utilizado por Tallenklint-Eisen y Eisen (1999), donde una infestación de más de 15 ectoparásitos se considera una alta carga parasitaria, las poblaciones de *L. tenuis* habitantes del bosque maulino parasitadas por ácaros Trombiculidae presentan altas cargas parasitarias, ya que el promedio de la intensidad de infestación por hospedero fue de 54,9 ácaros. Altas intensidades de infestación se han encontrado por ejemplo en los estudios de Zippel *et al.*, 1996 y Cunha-Barros *et al.*, 2003 con promedios de 73,5, 86.39 incluso de 135.53 ácaros por hospedero. En el único estudio chileno a la fecha que trata acerca de parasitismo en lagartijas, *L. tenuis* presentó una prevalencia del 49% y una intensidad de infestación promedio de 6,12 ácaros (Carothers y Jaksic, 2001). Si bien ese estudio se realizó en otro tipo de hábitat (matorral de la zona central de Chile), también se debe considerar que la infestación por ácaros puede variar estacionalmente. Carothers y Jaksic (2001) hicieron su estudio en primavera e inicio de verano, mientras que los datos de esta memoria se tomaron en pleno verano, estación que podría presentar las infestaciones más altas durante el año (Klukowski, 2004). Esta variación estacional se puede deber a factores climáticos como temperatura y humedad, la cual influencia el tiempo de eclosión de los huevos, la actividad y crecimiento larval y el ciclo reproductivo de los ácaros (Sasa, 1961).

En muchos casos de ectoparasitismo, el tamaño corporal de los hospederos es un factor que influye en el grado de infestación de ectoparásitos, siendo los individuos con un mayor tamaño corporal los que presentan mayores intensidades de infestación. El tamaño y peso de *L. tenuis* no difiere entre los distintos ambientes estudiados (Tablas 4 y 5), pero si existe diferencia entre sexos donde los machos son mayores en tamaño y peso (Figura 16) y presentan una infestación por ácaros más alta que las hembras. Sin embargo, una vez estandarizada la infestación por las variables tamaño y peso, ambos sexos no difieren en abundancias de ácaros tanto en el bosque continuo como en fragmentos (Figura 17). Estos resultados nos demuestran que la carga ectoparasitaria de ácaros no influiría en la condición física de *L. tenuis*, ya que tanto el peso como el tamaño corporal no son menores en

individuos con mayor intensidad de infestación. Por el contrario, estas variables se correlacionan positivamente con la carga parasitaria (Figura 14).

En resumen, el parasitismo de ácaros Trombiculidae sobre *L. tenuis* presenta una disminución en los bordes de los fragmentos, lo que sería debido al efecto borde, que resulta de cambios en las condiciones abióticas como humedad y temperatura ambiental, convirtiendo en hábitats más secos y calurosos los bordes de los fragmentos, lo que puede afectar la sobrevivencia de estos ácaros. Este estudio sugiere entonces que factores microclimáticos, pueden afectar negativamente a los ácaros de la familia Trombiculidae que parasitan a *L. tenuis*, disminuyendo así su intensidad de infestación en hospederos que habitan en los bordes del bosque Maulino fragmentado. Estos resultados nos demuestran que esta interacción sigue un patrón muy complejo ya que el parasitismo se ve afectado en hábitats de bordes, no así en toda el área de los fragmentos. Este resultado se suma a otros estudios de interacciones biológicas en el bosque Maulino que nos demuestran que la fragmentación de éste modifica algunas interacciones, pero estas no siguen un patrón único. Usualmente se supone que las interacciones se deprimen en los fragmentos, sin embargo, en el bosque Maulino algunas interacciones, como depredación de semillas, huevos e insectos se intensifican con la fragmentación, mientras que otras decrecen como la frugivoría y herbivoría (Simonetti *et al.*, 2006). La complejidad de las variaciones en las interacciones de este bosque fragmentado deben ser consideradas en los futuros planes de manejo y conservación de su biodiversidad.

