



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN



Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Departamento de Zoología

**¿La perturbación antrópica afecta a las comunidades de parásitos?:
evaluación de las comunidades de pulgas de *Abrothrix olivacea* en un
paisaje altamente perturbado de la zona central de Chile**

Javiera Constanza Cuevas Campusano

Profesora guía: Lucila Moreno S.

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas para
optar al Título profesional de Bióloga

Concepción, Chile 2022

HOJA DE FIRMAS

Este Seminario de Título ha sido desarrollado en el Departamento de Zoología de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción.

Profesor guía

Dra. Lucila Moreno S.

Departamento de Zoología

Universidad de Concepción

Profesores evaluadores

Dr. Carlos Landaeta A.

Departamento de Patología y Medicina Preventiva

Universidad de Concepción



Dr. Alfredo Saldaña M.

Departamento de Botánica

Universidad de Concepción

Prof. responsable seminario de Titulo

Dr. Víctor Hernández S.

AGRADECIMIENTOS

“Se necesita un gran corazón para formar pequeñas mentes”. Con esta frase quiero expresar mi agradecimiento a todos los docentes que me han formado y entregado conocimientos en las distintas etapas de mi vida. De manera especial quiero darle las gracias a la Dra. Lucila Moreno, profesora guía de mi seminario de título, por todo el compromiso en mi formación académica, por su inmensa disponibilidad en todo momento, por su paciencia en mi desarrollo y por creer en mis capacidades.

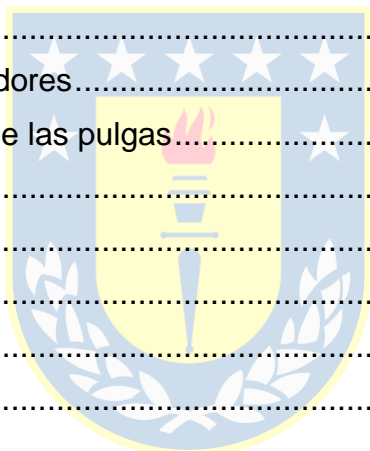
Indiscutiblemente le agradezco a Dios por haberme guiado a lo largo de mi carrera y por ser mi fortaleza en los momentos de debilidad. A mi familia, en especial a mis padres por brindarme las herramientas desde pequeña, a mi hermana mayor Caroline Cuevas por ser un gran ejemplo y demostrarme que con esfuerzo nada es imposible, a mi hermano Raymond Cuevas a quien admiro mucho por su paciencia infinita al brindarme sus conocimientos y apoyo cada vez que lo necesité, a Grace Cuevas por esas largas conversaciones arreglando el mundo en mis momentos de descanso y a Valentina Cuevas por darme esa palabra de aliento cuando más lo necesité. Simplemente gracias a cada uno de mis hermanos que me brindaron los mejores momentos, las mejores noches de maratones de estudios, consejos académicos y enseñanzas durante mis cinco años de formación que jamás olvidare.

Agradezco también a mi pareja Alberto Herrera, por su apoyo incondicional, consejos, por incentivarme a perseverar por cada una de mis metas y por brindarme momentos llenos de experiencias, risas y sobre todo de felicidad. Sin duda un pilar primordial en mi vida que ha contribuido de la mejor forma a mi crecimiento personal y sobre todo emocional durante todos estos años.

Y finalmente gracias a mi amuleto de la buena suerte, mi compañera fiel durante todas las noches de desvelo para trabajar a gusto, mi perrita Mia. Ellos no podrán hablar, pero si saben acompañar tu silencio.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	6
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN	8
Impacto de las perturbaciones antropogénicas sobre los parásitos	8
Efecto de la perturbación en roedores y pulgas	10
Justificación del estudio	11
Hipótesis	12
Objetivo general.....	12
Objetivos específicos	12
METODOLOGÍA	13
Área de estudio.....	13
Trabajo de campo	13
Captura y manejo de roedores.....	15
Montaje e identificación de las pulgas.....	16
Densidad de roedores.....	16
Análisis de datos.....	16
RESULTADOS.....	17
DISCUSIÓN	23
CONCLUSIÓN	25
LITERATURA CITADA.....	26
ANEXO	33



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de la zona central de Chile que muestra en gris la ubicación del Bosque Costero Maulino y con una estrella la Reserva Nacional Los Queules (RNLQ). Tomado de Donoso <i>et al.</i> (2003).....	13
Figura 2. Mapa de los cuatro sitios de muestreo en el Bosque Costero Maulino. Círculos rojos representan las zonas con bosque nativo (NF), círculos verdes oscuro representan la zona con Plantaciones de pino adulto (AP), círculos verdes claro representan las zonas con Plantación de pino juvenil con abundante sotobosque (YPWU) y círculos amarillos representa las zonas con Plantación de pino juvenil con escaso sotobosque (YPNU).....	14
Figura 3. Tipos de hábitats muestreados. A: Bosque nativo (NF) (Reserva Nacional Los Queules), B: Plantación de pino adulto (AP), C: Plantación de pino juvenil con abundante sotobosque (YPWU) y D: Plantación de pino juvenil con escaso sotobosque (YPNU).....	15
Figura 4. Disposición de trampas tipo Sherman (rojo) en grilla utilizada para la captura de los roedores en cada tipo de hábitat.....	16

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2. Diversidad, Prevalencia y abundancia de pulgas por grilla en cada tipo de hábitat.	17
Tabla 3. Condición corporal y sexo de los roedores por grilla en cada tipo de hábitat.	19
Tabla 4. Varianza explicada por modelo producida por un factor determinado que influye de manera significativa o no significativa en los parámetros en estudio	20
Tabla 5. Resultados de modelo lineal generalizado (GLM) que predijo la asociación de los factores sobre las pulgas.	21
Tabla 6. Predicción del factor grilla sobre la diversidad, abundancia y prevalencia de pulgas.	22
Tabla 1. Prevalencia (intervalo de confianza del 95%) y abundancia media de cada especie de pulga por tipo de hábitat.	33

RESUMEN

Las perturbaciones antropogénicas, como la deforestación y cambio en el uso de suelo, producen una acelerada pérdida de hábitat, lo cual conlleva a un estrés y declive en el número de las especies. Sin embargo, este efecto ha sido estudiado principalmente en organismos de vida libre y pocos estudios se han centrado en el efecto de las perturbaciones antropogénicas en las comunidades de parásitos. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de las plantaciones forestales insertas en el Bosque Costero Maulino y características del hospedero (sexo y condición corporal), en las comunidades de parásitos (diversidad, abundancia y prevalencia), utilizando como modelo de estudio al roedor cricétido *Abrothrix olivacea* y a la comunidad de pulgas presentes en esta especie. Los roedores fueron capturados durante sesiones de trampeo estacionales desde cuatro tipos de hábitats forestales: 1) bosque nativo de la Reserva Nacional Los Queules (NF), 2) plantación de pino adulto (AP), 3) plantación de pino juvenil con abundante sotobosque (YPWU) y 4) plantación de pino juvenil con escaso sotobosque (YPNU). Para evaluar el efecto del grado de perturbación del bosque en las comunidades de pulgas, se estimó para cada punto de muestreo (grilla) en cada tipo de hábitat la diversidad, prevalencia y abundancia de pulgas presentes en *A. olivacea*. Para los roedores, se estimó la condición corporal y se categorizó el sexo del hospedador. En el modelo también fue considerada la densidad del roedor y estación de muestreo. La asociación de estos factores con la diversidad, abundancia y prevalencia de pulgas se evaluó con un modelo lineal generalizado (GLM). También, se estimó la prevalencia y abundancia para cada especie de pulga en los distintos tipos de hábitat. En 504 roedores muestreados (NF= 19, AP= 53, YPWU= 320, YPNU=112) se recolectaron 560 pulgas (NF=16, AP= 72, YPWU= 386, YPNU= 86). Fueron identificadas 11 especies de pulgas, 5 especies en NF, 8 en AP, 9 en YPWU y 7 en YPNU. Entre todas las especies pulgas, la mayor prevalencia fue de *Tetrapsyllus tantillus* (n= 112) con un 35% y abundancia del 0,781 en YPWU. La estación de verano fue el único factor significativo que se asoció negativamente con la diversidad de pulgas ($E=-1,09289$; $P=0,0122$). Por otra parte, la sustitución de bosque nativo no afectó negativamente a todos los parámetros estudiados de las pulgas observándose un aumento en la abundancia y prevalencia de pulgas solo en parte de los puntos de muestreo perturbados (AP2, YPWU3 y YPNU1). Todo esto sugiere que las formaciones vegetaciones que pueden presentar estas áreas, le permite la formación de madrigueras y refugios que ocupan las larvas de estas pulgas, el cual es un estadio clave en el ciclo de vida de estos artrópodos. Estos resultados contribuyen a que se sugieran prácticas en las plantaciones de pino, como mantener un sotobosque desarrollado o extractos de vegetación dentro de estos monocultivos, como una estrategia para aumentar y establecer un hábitat adecuado tanto para las especies nativas como para los parásitos.

Palabras clave: perturbación, parásitos, roedores.