CONCLUSIONES

- Los fragmentos presentan una menor humedad del aire que el bosque continuo. Los bordes de los fragmentos y bosque continuo presentan una menor humedad de suelo que los centros de estos ambientes. La temperatura del aire es mayor en los bordes de los fragmentos que en el resto de los ambientes.
- No existen diferencias en la prevalencia e intensidad de infestación de ácaros entre bosque continuo y fragmentos. Sin embargo la intensidad de infestación en los bordes de los fragmentos fue menor que en el resto de los ambientes. Esto sugiere que estos bordes, como hábitats, son ambientes más hostiles para los ácaros, lo que se podría deber a las variables microclimáticas explicadas en el punto anterior.
- El tamaño y peso corporal de los hospederos se correlaciona positivamente con el grado de infestación de ácaros, lo que sugiere que el parasitismo no afecta la condición física de los hospederos.
- No existen diferencias entre sexos de los hospederos en el grado de infestación por ácaros. Los machos presentan una mayor intensidad de infestación promedio, pero al estandarizar por tamaño y peso corporal, esta diferencia no es significativa.

BIBLIOGRAFÍA

- **ACOSTA-JAMETT, G.; SIMONETTI, J.A.** 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 13: 1135-1151.
- **ALLAN, B.F.; KEESING, F.; OSTFELD, R.S.** 2003. Effect of forest fragmentation on Lyme disease risk. *Conservation Biology* 17: 267-272.
- **BRENNAN, J.M.; GOFF, M.L.** 1978. Three new monotypic genera of chiggers (Acari: Trombiculidae) from South America. *Journal of Medical Entomology* 14: 541-544.
- **BRUNA, E.M.** 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402: 139.
- **BURGOS, A.** 2006. Depredación pre-dispersión y sus consecuencias sobre la germinación de semillas de *Nothofagus glauca* (Nothofagaceae) en un bosque templado fragmentado. Tesis de Magister en Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- **BUSTAMANTE, R.O.; GREZ, A.A.** 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11: 58-63.
- **BUSTAMANTE, R.O.; SIMONETTI, J.A.; GREZ, A.A.; SAN MARTÍN.** 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. **In:** Smith-Ramírez, C.; Armesto, J.J.; Valdovinos, C. (eds.). *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la Costa*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 555-564.
- **BUSTAMANTE, R.O.; GREZ, A.A.; SIMONETTI, J.A.** 2006. Efectos de la fragmentación del bosque maulino sobre la abundancia y diversidad de especies nativas. **In:** Grez, A.A.; Simonetti, J.A.; Bustamante, R.O. (eds.). *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 83-98.
- **BUSTAMANTE-SÁNCHEZ, M.A.; GREZ, A.A.; SIMONETTI, J.A.** 2004. Dung decomposition and associated beetles in a fragmented temperate forest. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 107-120.

- **CAROTHERS, J.H.; JAKSIC, F.M.** 2001. Parasite loads and altitudinal distribution of *Liolaemus* lizards in the central Chilean Andes. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 681-686.
- **CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NACIMENTO, M.T.; PARDINI, R.** 2003. Fragmentação: alguns conceitos. **In:** Rambaldi, D.M. y Oliveira, D.A.S. (Eds.). Fragmentação de ecossistemas : causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. MMA/SBF, Brasília, Brasil. pp. 23-40.
- **CHAPMAN, C.A.; SPEIRS, M.L.; GILLESPIE, T.R.; HOLLAND, T.; AUSTAD, K.M.** 2006. Life on the edge: gastrointestinal parasites from the forest edge and interior primate groups. *American Journal of Primatology* 68: 397-409.
- **CLOPTON, R.E.; GOLD, R.E.** 1993. Distribution and seasonal and diurnal activity patterns of *Eutrombicula alfreddugesi* (Acari: Trombiculidae) in a forest edge ecosystem. *Journal of Medical Entomology* 30: 47-53.
- **CUNHA-BARROS, M.; ROCHA, C.F.D.** 2000. Ectoparasitism by chigger mites (*Eutrombicula alfreddugesi*: Trombiculidae) in a restinga lizard community. *Ciencia e Cultura* 52: 108-114.
- **CUNHA-BARROS, M.; VAN SLUYS, M.; VRCIBRADIC, D.; GALDINO, C.A.B.; HATANO, F.H.; ROCHA, C.F.D.** 2003. Patterns of infestation by chiggers mites in four diurnal lizard species from a restinga habitat (Jurubatiba) of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 393-399.
- **DE LA VEGA, X.P.** 2007. Efecto de la fragmentación del bosque Maulino en la composición, riqueza de especies y abundancia de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *Aristotelia chilensis* (maqui). Memoria Título Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 36 p.
- **DONOSO-BARROS, R.** 1966. Reptiles de Chile. Ediciones de la Universidad de Chile, Santiago, Chile. 458 p.
- **DONOSO, D.S.; GREZ, A.A.; SIMONETTI, J.A.** 2003. Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds. *Biological Conservation* 115: 63-70.