ABSTRACT

Anthropogenic disturbances, such as deforestation and land use change, produce an accelerated loss of habitat, which leads to stress and decline in the number of species. In central Chile, the Maulino Coastal Forest has been replaced and surrounded by pine (*Pinus radiata*) plantations. However, this effect has been studied mainly in free-living organisms and few studies have focused on the effect of anthropogenic disturbances on parasite communities. In this study, the effect of forest plantations inserted in the Coastal Maulino Forest and host characteristics (sex and body condition) was evaluated, in the parasite communities (diversity, abundance and prevalence), the cricetid rodent was used as a study model. *Abrothrix olivacea*, and the flea community present in this species. Rodents were captured during seasonal trapping sessions from four types of forest habitats: 1) native forest of the Los Queules National Reserve (NF), 2) adult pine plantation (AP), 3) juvenile pine plantation with abundant understory (YPWU) and 4) plantation of juvenile pine with little understory (YPNU). To evaluate the effect of the degree of disturbance of the forest in the flea communities, the diversity, prevalence and abundance of fleas present in *A. olivacea* was estimated between the different sampling points present in each type of habitat. For rodents, body condition was estimated, and host sex was categorized. The association of these factors with the diversity, abundance and prevalence of fleas was evaluated with a generalized linear model (GLM). Also, the prevalence and abundance for each flea species in the different types of habitats were estimated. Among 504 rodents sampled (NF= 19, AP= 53, YPWU= 320, YPNU=112), 560 fleas (NF=16, AP= 72, YPWU= 386, YPNU= 86) were collected. Eleven species of fleas were identified, 5 species in NF, 8 in AP, 9 in YPWU and 7 in YPNU. Among all flea species, the highest prevalence was *Tetrapsyllus tantillus* (n= 112) with 35% and an abundance of 0.781 in YPWU. Summer season was the only significant factor negatively associated with flea diversity ($E=-1.09289$; $P=0.0122$). On the other hand, the substitution of native forest did not negatively affect all the flea parameters studied, with an increase in the abundance and prevalence of fleas being observed only in part of the disturbed sampling points (AP2, YPWU3 and YPNU1). All this indicates that the vegetation formations that these areas can present, allow the formation of burrows and shelters that the larvae of these fleas occupy, which is a key stage in the life cycle of these arthropods. These results contribute to the suggestion of practices in pine plantations, such as maintaining a developed undergrowth or vegetation extracts within these monocultures, as a strategy to increase and establish a suitable habitat for both native species and parasites.

Keywords: disturbance, parasites, rodents.

INTRODUCCIÓN

Las perturbaciones son cambios en las condiciones ambientales que provocan modificaciones drásticas en un ecosistema, alterando la estructura física y la composición de los elementos bióticos y abióticos (Dale *et al.*, 2001). El impacto de la perturbación puede ocurrir de manera natural o antropogénica. Respecto a estas últimas, se ha podido observar de manera constante que las diversas actividades humanas han ocasionado impactos en los ecosistemas, como por ejemplo a través de los eventos de sustitución de bosque nativo por plantaciones forestales de especies exóticas. Esto ha provocado degradación y pérdida de bosques naturales (Roth *et al.*, 1994; Otavo & Echeverría, 2017), reducciones en las densidades de las poblaciones y mayor riesgo de extinción de especies (Forman & Godron, 1986).

Estas actividades humanas que producen una alteración en el hábitat y como consecuencia, pérdida de la biodiversidad, también pueden producir un impacto sobre las comunidades de parásitos (Lafferty & Kuris, 2005). Sin embargo, el efecto de las perturbaciones ha sido estudiado principalmente en organismos de vida libre y pocos estudios (*e.g.* Veloso-Frías *et al.*, 2019) se han centrado en el efecto de las perturbaciones de las comunidades de parásitos, siendo esto último importante debido a la posibilidad de que se produzca un aumento en el riesgo de transmisión de enfermedades ya conocidas y/o el surgimiento de nuevas (Puen-González, 2013).

Chile posee una amplia superficie de su territorio destinada a plantaciones forestales, cubriendo casi 2,5 millones de hectáreas, lo que equivale al 3,2% del total del territorio nacional (Cortes, 2017). Inmersas en estas plantaciones, existen miles de hectáreas de bosque nativo, la mayoría presente como remanentes dispersos y asociados a quebradas (Cortes, 2017). Este escenario ha cambiado la disponibilidad del espacio a ser colonizado, del hábitat y/o medio físico (Vega-Sepúlveda, 2016), como también a la posibilidad de intercambio genético entre las poblaciones debido a la fragmentación del hábitat (Forman & Godron, 1986). Debido a lo expuesto anteriormente, es que el estudio del efecto de las perturbaciones en parásitos en un país que presenta amplias superficies destinadas a la deforestación es de vital importancia, ya que permitirá conocer si existe cambio en la estructura de sus comunidades asociado al grado de perturbación del ambiente. Además, los parásitos nos pueden proporcionar información sobre la presencia de estresores ambientales, interacciones tróficas y biodiversidad (Marcogliese, 2004).

Impacto de las perturbaciones antropogénicas sobre los parásitos

Los parásitos son un grupo de organismos altamente diverso que han desarrollado diferentes estrategias para infectar a sus hospederos (Pérez-Ponce de León & García-Prieto, 2001). Esta relación parásito-hospedero es una asociación trófica obligada entre individuos de diferentes especies, en la cual el parásito obtiene su alimento desde un organismo vivo (hospedero) (Cortes, 2017). El ciclo de vida de los parásitos puede ser clasificado como directo cuando

el parásito no requiere un hospedero intermediario y, por lo tanto, alcanza su madurez sexual y produce descendencia en un solo hospedero adecuado para colonizar. Estos parásitos, al presentar un ciclo de vida directo, dependen en gran medida de la densidad de la población de hospedadores, ya que los hospedadores abundantes aumentan la probabilidad de que un parásito encuentre un ambiente adecuado para sobrevivir (Alfieri & Anderson, 2019). Por otro lado, se encuentran los parásitos con ciclo de vida indirecto, que involucran uno o más hospederos intermediarios para realizar los cambios morfológicos y fisiológicos necesarios para completar su ciclo (Alfieri & Anderson, 2019).

Como se expuso en el párrafo anterior, los parásitos dependen de su hospedador en alguna o todas las fases de su desarrollo, por lo tanto, una disminución en la densidad del hospedador por debajo del umbral de transmisión puede causar la extinción de los parásitos (Roberts *et al.*, 2002). Este umbral mínimo está determinado por varios factores que incluyen las tasas de transmisión del parásito y las tasas de reproducción y mortalidad del hospedador y del parásito (Roberts *et al.*, 2002). Incluso se ha estimado que la tasa de extinción conjunta (co-extinción) de estos parásitos puede ser hasta diez veces mayor que la tasa de extinción de sus hospedadores y, por lo tanto, los parásitos pueden estar en riesgo de extinción antes que sus hospedadores (Dunn *et al.*, 2009).

Las perturbaciones antrópicas producen cambios en las densidades de los hospedadores, estrés y cambios en la condición corporal. A partir de ello, existe evidencia que indica que estas perturbaciones producen un aumento de los parásitos en sus hospedadores debido al estrés como consecuencia del aumento de la competencia intra e interespecífica generado por la reducción de recursos disponibles (Kiene *et al.*, 2020). Sumado a esto, el estrés provoca una disminución en la capacidad del hospedador para defenderse contra los parásitos, produciendo un aumento de estos (Lafferty & Kuris, 1999). Por otro lado, el tamaño y la condición corporal del hospedador también pueden verse perjudicadas por las perturbaciones, lo que a su vez afecta la disponibilidad de recursos para los parásitos (Van Der Mescht *et al.*, 2013; Sánchez *et al.*, 2018).

Por otra parte, una mayor exposición a etapas de parásitos infecciosos en hábitats alterados y contactos sociales más frecuentes en poblaciones hacinadas podría fomentar aún más el parasitismo en fragmentos (Kiene *et al.*, 2020). Sin embargo, también existe evidencia de un efecto opuesto (Veloso-Frías *et al.*, 2019), es decir, menor prevalencia y diversidad de parásitos en ambientes alterados (Merriam & Taylor, 1996; Vandergast & Roderick, 2003; Bush *et al.*, 2013; Renwick & Lambin, 2013; Bolívar-Cimé *et al.*, 2018; Martínez-Mota *et al.*, 2018; Resasco *et al.*, 2019). Se ha reportado que un tipo de perturbación antropogénica, como la fragmentación, es una de las causas de esta disminución de parásitos debido a los factores abióticos como la temperatura, la humedad, la radiación ultravioleta y la velocidad del aire que difieren entre el borde del bosque y el interior del bosque (Kiene *et al.*, 2020). Esto, puede desafiar y reducir la reproducción y el desarrollo exitoso de los ectoparásitos y aumentar la mortalidad de adultos, particularmente en aquellos parásitos temporales con etapas de

desarrollo fuera del hospedador (Kiene *et al.*, 2020). Esta evidencia contradictoria, sugiere que nuestra comprensión de las consecuencias de las alteraciones en el hábitat y los efectos en las interacciones hospedador-parásito es todavía muy limitada (Kiene *et al.*, 2020).

Efecto de la perturbación en roedores y pulgas

Los efectos de las perturbaciones causadas por el ser humano sobre el hábitat de los roedores presentes en los bosques pueden ser edáficas, florísticas, faunísticas, químicas y sanitarias (Villafañe *et al.*, 1977). Así, el cambio en la composición y abundancia de la vegetación que rodea a los roedores afecta directamente su abundancia (Cimé-Pool *et al.*, 2010; Bolger *et al.*, 1997). En regiones frías, los micromamíferos, particularmente aquellos roedores de la familia Cricetidae, construyen nidos elaborados como madrigueras y forman agrupaciones sociales durante el invierno, hecho que se refleja en cambios estacionales de los patrones de distribución espacial (Bozinovic & Merritt, 1991). La conservación de calor y humedad en las madrigueras y entre los individuos agrupados es de suma importancia, ya que confiere una ventaja energética vía la reducción de los costos metabólicos de termorregulación (Bozinovic *et al.*, 1988). De esta forma la diversidad de los roedores varía según las características del hábitat y dependerá del nivel de perturbación (Friggens & Beier, 2010).