- **ECHEVERRÍA, C.; COOMES, D.; SALAS, J.; REY-BENAYAS, J.M.; LARA, A.; NEWTON, A.** 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130: 481-494.
- **EWING, H.E.** 1931. A catalogue of the Trombiculidae, or chigger mites, of the New World with new genera and species and a key to the genera. *Proceedings of U.S. Natural Museum* 80: 1-19.
- **FAHRIG, L.** 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- **FAHRIG, L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- **FERREIRA, L.V.; LAURANCE, W.F.** 1997. Effects of forest fragmentation mortality and damage of trees in central Amazonia. *Conservation Biology* 11: 797-801.
- **GARCÍA-DE LA PEÑA, C.; CONTRERAS-BALDERAS, A.; CASTAÑEDA, G.; LAZCANO, D.** 2004. Infestación y distribución corporal de la nigua *Eutrombicula alfreddugesi* (Acari: Trombiculidae) en el lacertilio de las rocas *Sceloporus couchii* (Sauria: Phrynosomatidae). *Acta Zoológica Mexicana* 20: 159-165.
- **GIBB, H.; HOCHULI, D.F.** 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106: 91-100.
- **GILLESPIE, T.R.; CHAPMAN, C.A.** 2006. Prediction of parasite infection dynamics in primate metapopulations based on attributes of forest fragmentation. *Conservation Biology* 20: 441-448.
- **GOFF, M.L.; WEBB, J.P.** 1989. A new genus and species of *Leeuwenhoekiinae* (Acari: Trombiculidae) from rodents collected in Chile, and a key to the New World genera of *Leeuwenhoekiinae*. *International Journal of Acarology* 15: 75-78.
- **GOLDBERG, S.R.; BURSEY, C.R.** 1991. Integumental lesions caused by ectoparasites in a wild population of the side-bloched lizard (*Uta stansburiana*). *Journal of Wildlife Diseases* 27: 68-73.
- **GOLDBERG, S.R.; HOLSHUH, H.J.** 1992. Ectoparasite-induced lesions in mite pockets of the Yarrow's spiny lizard, *Sceloporus jarrovi* (Phrynosomatidae). *Journal of Wildlife Disease*, 28: 537-541.

- **GOLDBERG, S.R.; MUÑOZ, G.; GARCÍAS, F.; BURSEY, C.R.** 2001. *Liolaemus lemniscatus* (wreath tree iguana), *Liolaemus tenuis* (thin tree iguana) (Tropiduridae). Endoparasites. Herpetological Review 32: 41.
- **GONZÁLEZ, D.; DAUGSCHIES, A.; POHLMAYER, K.; RUBILAR, L.; SKEWES, O.; MEY, E.** 2003. Ectoparásitos de la perdiz chilena (*Nothoprocta perdicaria*) en la provincia de Ñuble, Chile. Parasitología Latinoamericana 58: 75-77.
- **GONZÁLEZ, D.; DAUGSCHIES, A.; RUBILAR, L.; POHLMAYER, K.; SKEWES, O.; MEY, E.** 2004. Fauna parasitaria de la tórtola común (*Zenaida auriculata*, de Murs 1847) (Columbiformes: Columbidae) en Ñuble, Chile. Parasitología Latinoamericana 59: 37 – 41.
- **GONZÁLEZ-ACUÑA, D.; VENZAL, J.M.; FABRY, M.; GUGLIELMONE, A.A.** 2004. *Liolaemus jamesi* (Boulanger, 1891) (Reptilia: Tropiduridae), a host for the larva of *Amblyomma parvitarsum* Neumann, 1901 (Acari: Ixodidae). Systematic and Applied Acarology 9: 33-36.
- **GONZÁLEZ-GÓMEZ, P.L.; ESTADES, C.F.; SIMONETTI, J.A.** 2006. Strengthened insectivory in a temperate fragmented forest. Oecologia 148: 137-143.
- **GREZ, A.A.; BUSTAMANTE, R.O.; SIMONETTI, J.A.; FAHRIG, L.** 1998. Landscape ecology, deforestation and forest fragmentation: the case of the ruil forest in Chile. **In:** E. Salinas-Chávez; Middleton (eds.). Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America. <http://www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html>.
- **GREZ, A.A.; MORENO, P.; ELGUETA, M.** 2003. Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epígeos asociados al bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. Revista Chilena de Entomología 29: 9-18.
- **GREZ, A.A.; SIMONETTI, J.A.; BUSTAMANTE, R.O.** (editores) 2006. Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile, patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 232 p.
- **HENRÍQUEZ, C.A.** 2002. El dilema de *Lapageria rosea* en bosques fragmentados ¿cantidad o calidad de la progenie?. Tesis Doctoral Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- **JANZEN, D.H.** 1983. No parks is an island: increase in interference from outside as park size decrease. Oikos 41: 402-410.

- **JENKINS, D.W.** 1949. Trombiculid mites affecting man. IV. Revision of *Eutrombicula* in the American hemisphere. Annual Entomological Society of American 42: 289-318.
- **KAPOS, V.** 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. Journal of Tropical Ecology 5: 173-185.
- **KRUESS, A.; TSCHARNTKE, T.** 2000. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. Oecologia 122: 129-137.
- **KLUKOWSKI, M.** 2004. Seasonal changes in abundance of host-seeking chiggers (Acari: Trombiculidae) and infestations on fence lizards, *Sceloporus undulatus*. Journal of Herpetology 38: 141-144.
- **LAURANCE, W.F.** 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. Conservation Biology 5: 79-89.
- **LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E.** 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. Conservation Biology 16: 605-618.
- **MARGOLIS, L.; ESCH, G.W.; HOLMES, J.C.; KURIS, A.M.; SCHAD, G.A.** 1982. The use of ecological terms in parasitology (Report of an Ad Hoc Committee of the American Society of Parasitologists). Journal of Parasitology 68: 131-133.
- **MELLA, J.** 2005. Guía de campo Reptiles de Chile: Zona Central. Ediciones del Centro de Ecología Aplicada Ltda., Santiago, Chile. pp. 96-97.
- **MENÉNDEZ, N.** 2006. Abundancia y riqueza de Dípteros asociados a fragmentos de diferente tamaño de bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. Memoria Título Médico Veterinario, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 47 p.
- **MORRONE, J.J.; KATINAS, L.; CRISCI, J.V.** 1997. The cladistic biogeographic analysis of central Chile. Journal of Comparative Biology 2: 25-42.
- **MURCIA, C.** 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

- **NAUMANN, L.D.** 1991. The Hymenoptera. **In:** Naumann, E.D.; Carne, P.B.; Lawrence, J.F.; Nielsen, E.S; Spradbery, J.P.; Tylor, R.W.; Whitten, M.J.; Littlejohn, M.J. (eds.). The Insects of Australia. Melbourne University Press, Carlton Victoria, Australia. pp. 916-1000.
- **POIANI, A.** 1992. Ectoparasitism as a possible cost of social life: a comparative analysis using Australian passerines (Passeriformes). *Oecologia* 92: 429-441.
- **ROZSA, L.; REICZIGEL, J.; MAJOROS, G.** 2000. Quantifying parasites in samples of hosts. *Journal of Parasitology* 86: 228-232.
- **RUBIO, A.; ZORONDO-RODRÍGUEZ, F.; SIMONETTI, J.A.** 2004. Geographic distribution: *Liolaemus cyanogaster cyanogaster*. *Herpetological Review* 35: 288.
- **SAAVEDRA, B.; SIMONETTI, J.A.** 2000. A northernmost and threatened population of *Irenomys tarsalis* (Mammalia: Rodentia) from central Chile. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65: 243-245.
- **SAAVEDRA, B.; SIMONETTI, J.A.** 2001. New records of *Dromiciops gliroides* (Marsupialia: Microbiotheriidae) and *Geoxus valdivianus* (Rodentia: Muridae) in central Chile: their implications for biogeography and conservation. *Mammalia* 69: 337-348.
- **SAAVEDRA, B.; SIMONETTI, J.A.** 2005a. Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. *Mammalia* 69: 337-348.
- **SAAVEDRA, B.; SIMONETTI, J.A.** 2005b. Micromamíferos en fragmentos de bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. **In:** Smith-Ramirez, C.; Armesto, J.J.; Valdovinos, C. (eds.). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la Costa. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 555-564.
- **SALVADOR, A.J.; VEIGA, P.; MARTÍN, J.; LÓPEZ, P.; ABELENDA, M.; PUERTA, M.** 1996. The cost of producing a sexual signal: testosterone increases the susceptibility of male lizards to ectoparasite infestation. *Behavioral Ecology* 7: 145-150.
- **SAN MARTÍN, J.; DONOSO, C.** 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino de Chile. **In:** Armesto J.J., C.Villagrán; M.K. Arroyo (eds.). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 153-168.
- **SASA, M.** 1996. Biology of chiggers. *Annual Review of Entomology* 6: 221-244.