Por otro lado, se ha observado que los paisajes que presentan algún nivel de perturbación disminuyen la heterogeneidad ambiental; sin embargo, un estudio de Muñoz-Pedrerros *et al.* (2010) habla acerca de la relevancia de la heterogeneidad en ensamblajes de micromamíferos en una matriz de plantaciones de *Pinus radiata*. Lo que resulta en un mayor número de microhábitats disponibles, mientras que las áreas forestales no perturbadas generalmente tienden a ser más productivas y homogéneas (Vera y Conde & Rocha, 2006). Por otra parte, en ambientes naturales la presencia de roedores depende de la madurez del bosque. Por ejemplo, en bosques secundarios los micromamíferos tienen mayor riqueza y diversidad que en bosques maduros, esto explicado porque las estructuras forestales con desarrollo de sotobosque favorecen un alto grado de segregación de hábitats, aumentando la diversidad local (Fonseca, 1989). Por lo tanto, el efecto de las perturbaciones en los roedores es dependiente del grado de esta y características específicas del hábitat en donde se encuentren, lo que a su vez puede impactar en los parásitos que estos roedores portan, como las pulgas (Siphonaptera).

Los roedores suelen ser un buen modelo de estudio para investigar el efecto de las perturbaciones en la fauna parasitaria, debido a que sus poblaciones son abundantes (Cimé-Pool *et al.*, 2010) y cumplen diferentes roles en enfermedades transmisibles, debido a que portan una gran diversidad de ectoparásitos, como las pulgas que actúan como vectores (Peña-Oyarce, 2009). Asimismo, pueden ser buenos indicadores ecológicos, debido a que los cambios en su abundancia y diversidad pueden reflejar también modificaciones en el hábitat (Cimé-Pool *et al.*, 2010).

Los efectos de las perturbaciones sobre las pulgas no están claros, sin embargo, si se considera que estas presentan asociaciones temporales con su hospedero, condición que afecta su ciclo de vida, sobrevivencia y reproducción (Pulido-Villamarín *et al.*, 2016) y que dependen en gran medida de las condiciones ambientales (Maaz *et al.*, 2018), cambios en el hábitat y en el hospedador, producto de las perturbaciones, podrían producir efectos en las poblaciones y comunidades de pulgas (Alfieri & Anderson, 2019; Maaz *et al.*, 2018). Por ejemplo, el efecto general de la perturbación antropogénica es una disminución de la riqueza y diversidad de roedores, lo que conduce a una disminución de la riqueza y diversidad de pulgas (Friggens & Beier, 2010). También cambios asociados con la humedad y temperatura en las madrigueras pueden producir aumentos de mortalidad en larvas y huevos de las pulgas (Pulido-Villamarín *et al.*, 2016).

Justificación del estudio

Como en otras regiones del mundo, los bosques templados de nuestro país han sido deforestados y muy fragmentados (Donoso *et al.*, 2003). Un entorno conocido y antropológicamente impactado es el Bosque Costero Maulino, que ha sido reemplazado por plantaciones de *Pinus radiata* que suelen estar asociadas a bajas cantidades de materia orgánica y humedad del suelo, las cuales son causadas por una baja absorción y un mayor consumo de agua, ya que los suelos en estas regiones son más secos que los del bosque nativo (Huber *et al.*, 2008; Hofstede *et al.*, 2002; Fahey & Jackson, 1997). El Bosque Costero Maulino es un tipo de bosque templado endémico de la zona central, ubicado en la Cordillera de la Costa y distribuido entre los 35 ° y 37 ° de latitud sur (Bustamante *et al.*, 2005). Está en el límite norte de la zona austral húmeda y en el límite sur de una zona caracterizada por su verano seco, por lo que tiene una alta diversidad de especies y se considera un sitio de gran importancia biológica. En esta área se han conservado dos grandes bosques nativos: la Reserva Nacional Los Queules y la Reserva Nacional Los Ruiles (CONAF).

Dado que la alteración del hábitat, como la que ha ocurrido en el bosque Costero Maulino puede afectar los patrones de prevalencia, diversidad y abundancia de parásitos (Gillespie & Chapman, 2006, 2008; Gillespie *et al.*, 2005; Zommers *et al.*, 2013), estudiar estos ambientes perturbados es una oportunidad para comprender el efecto que tienen sobre las pulgas en el ámbito antropogénico. El estudio realizado por Veloso-Frias *et al.* (2019) proporciona evidencia sobre el efecto de las perturbaciones, particularmente la sustitución de bosques nativos por plantaciones de pinos en ácaros parásitos, cuyo impacto es dependiente de la especie de parásito estudiada.

Para estudiar el efecto de las perturbaciones sobre las comunidades de pulgas, se escoge al roedor *Abrothrix olivacea* como modelo de estudio, quien destaca por ser un mamífero con una de las distribuciones más extensas en Chile; que se encuentra en una amplia variedad de ambientes, siendo activo durante la noche y el crepúsculo (Mann, 1978). Destaca por ser hospedador de una gran diversidad de pulgas (Peña-Oyarce, 2009). Esta especie, además, es capaz de

adaptarse y responder con frecuencia a los cambios en la estructura de su hábitat y es lo suficientemente móvil como para dispersarse a sitios adecuados, asociados a la adquisición de recursos, evitar depredación y competencia producidas en un ambiente perturbado (García *et al.*, 2013; Monteverde & Hodara, 2017). Así, ocuparán en primer lugar los hábitats más favorables o de mayor calidad de una manera eficiente (Monteverde & Hodara, 2017). El éxito de localizar hábitats favorables dependerá de una estrategia óptima de búsqueda, del grado de percepción de hábitats cualitativamente óptimos y de los costos de la dispersión (configuración espacial de los hábitats, distancia entre ellos, o riesgo de depredación en la dispersión) (Monteverde & Hodara, 2017).

Con los antecedentes expuestos anteriormente, que los hábitats perturbados presentan alteraciones en la humedad y temperatura, además de influir en la abundancia, condición corporal y en la estructura poblacional (proporción de sexos de los roedores) de los hospedadores, este estudio postula que:

HIPÓTESIS

La perturbación antrópica producida por la sustitución de bosque nativo por plantaciones de pino produce un impacto negativo en la diversidad, abundancia y prevalencia de las pulgas presentes en *Abrothrix olivacea*, donde la intensidad del impacto está directamente relacionada con la intensidad de la perturbación.

Predicciones

Existirá una mayor diversidad, abundancia y prevalencia de pulgas en ambientes con menor grado de perturbación.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto de hábitats con distinto grado de perturbación y características del hospedero (densidad, condición corporal y sexo), en las comunidades de parásitos (diversidad, abundancia y prevalencia).

Objetivos específicos:

1. Estimar la diversidad, abundancia y prevalencia de pulgas obtenidas de *A. olivacea* desde distintos tipos de hábitat.
2. Estimar la densidad y describir la población de los roedores en los distintos tipos de hábitat.
3. Evaluar la asociación del tipo de hábitat, estación, densidad, condición corporal y sexo de los hospedadores con la diversidad, abundancia y prevalencia de las pulgas.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Para el estudio se utilizaron pulgas obtenidas desde roedores capturados en el Bosque Costero Maulino (Fig.1), específicamente en la Reserva Nacional los Queules ($35^{\circ} 59' 119''\text{S}$, $72^{\circ} 41' 15''\text{O}$) e intervenciones forestales aledañas.

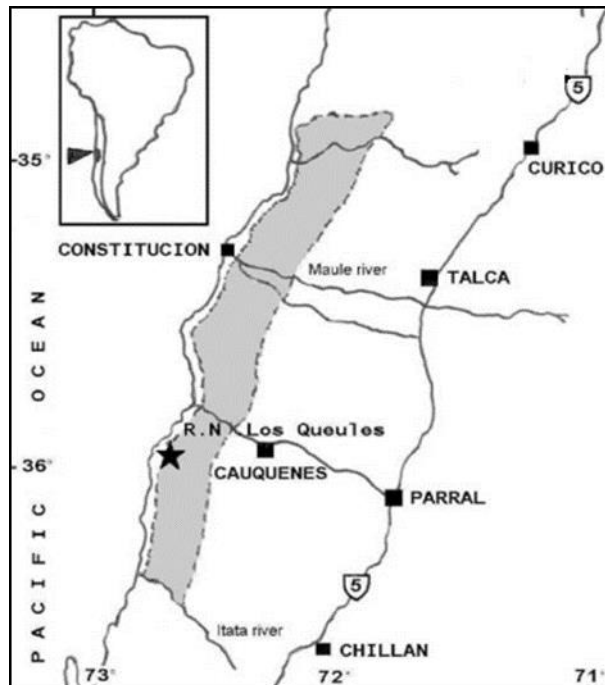


Figura 1. Mapa de la zona central de Chile que muestra en gris la ubicación del Bosque Costero Maulino y con una estrella la Reserva Nacional Los Queules (RNLQ). Tomado de Donoso *et al.* (2003).

Las intervenciones forestales aledañas representaran tres tipos distintos de hábitats:

- Plantación de pino (*Pinus radiata*) adulto (AP).
- Plantación de pino juvenil (*P. radiata*) con abundante sotobosque (YPWU).
- Plantación de pino juvenil (*P. radiata*) con escaso sotobosque (YPNU).

Trabajo de campo

Para cada tipo de hábitat se seleccionaron tres puntos de muestreo, es decir, 12 en total (Fig. 2 y 3), los cuales fueron muestreados por 4 días consecutivos cada uno. Los muestreos se realizaron 4 veces al año, una vez por cada estación. En cada sitio se establecieron grillas de 60x90 metros, formando un cuadrículado, con 10m entre cada línea (Fig. 4). Todos los puntos de intersección se marcaron con flagging tape biodegradable.

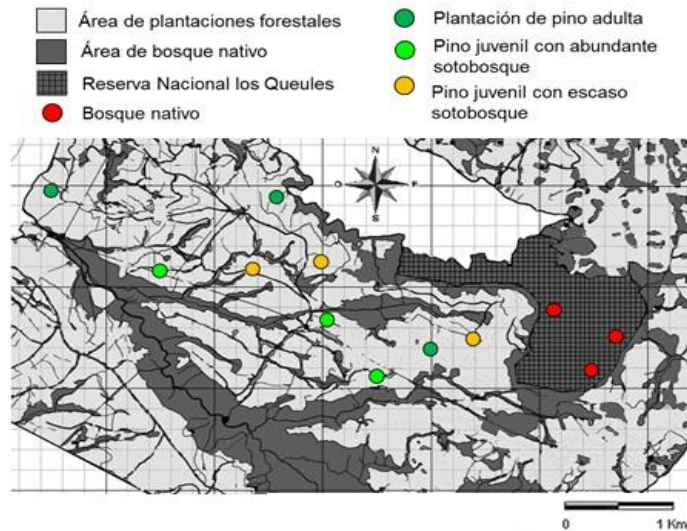


Figura 2. Mapa de los cuatro sitios de muestreo en el Bosque Costero Maulino. Círculos rojos representan las zonas con bosque nativo (NF), círculos verdes oscuro representan la zona con Plantaciones de pino adulto (AP), círculos verdes claro representan las zonas con Plantación de pino juvenil con abundante sotobosque (YPWU) y círculos amarillos representa las zonas con Plantación de pino juvenil con escaso sotobosque (YPNU).

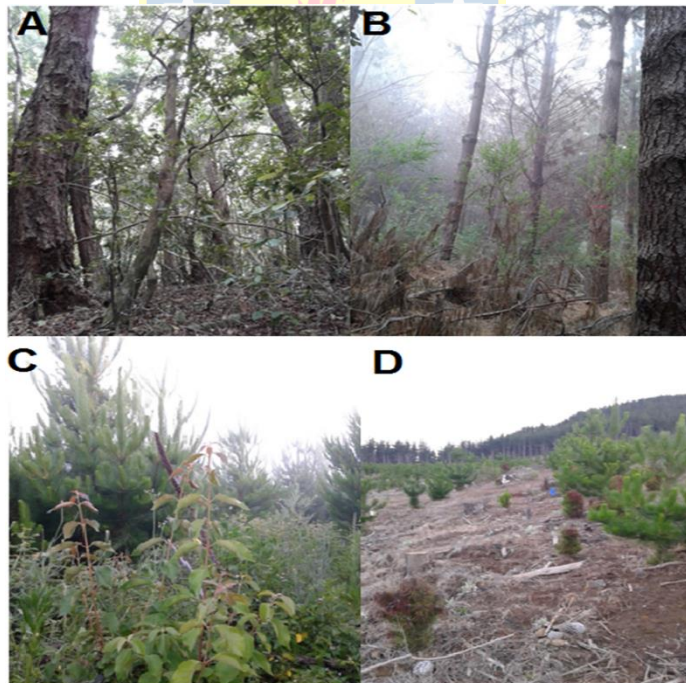


Figura 3. Tipos de hábitats muestreados. A: Bosque nativo (NF) (Reserva Nacional Los Queules), B: Plantación de pino adulto (AP), C: Plantación de pino juvenil con abundante sotobosque (YPWU) y D: Plantación de pino juvenil con escaso sotobosque (YPNU).

Captura y manejo de roedores

Para la obtención de las muestras se siguieron los procedimientos entregados por Veloso-Frias *et al.* (2019). Los roedores fueron capturados con trampas de captura viva tipo Sherman, las que se ubicaron en cada punto de intersección marcado en las grillas (Figura 4), sumando en total 70 trampas/noche por hábitat. Las trampas se activaron y cebaron al atardecer con avena machacada (Jiménez *et al.*, 1992), permaneciendo abiertas en el periodo de mayor actividad de estos roedores, los que poseen hábitos nocturnos y crepusculares (Iriarte, 2008), siendo revisadas a la mañana siguiente. Aquellas trampas que se encontraban cerradas fueron trasladadas a un lugar abierto para su revisión.

Los roedores fueron extraídos de las trampas y puestos en bolsas, dentro de las cuales se depositaba un algodón con 0,4 ml de Isoflurano introducido en un pasador metálico esférico para té. Se esperó hasta que los individuos se encontraran anestesiados, para verificar aquello se pellizcaban los dedos del pie, en busca de la pérdida del reflejo de retirada, lo que indica una profundidad adecuada de anestesia (Consortio PREDICT Una Salud, 2010). Posteriormente se les colocó un crotal enumerado en su oreja derecha, con el objetivo de descartar del muestreo las recapturas en los días posteriores y además para calcular la densidad poblacional. Además, fueron pesados con un dinamómetro, medidos con un pie de metro (longitud de cabeza más cuerpo) y sexados. La condición corporal fue determinada con la fórmula de "Fulton" (condición corporal = $[\text{peso}(\text{gr})/(\text{Largo total}(\text{cm}))^3]$). La extracción de pulgas fue realizada una vez que los roedores estuvieron anestesiados: se sacaron de la bolsa, se revisaron con pinzas y posteriormente se les peinó con un cepillo de cerdas finas, todo lo anterior sobre una hoja blanca y sujetándolos por el pliegue de la nuca. Los ectoparásitos fueron colocados en tubos con alcohol de 70°, almacenadas y transportadas al laboratorio. Como medidas de bioseguridad se utilizó calzado firme, guantes de látex, buzo desechable, respirador para partículas pequeñas. Las trampas luego de su uso fueron lavadas con solución de hipoclorito.

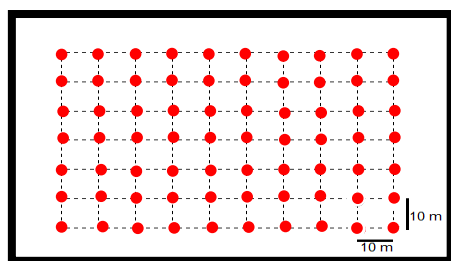


Figura 4. Disposición de trampas tipo Sherman (rojo) en grilla utilizada para la captura de los roedores en cada tipo de hábitat.

Montaje e identificación de las pulgas

Para el montaje de pulgas en preparaciones permanentes, se siguió el procedimiento propuesto por Dittmar de la Cruz (<https://fleasoftheworld.byu.edu>). Una vez montadas, las pulgas fueron identificadas siguiendo las claves de Hopkins & Rothschild (1956, 1962, 1966), Smit (1987), Schramm (1987), Beaucournu, Torres Mura & Gallardo (1988), Beaucournu & Gallardo (1988), Beaucournu & Kelt (1990), Sánchez *et al.* (2012) y Sánchez & Lareschi (2014).

Densidad de roedores

La densidad de hospedadores fue estimada previamente por cuadrícula dentro de una temporada, siguiendo el segundo método de Schnabel (1938):

$$N = \frac{\sum t_i \times M_i}{\sum r_i}$$

Dónde: N es el número estimado de roedores en el área estudiada, t_i es el número de roedores capturados en la noche i , M_i es el número de roedores marcados al inicio de la noche i , y r_i es el número de roedores recapturados en la noche i .

Análisis de datos

Pulgas: Se calculó la prevalencia de pulgas (Prev%: ratones infectados dividido en la cantidad de ratones totales) y se determinaron los intervalos de confianza (IC) del 95% mediante el método Clopper-Pearson. También, se determinó la abundancia (número de pulgas colectadas dividido en la cantidad de ratones totales) con su respectivo intervalo de confianza (IC). Estos análisis se realizaron primeramente considerando cada especie de pulga por tipo de hábitat y luego, para el total de pulgas recolectadas por cada punto de muestreo (grilla) en cada tipo de hábitat utilizando el software Quantitative Parasitology 3.0 QP (Reiczigel *et al.* 2019). La diversidad de pulgas se estimó utilizando el índice de Shannon-Wiener [H' ; contempla la cantidad de especies presentes en los sitios de estudio (riqueza de especie), y la abundancia relativa de las especies]. Este índice fue calculado a través de software Microsoft Excel.

Roedores: Para cada grilla se calculó un promedio de la condición corporal del hospedador. Para evaluar el efecto del sexo, en cada grilla se categorizó el sexo del hospedador donde 1) representa mayor número de hembras, 2) representa mayor número de machos y 3) representa el mismo número de machos y hembras.

Asociación de variables: Se evaluó la asociación del conjunto de las variables utilizando un modelo lineal generalizado (GLM), la cual permitió determinar la relación (pendiente) para cada variable respuesta (diversidad, abundancia y

prevalencia de pulgas) y una o más variables predictoras (tipo de hábitat, estación, densidad, condición corporal y sexo). También, permitió determinar la significancia de las relaciones (valor-p). Se consideró estadísticamente significativo un valor de P inferior o igual a 0,05.

RESULTADOS

De un total de 504 roedores muestreados (NF= 19, AP= 53, YPWU= 320, YPNU=112), se recolectaron 560 pulgas (NF=16, AP= 72, YPWU= 386, YPNU= 86). Fueron identificadas 11 especies de pulgas, 5 especies en NF, 8 en AP, 9 en YPWU y 7 en YPNU. La especie de pulga con mayor número de ejemplares recolectados y mayor prevalencia fue *Tetrapsyllus tantillus* [N= 306, P%= 35 (intervalo de confianza [IC]: 0,298-0,405)], la que estuvo solo ausente en NF. *Tetrapsyllus rhombus* (N=39), *Sphinctopsylla ares* (N= 62) y *Neotyphloceras* sp. (N= 24) estuvieron presentes en los cuatro tipos de hábitats. Mientras que tres especies solo fueron colectadas en un tipo de hábitat: *Tetrapsyllus corfidii* (N= 3) en YPWU, *Ctenoparia jordani* (N= 2) en NF y *Plocopsylla* sp. (N= 1) en AP (Tabla 1).

Tabla 2. Diversidad, Prevalencia y abundancia de pulgas por grilla en cada tipo de hábitat.