- **SAUNDERS, D.; HOBBS, R.; MARGULES, C.** 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- **SCHLAEPFER, M.A.** 2006. Growth rates and body condition in *Norops polylepsis* (Polychrotidae) vary with respect to sex but not mite load. *Biotropica* 38: 414-418.
- **SCHLAEPFER, M.A.; GAVIN, T.A.** 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1079-1090.
- **SIMONETTI, J.A.** 2001. Presence of *Tachymenis chilensis chilensis* at Reserva Nacional Los Queules, central Chile. *Gayana, Zoología* 65: 219-220.
- **SIMONETTI, J.A.; GREZ, A.A.; BUSTAMANTE, R.O.** 2006. Interacción y procesos en bosques maulinos fragmentados. **In:** Grez, A.A.; Simonetti, J.A.; Bustamante, R.O. (eds.). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile, patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. pp. 99-114.
- **SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J.** 1995. Biometry, the principles and practice of statistics in biological research. Freeman and Company Press, New York, U.S.A. 859 p.
- **TALLEKLINT-EISEN, L.; EISEN, R.J.** 1999. Abundance of ticks (Acari: Ixodidae) infesting the western fence lizard, *Sceloporus occidentalis*, in relation to environmental factors. *Experimental and Applied Acarology* 23: 731-740.
- **TAUCHER, E.** 1999. Bioestadística. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 310 p.
- **TAYLOR, P.D.; MERRIAM, G.,** 1996. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. *Landscape Ecology* 11: 181–186.
- **VALDIVIA, C.E.; SIMONETTI, J.A.; HENRÍQUEZ, C.H.** 2006. Depressed pollination of *Lapageria rosea* Ruiz at Pav. (Philesiaceae) in the fragmented temperate rainforest of southern South America. *Biodiversity and Conservation* 15: 1845-1856.
- **VANDERSGAST, A.G.; RODERICK, G.K.** 2003. Mermithid parasitism of Hawaiian *Tetragnatha* spiders in a fragmented landscape. *Journal of Invertebrate Pathology* 84: 128–136.
- **VÁSQUEZ, P.A.; GREZ, A.A.; BUSTAMANTE, R.O.; SIMONETTI, J.A.** 2007. Herbivory, foliar survival and shoot growth in fragmented populations of *Aristotelia chilensis*. *Acta Oecologica* 31: 48-53.
- **VELOSO, A.; CELIS-DIEZ, J.L.; GUERRERO, P.C.; MÉNDEZ, M.A.; ITURRA, P.; SIMONETTI, J.A.** 2005. Description of a new *Eusophus* species (Amphibia,

Leptodactylidae) from the remnants of Maulino forest, central Chile. Herpetological Journal 15: 159-165.

- **VERGARA, P.; SIMONETTI, J.A.** 2003. Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. Acta Oecologica 24: 285-288.
- **VOGEL, P.; BUNDY, D.A.P.** 1987. Helminth parasites of Jamaican anoles (Reptilia: Iguanidae): variation in prevalence and intensity with host age and sex in a population of *Anolis lineatopus*. Parasitology 94: 399-404.
- **WADE, T.G.; RIITERS, K.H.; WICKHAM, J.D.; JONES, K.B.** 2003. Distribution and causes of global forest fragmentation. Conservation Ecology 7:7. [http:// www.ecologyandsociety.org/vol7/iss2/art7/](http://www.ecologyandsociety.org/vol7/iss2/art7/).
- **WEB, J.P.; BENNETT, S.G.; LOOMIS, R.B.** 1986. A new genus species of Trombiculid mite (Acari) from a Chilean rodent (Mammalia: Cricetidae). International Journal of Acarology 12: 83-85.
- **WILSON M.L, ADLER, G.H.; SPIELMAN, A.** 1985 Correlation between abundance of deer and that of the deer tick, *Ixodes dammini* (Acari: Ixodidae). Annals of the Entomological Society of America 78: 172-176.
- **ZAR, J.** 1996. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, New Jersey, U.S.A. 662 p.
- **ZIPPEL, K.C.; POWEL, R.; PARMERLEE, J.S.; MONKS, S.; LATHROP, A.; SMITH, D.D.** 1996. The distribution of larval *Eutrombicula alfreddugesi* (Acari: Trombiculidae) infesting *Anolis* lizards (Lacertilia: Polychrotidae) from different habitats on Hispaniola. Caribbean Journal of Science 32: 43-49.