Tipo de hábitat	Estación	Cuadrante/ Grilla	Total roedores muestreados	Roedores infectados	H'	P	AM
Bosque nativo	Otoño	NF1	2	1	1	0,5	0,5
		NF2	3	3	1,039	1	1,33
		NF3	2	0	0	0	0
	Invierno	NF1	2	0	0	0	0
		NF2	5	2	0,41	0,4	1,4
		NF3	2	1	3	0,5	1,5
	Verano	NF1	1	0	0	0	0
		NF2	1	0	0	0	0
		NF3	0	0	0	0	0
Pino adulto	Otoño	AP1	4	1	2	0,25	0,5
		AP2	16	10	1,66	0,62	1,31
		AP3	3	0	0	0	0
	Invierno	AP1	3	0	0	0	0
		AP2	9	4	1,32	0,44	0,88
		AP3	1	1	1	1	1
Primavera	AP1	0	0	0	0	0	
	AP2	3	2	0,41	0,66	2,33	

		AP3	0	0	0	0	0	
	Verano	AP1	1	0	0	0	0	
		AP2	5	4	0,867	0,8	3,6	
		AP3	1	1	1	1	1	
Pino juvenil con abundante sotobosque	Otoño	YPWU1	26	10	1,558	0,38	0,65	
		YPWU2	47	22	1,426	0,46	0,7	
		YPWU3	26	6	1,494	0,23	0,3	
	Invierno	YPWU1	19	8	1,836	0,42	0,84	
		YPWU2	16	6	1,676	0,37	0,56	
		YPWU3	15	6	1,526	0,4	1,06	
	Primavera	YPWU1	23	14	1,263	0,61	1,61	
		YPWU2	29	19	0,75	0,65	1,65	
		YPWU3	23	17	0,634	0,74	2,65	
	Verano	YPWU1	42	23	1,028	0,54	1,16	
		YPWU2	39	20	0,692	0,51	1,64	
		YPWU3	8	6	0,76	0,75	2,25	
	Pino juvenil con escaso sotobosque	Otoño	YPNU1	9	2	0,636	0,22	0,33
			YPNU2	13	3	0,693	0,23	0,31
			YPNU3	13	4	1,273	0,3	0,69
Invierno		YPNU1	1	1	0,636	1	3	
		YPNU2	5	1	1	0,2	0,2	
		YPNU3	6	3	1,386	0,5	0,66	
Primavera		YPNU1	2	1	0,95	0,5	2,5	
		YPNU2	7	3	0,683	0,42	1,28	
		YPNU3	9	1	1	0,11	0,11	
Verano		YPNU1	15	11	1,425	0,73	1,13	
		YPNU2	23	9	0,897	0,39	0,82	
		YPNU3	4	0	0	0	0	

En pino adulto, solo el punto de muestreo AP3 en otoño presentó el valor de condición corporal de los roedores más alto (0,116) que en los otros sitios. Por otro lado, los sitios AP y YPNU presentaron mayor número de hembras que de machos, mientras que en YPWU se encontró la mayor número de machos (Tabla 3).

Tabla 3. Condición corporal y sexo de los roedores por grilla en cada tipo de hábitat.

Tipo de hábitat	Estación	Cuadrante/Grilla	Condición corporal roedor	Sexo roedor
Bosque nativo	Otoño	NF1	0,073	2
		NF2	0,082	1
		NF3	0,064	1
	Invierno	NF1	0,074	3
		NF2	0,063	1
		NF3	0,079	3
	Verano	NF1	0,072	1
		NF2	0,054	1
		NF3	0	0
Pino adulto	Otoño	AP1	0,063	1
		AP2	0,07	1
		AP3	0,116	1
	Invierno	AP1	0,054	1
		AP2	0,058	1
		AP3	0,066	2
	Primavera	AP1	0	0
		AP2	0,067	1
		AP3	0	0
	Verano	AP1	0,06	1
		AP2	0,06	1
		AP3	0,088	2
Pino juvenil con abundante sotobosque	Otoño	YPWU1	0,08	3
		YPWU2	0,083	1
		YPWU3	0,075	1
	Invierno	YPWU1	0,057	2
		YPWU2	0,059	2
		YPWU3	0,062	1
	Primavera	YPWU1	0,058	2
		YPWU2	0,06	2
		YPWU3	0,059	1
	Verano	YPWU1	0,076	2

		YPWU2	0,067	2
		YPWU3	0,068	2
Pino juvenil con escaso sotobosque	Otoño	YPNU1	0,084	1
		YPNU2	0,075	1
		YPNU3	0,076	1
	Invierno	YPNU1	0,047	1
		YPNU2	0,058	1
		YPNU3	0,065	1
	Primavera	YPNU1	0,06	3
		YPNU2	0,067	2
		YPNU3	0,066	1
	Verano	YPNU1	0,07	2
		YPNU2	0,062	1
		YPNU3	0,078	3

El análisis de GLM indica que el modelo full, que incluye todas las variables predictoras, explica en un 56,3% la varianza de la diversidad, en un 68,1% la varianza de la abundancia y en un 56,3% a la prevalencia. La diversidad de pulgas estuvo explicada en un 6,4% por el modelo IV y en un 7,2 por el modelo V; la prevalencia en un 5,5% por el modelo II, en un 32,9% por el modelo III y en un 4,5 por el modelo V. Para la abundancia ningún modelo presentó valores significativos (Tabla 4).

Tabla 4. Varianza explicada por modelo producida por un factor determinado que influye de manera significativa o no significativa en los parámetros en estudio.

Modelo		Varianza explicada	Pr(> t)
	diversidad~estacion+grilla+densidad+cc+se		
I	xo	0,5631234	0,9934
II	diversidad~estacion	0,2368606	0,4500
III	diversidad~grilla	0,1841929	0,231
IV	diversidad~densidad	0,06479991	0,044 *
V	diversidad~cc	0,07214934	0,0346 *
VI	diversidad~sexo	0,2145933	0,993
	abundancia~estacion+grilla+densidad+cc+s		
I	exo	0,6813147	0,9951
II	abundancia~estacion	0,1176699	0,773
III	abundancia~grilla	0,4564717	0,0644
IV	abundancia~densidad	0,01075851	0,397
V	abundancia~cc	0,004356266	0,570
VI	abundancia~sexo	0,1592329	0,993

I	prevalencia~estacion+grilla+densidad+cc+s exo	0,5632261	0,9928
II	prevalencia~estación	0,05582462	0,000578 *
III	prevalencia~grilla	0,3295061	0,00733 * 1,32e-07 ***
IV	prevalencia~densidad	0,0121784	
V	prevalencia~cc	0,0459904	0,00103 **
VI	prevalencia~sexo	0,2923324	0,994

Pr(>|t|) : Valor de significancia representado con *

La estación de verano fue el único factor que se asoció negativa y significativamente con la diversidad de pulgas (E=-1,09289; P=0,0122). En cambio, solo en un punto de muestreo en el hábitat AP mostró asociación positiva con la abundancia y prevalencia de pulgas (E=2,478; P=0,0287 y E=2,076; P=0,0391, respectivamente) (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados de modelo lineal generalizado (GLM) que predijo la asociación de los factores sobre las pulgas.

Factores	Diversidad		Abundancia		Prevalencia	
	Estimado	Pr(> t)	Estimado	Pr(> t)	Estimado	Pr(> t)
(Intercept)	-17,19894	0,9934	-2,051	0,9951	-2,031	0,9928
Estaciono	-0,01318	0,9734	-1,083	0,8362	2,313	0,6277
Estaciónp	-0,72672	0,0503	4,01	0,2317	5,133	0,8797
Estaciónv	-1,09289	0,0122 *	1,797	0,6392	-1,545	0,6808
GrillaAP2	0,48936	0,3984	2,478	0,0287 *	2,076	0,0391*
GrillaAP3	-0,84704	0,3357	1,488	0,2524	1,798	0,1132
GrillaNF1	-1,53342	0,0994	1,7	0,9991	4,185	0,7213
GrillaNF2	-0,36836	0,6213	1,771	0,1262	1,816	0,0773
GrillaNF3	0,12897	0,8543	1,639	0,1957	1,097	0,3430
GrillaYPWU1	-0,34406	0,6315	1,592	0,2011	1,189	0,2803
GrillaYPWU2	-0,52349	0,4900	1,728	0,1815	1,219	0,2826
GrillaYPWU3	-0,08089	0,9125	2,235	0,0650	1,701	0,1187
GrillaYPNU1	0,01955	0,9745	2,126	0,0630	1,817	0,0733
GrillaYPNU2	-0,10347	0,8718	1,271	0,2843	1,116	0,2886
GrillaYPNU3	0,15031	0,8088	8,192	0,5084	1,114	0,2976
Densidad	0,01063	0,3287	-3,748	0,7759	3,036	0,9979
Condición corporal	6,4918	0,7124	-1,538	0,4316	-1,136	0,4971
Sexo 1	16,60222	0,9936	1,961	0,9953	1,846	0,9934
Sexo 2	17,67827	0,9932	1,997	0,9952	1,927	0,9931
Sexo 3	17,24027	0,9934	1,988	0,9952	1,857	0,9934

Pr(>|t|) : Valor de significancia representado con *

A partir de los resultados del último modelo, se exploró para determinar si existían asociaciones significativas entre la ubicación de las grillas con la diversidad, abundancia y prevalencia de pulgas. Se encontró que no hubo un factor significativo para la diversidad de pulgas. Para la abundancia y prevalencia se encontró que el punto de muestreo en el hábitat AP2 (P=0,0180, P=0,02976), YPWU3 (P=0,0321 y P=0,04499) y YPNU1 (P=0,0255, P=0,03188) fueron significativos asociándose positivamente con estos parámetros.

Tabla 6. Predicción del factor grilla sobre la diversidad, abundancia y prevalencia de pulgas.

Factor	Diversidad		Abundancia		Prevalencia	
	Estimado	Pr(> t)	Estimado	Pr(> t)	Estimado	Pr(> t)
GrillaAP2	7,55E-01	0,281	2,7875	0,0180 *	2,3106	0,02976 *
GrillaAP3	-5,50E-14	1,000	1,3863	0,2622	2,0794	0,05148
GrillaNF1	-4,06E-01	0,683	0,2877	0,8527	0,9808	0,41505
GrillaNF2	-3,46E-02	0,969	1,9851	0,1026	2,0104	0,06502
GrillaNF3	6,93E-01	0,352	1,3863	0,2773	0,9808	0,41505
GrillaYPWU1	1,05E+00	0,123	2,1424	0,0711	2,0541	0,05455
GrillaYPWU2	8,21E-01	0,237	2,2083	0,0624	2,0744	0,05208
GrillaYPWU3	7,92E-01	0,256	2,5273	0,0321 *	2,1377	0,04499 *
GrillaYPNU1	6,01E-01	0,402	2,6333	0,0255 *	2,2824	0,03188 *
GrillaYPNU2	4,93E-01	0,500	1,6525	0,173	1,6014	0,14164
GrillaYPNU3	6,04E-01	0,399	1,0716	0,401	1,292	0,24664

Pr(>|t|) : Valor de significancia representado con *

DISCUSIÓN

A partir de la información y evaluación de los resultados de este estudio, no se encontró sustento para lo propuesto en la hipótesis, ya que la sustitución de bosque nativo no afectó negativamente a todos los parámetros estudiados de las pulgas observándose un aumento en la abundancia y prevalencia de pulgas solo en parte de los sitios perturbados (AP2, YPWU3 y YPNU1). A través del análisis de los puntos de muestreos por tipo de hábitat, se encontró que solo en los tres puntos de muestreos presentes en el tipo de hábitat mencionado anteriormente fueron un factor significativo que influyó positivamente en la prevalencia y abundancia de pulgas, demostrando que las comunidades de pulgas aumentaron significativamente a medida que la perturbación aumenta (Tabla 6). Como se indica en un estudio de Friggens & Beier (2010), esto se debe a que la prevalencia y abundancia de pulgas está íntimamente ligado con la presencia y abundancia de sus hospedadores, el cual ha aumentado abruptamente su abundancia en plantaciones de pinos juveniles influenciado por el crecimiento de la cobertura de vegetación arbustiva (Barceló *et al.*, 2021). Algo similar encontraron Iriarte *et al.*, (1989), quienes observaron que el patrón de uso del hábitat también está asociado a la cobertura arbustiva, por lo que cuando estas plantaciones forestales cuentan con un sotobosque abundante y diverso en plantas, muchos animales pueden no reconocer las discontinuidades entre vegetación nativa y matriz de plantaciones (Fischer & Lindenmayer, 2007). Además, los ecosistemas de plantaciones comparten algunas condiciones ambientales con los bosques nativos originales, como sombra producida por los árboles, hojarasca y algo de cobertura de sotobosque (Becerra & Simonetti, 2020), por lo que este efecto compensatorio de la matriz de plantaciones forestales puede favorecer a roedores generalistas como *A. olivacea* (Vergara *et al.*, 2014).

La perturbación puede favorecer a las especies parasitas generalistas, debido a su tendencia a alimentarse de una variedad de taxones (Friggens & Beier, 2010). Por esta razón, es que parásitos, como las pulgas que destacan por tener un mayor éxito en la co-invasión (Núñez & Cisterna, 1991) y que están presentes en el ratón oliváceo han aumentado sus parámetros comunitarios en ambientes que son estructuralmente más complejos (Muñoz-Pedreros *et al.*, 2010).

Debido a que las especies de pulgas no pueden completar su ciclo de vida sin asociarse con un hospedador, a través de los roedores estas se relacionan total o parcialmente con el medio externo (Marshall, 1981), donde una sección de los resultados tuvo que ser conducida a nivel de especie de pulga y así estos revelan en qué tipo de hábitat hubo mayor prevalencia y abundancia de cada una de ellas. Es así como los resultados de este estudio mostraron un cambio en la composición de especies de pulgas entre los distintos tipos de hábitats, por ejemplo, *T. tantillus*, fue la especie más común (n=250), con mayor prevalencia y abundancia en un ambiente con alto grado de perturbación antrópica (YPWU),

pero ausente en hábitat nativo (NF). También hubo especies exclusivas de los distintos hábitats como *T. corfidii* presente solo en YPWU, *Ctenoparia jordani* en NF y *Plocopsylla* sp. en AP (Tabla 1). Esto podría ser explicado debido a que el proceso de desforestación puede llegar afectar la composición y la diversidad de las especies (Chaudhary *et al.*, 2016) provocando que la introducción a un nuevo hábitat pueda conducir a un cambio en la prevalencia de parásitos (Dunn, 2009).

Los miembros del género *Tetrapsyllus* parasitan principalmente a roedores de la familia Cricetidae, aunque se han registrado algunas especies sobre roedores caviomorfos (López-Berrizbeitia *et al.*, 2019). La presencia de esta especie principalmente en plantaciones que presentan abundante sotobosque se puede deber a las formaciones vegetaciones que puede presentar esta área, permitiendo la formación de madrigueras y refugios que ocupan las larvas de estas pulgas (Pulido-Villamarín *et al.*, 2016). Esto probablemente se deba al hecho de que los sotobosques suelen presentar una radiación solar más baja y temperaturas más reguladas (Zhao *et al.*, 2014). Sin embargo, este hallazgo no es consistente con los niveles más bajos de abundancia y prevalencia de pulgas en NF, donde la radiación solar y la temperatura generalmente permanecen constantes. También, el registro de una mayor densidad de *A. olivacea* en este sitio, puede favorecer al estado adulto de las pulgas que solo emergen de sus puparios hasta que detectan que el hospedador ha ingresado a su nido (Pulido-Villamarín *et al.*, 2016). Es por ello, que también una mayor densidad de hospedadores favorece al incremento de pulgas en estos sitios. Por otro lado, otras especies de pulgas colectadas, pero con menor prevalencia y abundancia, son, *T. amplus* registrada solo en NF y YPWU, *Ctenoparia jordani* registrada solo en NF y *Plocopsylla* sp. en AP. Según un estudio realizado por Beaucournu, Moreno & González-Acuña (2014), estos últimos indicarían un parasitismo accidental entre hospedadores de la misma familia en los sitios donde se registraron.

Según las predicciones de los modelos, la diversidad de pulgas fue explicada por los factores densidad y condición corporal, donde existen hallazgos en que el aumento de la densidad de roedores es un factor que a menudo está relacionado con el aumento de parásitos (Mendoza *et al.*, 2020), mientras que el tipo de hábitat explicó la abundancia. Por otra parte, la estación, tipo de hábitat y condición corporal influyeron en la prevalencia de las pulgas, por lo que los individuos con menor condición corporal tuvieron mayor prevalencia de pulgas. Existe evidencia de que la dinámica de los parásitos puede verse regulada a través del sistema inmunológico de los hospedadores (Fantozzi, 2019). Esta vulnerabilidad del hospedador que son dependientes o sensibles al estrés puede ser un mecanismo por el que las pulgas ejercen un control en sus hospedadores, ya que cuando sus hospedadores tienden a estar estresados debido a los factores presentados anteriormente en este estudio, presentando una condición corporal deteriorada, aumenta la exposición a estos parásitos. Como consecuencia, una condición deteriorada puede predisponer a los hospedadores a enfermedades parasitarias,

debido a que los hospedadores en peores condiciones estarían menos preparados para ofrecer una resistencia y/o tolerancia a las pulgas (Fantozzi, 2019). Por otro lado, al analizar los factores por separado, en el verano la diversidad de las pulgas disminuyó. Por el contrario, en un punto de muestreo en AP2 (Tabla 5), se encontró mayor abundancia y prevalencia de pulgas; esto se debe a que los hospedadores de las pulgas pueden persistir en este ambiente dinámico el cual por su estructura le puede permitir cruzar fronteras entre paisajes (Barceló *et al.*, 2021). De hecho, el ratón oliváceo se desplaza con mayor frecuencia de bosque nativo o plantaciones a plantaciones de pinos jóvenes cuando hay un alto nivel de vegetación arbustiva (Barceló & Simonetti, 2020).

CONCLUSIÓN

Como se ha mencionado anteriormente, varios estudios han evidenciado que las perturbaciones antrópicas afectan a los parásitos en roedores. Sin embargo, en este estudio, se evidenció que tres de los puntos de muestreo por tipo de hábitat fueron un factor que influyó positivamente en los parámetros comunitarios de las pulgas, los que correspondieron a hábitat que presentaron un grado de perturbación, lo que proporciona una evidencia de que las pulgas están íntimamente ligado con la presencia y abundancia de sus hospedadores quienes aumentan abruptamente su presencia en estos hábitats por la presencia de sotobosque. Por otra parte, la prevalencia y abundancia de pulgas fue mayor en plantaciones de pino juvenil con abundante sotobosque, lo que indica que las formaciones vegetaciones que puede presentar esta área, le permite la formación de madrigueras y refugios que ocupan las larvas de estas pulgas, el cual es un estadio clave en el ciclo de vida de estos artrópodos. Otro tipo de factores con gran relevancia para el estudio de las pulgas fueron la densidad y condición corporal de los hospedadores quienes al presentar una condición corporal deteriorada favorecerá a la presencia de pulgas.

Estos resultados contribuyen a que se sugieran prácticas en las plantaciones de pino, como mantener un sotobosque desarrollado o extractos de vegetación dentro de estos monocultivos, como una estrategia para aumentar y establecer un hábitat adecuado tanto para las especies nativas como para los parásitos. Estas interacciones que se establecen entre parásito-hospedador en plantaciones forestales son importantes para futuros estudios, ya que pueden alterar las enfermedades zoonóticas transmitidas por artrópodos que son de importancia para el ser humano.

LITERATURA CITADA

- Alfieri, J. M., & Anderson, T. K. (2019). Life-cycle mediated effects of urbanization on parasite communities in the estuarine fish, *Fundulus heteroclitus*. PLOS ONE, 14(12), e0225896.
- Barceló, M., & Simonetti, J.A. (2020). Rewilding clearcuts: shrub vegetation as a facilitator of movement of a forest specialist. Eur. J. Wildl. Res, 66, 1–4.
- Barceló, M., Rubio, A. V., & Simonetti, J. A. (2021). Enhancing habitat quality for small mammals at young pine plantations after clearcutting. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy, 32(1), 37-40.
- Beaucournu, J.C., Moreno, L., & González-Acuña, D. (2014). Fleas (Insecta Siphonaptera) of Chile: a review. Zootaxa 3900(2), 151-203.
- Becerra, P., & Simonetti, J. (2020). Native and exotic plant species diversity in forest fragments and forestry plantations of a coastal landscape of central Chile. BOSQUE, 41(2), 125-136.
- Bolger, D. T., Alberts, A. C., Sauvajot, R. M., Potenza, P., McCalvin, C., Tran, D., Mazzone, S., & Soulé, M. E. (1997). Response of rodent to habitat fragmentation in coastal southern California. Ecological applications, 7(2), 552-563.
- Bolívar-Cimé, B., Cuxim-Koyoc, A., Reyes-Novelo, E., Morales-Malacara, J. B., Laborde, J., & Flores-Peredo, R. (2018). Habitat fragmentation and the prevalence of parasites (Diptera, Streblidae) on three Phyllostomid bat species. Biotropica, 50, 90–97.
- Bozinovic, F., & Merritt, J. (1991). Conducta, estructura y función de micromamíferos en ambientes estacionales: mecanismos compensatorios. Revista Chilena de Historia Natural, 64, 19-28.
- Bozinovic, F., Rosenmann, M., & Veloso, C. (1988). Termorregulación conductual en *Phyllotis darwini* (Rodentia: Cricetidae): efecto de la temperatura ambiente, uso de nidos y agrupamiento social sobre el gasto de energía. Revista Chilena de Historia Natural, 61, 81-86.
- Bush, S. E., Reed, M., & Maher, S. (2013). Impact of forest size on parasite biodiversity: Implications for conservation of hosts and parasites. Biodiversity and Conservation, 22(6-7), 1391–1404.
- Bustamante, R. O., Simonetti, J. A., Grez, A. A., & San Martín, J. (2005). La fragmentación y dinámica de regeneración del bosque Maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. C. Smith-Ramírez, J. Armesto, C. Valdovinos

(eds.). En: Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile Editorial Universitaria, Santiago. (pp. 555-564).

Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L. P., & Hellweg, S. (2016). Impact of forest management on species richness: global meta-analysis and economic trade-offs. *Scientific Reports*, 6, 23954.

Cimé-Pool, J. A., Hernández-Betancourt, S. F., Barrientos, R. C., & Castro-Luna, A. A. (2010). Diversidad de Pequeños Roedores en una selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México. *Therya*, 1(1), 23-39.

Consortio PREDICT Una Salud 2010. Protocolo: Métodos de Muestreo de Murciélagos y Roedores. <http://www.vetmed.ucdavis.edu/ohi/predict/publications.cfm>

Cortes, V. A. (2017). Efectos de la densidad poblacional de aves paseriformes sobre la carga ectoparasitaria en remanentes de bosque maulino. Tesis de Medicina Veterinaria. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Chile. (69 pp).

Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, C. L., Luego, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, F., Swanson, F. J., Stocks, B. J., & Wotton, B. M. (2001). Climate Change and Forest Disturbances. *BioScience*, 51(9), 723.

Dittmar de la Cruz, K. Flea Mounting Procedures [En Línea]. The College of life Sciences. <https://fleasoftheworld.byu.edu/Systematics/MountingTechniques.aspx>.

Donoso, D. S., Greza, A. A., & Simonetti, J. A. (2003). Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds. *Biological Conservation*, 115, 63–70.

Dunn, R. R., Harris, N. C., Colwell, R. K., Koh, L. P., & Sodhi, N. S. (2009). The sixth mass coextinction: are most endangered species parasites and mutualists?. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1670), 3037–3045.

Fahey, B., & Jackson, R. (1997). Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agricultural and Forest Meteorology*, 84(1), 69–82.

Fantozzi, M.C. (2019). Dinámica de Infección en roedores silvestres: Influencia de la condición a nivel individual y poblacional. Tesis doctoral de medicina veterinaria. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Litoral. (pp. 14-3).

Fischer, J., & Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat

- fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265-280.
- Friggens, M. M., & Beier, P. (2010). Anthropogenic disturbance and the risk of flea-borne disease transmission. *Oecologia*, 164(3), 809–820.
- Fonseca, G. A. B. (1989). Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia*, 6(3), 381-422.
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons. New York. USA.
- Garcia, K. P., Ortiz Zapata, J. C., Aguayo, M., & D'Elia, G. (2013). Assessing rodent community responses in disturbed environments of the Chilean Patagonia. *Mammalia*, 77(2), 195-204.
- Gillespie, T. R., Chapman, C. A., & Greiner, E. C. (2005). Effects of logging on gastrointestinal parasite infections and infection risk in African primates. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 699–707.
- Gillespie, T. R., & Chapman, C. A. (2006). Prediction of Parasite Infection Dynamics in Primate Metapopulations Based on Attributes of Forest Fragmentation. *Conservation Biology*, 20(2), 441–448.
- Gillespie, T. R., & Chapman, C. A. (2008). Forest fragmentation, the decline of an endangered primate, and changes in host-parasite interactions relative to an unfragmented forest. *American Journal of Primatology*, 70(3), 222–230.
- Giorgi, M. S., Arlettaz, R., Christe, P., & Vogel, P. (2001). The energetic grooming costs imposed by a parasitic mite (*Spinturnix myoti*) upon its bat host (*Myotis myotis*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268(1480), 2071–2075.
- Huber, A., Iroumé, A. & Bathurst, J. (2008). Effect of *Pinus radiata* plantation on water balance in Chile. *Hydrological Processes*, 22 (1), 142-148.
- Hofstede, R. G. M., Groenendijk, J. P., Coppus, R., Fehse, J. C., & Sevink, J. (2002). Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development*, 22(2), 159–167.
- Iriarte, J.A., Contreras, L.C., & Jaksic, F.M. (1989). A long-term study of a small-mammal assemblage in the central Chilean matorral. *Journal of Mammalogy*, 70, 79-87.
- Iriarte, A. (2008). *Mamíferos de Chile*. Lynx Edicions. Barcelona, España. (420 pp).

Jiménez, J. E., Feinsinger, P., & Jaksić, F. M. (1992). Spatiotemporal patterns of an irruption and decline of small mammals in northcentral Chile. *Journal of Mammalogy*, 73(2), 356-364.

Kiene, F., Andriatsitohaina, B., Ramsay, M. S., Rakotondramanana, H., Rakotondravony, R., Radespiel, U., & Strube, C. (2020). Forest edges affect ectoparasite infestation patterns of small mammalian hosts in fragmented forests in Madagascar. *International Journal for Parasitology*, 50(4), 299-313.

Lafferty, K. D., & Kuris, A. M. (2005). Parasitism and environmental disturbances. *In* F. Thomas, F. Renaud, J.F. Guégan (eds.). *Parasitism and ecosystems*. Oxford University Press, New York, USA. (pp. 113-123).

Law, B. S., & Dickman, C. R. (1998). The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*, 7, 323-333.

Linardi, P.M., & Krasnov, B. R. (2013). Patterns of diversity and abundance of fleas and mites in the Neotropics: host-related, parasite-related and environment-related factors. *Medical and Veterinary Entomology*, 27, 49-5.

López-Berrizbeitia, M. F., Hastriter, M.W., Barquez, R.M., & Díaz, M.M. (2019). Fleas of the genus *Tetrapsyllus* (Siphonaptera:Rhopalopsyllidae) associated with rodents from Northwestern Argentina. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*. (pp 80-89).

Marshall, A.G. (1981). *The ecology of ectoparasitic insects*. New York, Academic Press. (pp. 459).

Mallott, E. K., Zeng, Y., Gillespie, T. R., Amato, K. R., Lafferty, K. D., & Kuris, A. M. (1999). How environmental stress affect the impacts of parasites. *American society of Limnology and Oceanography*, 44(3-2), 925-931.

Mann, G. (1978). Los pequeños mamíferos de Chile (marsupiales, quirópteros, edentados y roedores). *Gayana Zoología*, 40, 1–342.

Marcogliese, D. (2004). Parasites: Small Players with Crucial Roles in the Ecological Theater. *EcoHealth*, 1, 151-164.

Martínez-Mota, R., Pozo-Montuy, G., Bonilla Sánchez, Y. M., & Gillespie, T. R. (2018). Effects of anthropogenic stress on the presence of parasites in a threatened population of black howler monkeys (*Alouatta pigra*). *Therya*, 9, 161–169.

Maaz, D., Krücken, J., Blümke, J., Richter, D., McKay-Demeler, J., & Matuschka, F. R. (2018). Factores asociados con la diversidad, cantidad y potencial

zoonótico de ectoparásitos en ratones y topillos urbanos. PLOS ONE, 13(6), e0199385.

Mendoza, H., Rubio, A.V., García-Peña, G.E., Suzán, G., & Simonetti, J.A. (2020). Does land-use change increase the abundance of zoonotic reservoirs? Rodents say yes. European Journal of Wildlife Research, 66(1), 6

Merriam, G., & Taylor, P. D. (1996). Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. Landscape Ecology, 11, 181–189.

Monteverde, M. J., & Hodara, K. (2017). Movimientos de roedores intra- e inter-ambiente y riesgo de exposición al Hantavirus “Andes” en Patagonia norte, Argentina. Ecología Austral, 27, 279-289.

Muñoz-Pedrerros, A., Fletcher, S., Yáñez, J., & Sánchez, P. (2010). Diversidad de micromamíferos en tres ambientes de la Reserva Nacional Lago Peñuelas, Región de Valparaíso, Chile. Gayana (Concepción), 74(1), 1-11.

Núñez, S.F., Cisterna, L.P. (1991). Roedores domésticos I. Caracterización morfológica conductual y sanitaria. Universidad de Chile. URL: https://web.uchile.cl/vignette/monografiasveterinaria/monografiasveterinaria.uchile.cl/CDA/mon_vet_seccion/0,1419,SCID%253D18032%2526ISID%253D433,0,0.html

Otavo, S., & Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. Revista Mexicana de Biodiversidad, 88(4), 924–935.

Pérez-Ponce de León, G., & García-Prieto, L. (2001). Los parásitos en el contexto de la biodiversidad y la conservación. Biodiversity, 34, 11-15.

Peña-Oyarce, L. A. (2009). Análisis de la presencia de parasitosis zoonóticas en roedores que cohabitan con la población humana en diferentes sectores de las comunas de Valdivia y San José de la Mariquina. Tesis de Medicina Veterinaria. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile. (46 pp).

Puen-González, J. E. (2013). Parásitos gastrointestinales del Huemul (*Hippocamelus bisulcus*) en ambientes con y sin presencia de ganado doméstico en un gradiente latitudinal. Tesis de medicina veterinaria. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile. (26 pp).

Pulido-Villamarín, A., Castañeda-Salazar, R., Ibarra-Ávila, H., Gómez-Méndez, L. D., & Barbosa-Buitrago, A. M. (2016). Microscopía y Principales Características Morfológicas de Algunos Ectoparásitos de Interés Veterinario. Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú, 7(1), 91-113.

Renwick, A. R., & Lambin, X. (2013). Host-parasite interactions in a fragmented

landscape. *International Journal for Parasitology*, 43(1), 27–35.

Resasco, J., Bitters, M. E., Cunningham, S. A., Jones, H. I., McKenzie, V. J., & Davies, K. F. (2019). Experimental habitat fragmentation disrupts nematode infections in Australian skinks. *Ecology*. (pp. 1-7).

Roberts, M. G., Dobson, A. P., Arneberg, P., De Leo, G. A., Krecek, R. C., Manfredi, M. T., Lanfranchi, P., & Zaffaroni, E. (2002). Parasite community ecology and biodiversity. *In* P.J. Hudson, A. Rizzoli, B.T. Grenfell, H. Heesterbeek, A.P. Dobson (eds.). *The Ecology of Wildlife Diseases*. Oxford University Press, New York, USA. (pp. 63-82).

Roth, D. S., Perfectoan, D., & Rathcke, B. (1994). The effects of management systems on ground foraging ant diversity in Costa Rica. *Ecological Applications*, 4(3), 423-436.

Rubio, A. V., & Simonetti, J. A. (2011). Lizard assemblages in a fragmented landscape of central Chile. *European Journal of Wildlife Research*, 57, 195-199.

Sánchez, C. A., Becker, D. J., Teitelbaum, C. S., Barriga, P., Brown, L. M., Majewska, A. A., Hall, R. J., & Altizer, S. (2018). On the relationship between body condition and parasite infection in wildlife: a review and meta-analysis. *Ecology Letters*, 21(12), 1869–1884.

Schnabel, Z. E. (1938). The Estimation of Total Fish Population of a Lake. *Mathematical Association of America*, 45(6), 348-352.

Simonetti, J. A., Grez, A. A., & Estades, C. F. (2013). Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27(5), 1117–1121.

Van Der Mescht, L., Le Roux, P. C., & Matthee, S. (2013). Remnant fragments within an agricultural matrix enhance conditions for a rodent host and its fleas. *Parasitology*, 140(3), 368–377.

Vandergast, A. G., & Roderick, G. K. (2003). Mermithid parasitism of Hawaiian *Tetragnatha* spiders in a fragmented landscape. *Journal of Invertebrate Pathology*, 84(2), 128–136.

Vega-Sepúlveda, J. C. (2016). Efectos de perturbaciones naturales en ecosistemas marinos: eventos oceánicos extremos en formaciones coralinas del caribe colombiano. Centro de estudios en Ciencias del mar-CECIMAR. Tesis de Magister en Ciencias. Universidad nacional de Colombia. (76 pp).

Veloso-Frías, J., Silva-De La Fuente, M. C., Victor Rubio, A., Moreno, L., González-Acuña, D., Simonetti, J. A., & Landaeta-Aqueveque, C. (2019). Variation

in the prevalence and abundance of mites parasitizing *Abrothrix olivacea* (Rodentia) in the native forest and *Pinus radiata* plantations in central Chile. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 30(2), 107–111.

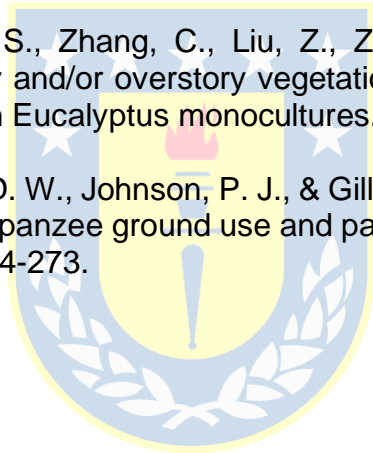
Vera y Conde, C. F., & Rocha, C. F. D. (2006). Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic rainforest area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(4), 983-990.

Vergara, P.M, Rivera-Hutinel, A., Farias, A.A., Cofré, H., Samaniego, H., & Hahn, I.J. (2014). ¿Cómo responden los animales del bosque a las perturbaciones antropogénicas?. *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*. Universidad Austral de Chile, (pp. 235-254).

Villafañe, G., Kravetz, F. O., Donadio, O., Perich, R., Knecher, L., Torres, M. P., & Fernández, N. (1977). Dinámica de las comunidades de roedores en agroecosistemas pamasicos. *Medicina (Buenos Aires)*, 37(3), 128-140.

Zhao, J., Zhao, J., Wan, S., Zhang, C., Liu, Z., Zhou, L., & Fu, S. (2014). Contributions of understory and/or overstory vegetations to soil microbial PLFA and nematode diversities in *Eucalyptus* monocultures. *PloS one*, 9(1), 1-8.

Zommers, Z., Macdonald, D. W., Johnson, P. J., & Gillespie, T. R. (2013). Impact of human activities on chimpanzee ground use and parasitism (*Pan troglodytes*). *Conservation Letters*, 6, 264-273.



ANEXO

Tabla 1. Prevalencia (intervalo de confianza del 95%) y abundancia media de cada especie de pulga por tipo de hábitat.

Especie de pulga		Tipo de hábitat			
		NF	AP	YPWU	YPNU
<i>Tetrapysyllus tantillus</i>	N	-	19	250	37
	P% [IC95%]	-	15,1 [0,067-0,276]	35 [0,298-0,405]	20,5 [0,135-0,292]
	AM [IC95%]	-	0,358 [0,142-0,736]	0,781 [0,631-1,01]	0,33 [0,205-0,486]
<i>Tetrapysyllus rhombus</i>	N	6	11	14	8
	P% [IC95%]	10,5 [0,013-0,331]	17 [0,081-0,298]	4,1 [0,022-0,068]	5,4 [0,020-0,113]
	AM [IC95%]	0,316 [0-0,947]	0,208 [0,0943-0,358]	0,0438 [0,0219-0,071]	0,0714 [0,0267-0,143]
<i>Tetrapysyllus amplus</i>	N	1	-	1	-
	P% [IC95%]	5,3 [0,001- 0,260]	-	0,3 [0-0,017]	-
	AM [IC95%]	0,052 [0-0,158]	-	0,00312 [0-0,0093]	-
<i>Tetrapysyllus corfidii</i>	N	-	-	3	-
	P% [IC95%]	-	-	0,9 [0,002-0,027]	-
	AM [IC95%]	-	-	0,00938 [0-0,021]	-
<i>Ctenoparia inopinata</i>	N	-	14	30	7
	P% [IC95%]	-	13,2 [0,055-0,253]	8,4 [0,056-0,120]	5,4 [0,020-0,113]
	AM [IC95%]	-	0,264 [0,0943-0,509]	0,0938 [0,0625-0,141]	0,0625 [0,0179-0,125]

<i>Ctenoparia jordani</i>	N	2	-	-	-
	P% [IC95%]	10,5 [0,013-0,331]	-	-	-
	AM [IC95%]	0,105 [0-0,263]	-	-	-
<i>Sphinctopsylla ares</i>	N	6	19	27	10
	P% [IC95%]	21,1 [0,061-0,456]	22,6 [0,123-0,362]	7,2 [0,046-0,106]	7,1 [0,031-0,136]
	AM [IC95%]	0,316 [0,0526-0,789]	0,358 [0,17-0,608]	0,0844 [0,0531-0,128]	0,0893 [0,0357-0,17]
<i>Neotyphloceras crassispina</i>	N	-	4	28	8
	P% [IC95%]	-	7,5 [0,021-0,182]	7,5 [0,049-0,110]	7,1 [0,031-0,136]
	AM [IC95%]	-	0,0755 [0,0189-0,151]	0,0875 [0,0562-0,125]	0,0714 [0,0268-0,125]
<i>Neotyphloceras pardinasi</i>	N	-	1	17	12
	P% [IC95%]	-	1,9 [0,000-0,101]	5 [0,029-0,080]	9,8 [0,050-0,169]
	AM [IC95%]	-	0,0189 [0-0,056]	0,0531 [0,0312-0,081]	0,107 [0,0446-0,179]
<i>Neotyphloceras sp.</i>	N	1	3	16	4
	P% [IC95%]	5,3 [0,001- 0,260]	5,7 [0,012-0,157]	4,7 [0,026-0,076]	3,6 [0,010-0,089]
	AM [IC95%]	0,052 [0-0,158]	0,0566 [0-0,113]	0,05 [0,025-0,0781]	0,0357 [0,00893-0,071]

<i>Plocopsylla</i> sp.	N	-	1	-	-
	P% [IC95%]	-	1,9 [0,000-0,101]	-	-
	AM [IC95%]	-	0,0189 [0-0,0566]	-	-

NF: bosque nativo, AP: plantación de pino adulto, YPWU: plantación de pino juvenil con abundante sotobosque, YPNU: plantación de pino juvenil con escaso sotobosque, N: número total de especie por tipo de hábitat, P%: prevalencia y AM: abundancia.

