

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATOLICA DE CHILE  
FACULTAD DE AGRONOMIA E INGENIERIA FORESTAL  
DIRECCION DE INVESTIGACION Y POSTGRADO  
PROGRAMA DE POSTGRADO EN CIENCIAS DE LA AGRICULTURA  
MAGISTER EN RECURSOS NATURALES

**CONSECUENCIAS ECOLOGICAS DE LA FRAGMENTACION POR  
DESARROLLOS URBANOS SOBRE LOS PARCHES REMANENTES DE  
HABITATS NATURALES**

Tesis presentada como requisito para optar al grado de

*Magíster* en Recursos Naturales

por:

Ignacio Fernández Chicharro

Comité de Tesis  
Profesor Guía: Javier A. Simonetti.  
Profesores Informantes:  
Gloria Montenegro R.  
Horacio Gilabert P.

Octubre 2008  
Santiago-Chile

## INDICE

<b>INTRODUCCION.....</b>	<b>2</b>
Referencias.....	4
<b>CAPITULO 1. Los Cerros Islas de Santiago como hábitats de fauna.....</b>	<b>6</b>
Abstract.....	6
Introducción.....	7
Los Cerros Islas en el Plan Regulador Metropolitano de Santiago (PRMS).....	8
Metodología.....	9
Evaluación de Los Cerros Islas de Santiago.....	10
Capacidad potencial de los Cerros islas como refugios de fauna.....	12
Conclusiones.....	15
Resumen.....	16
Referencias.....	16
<b>CAPITULO 2. Effects of habitat fragmentation by urbanization on small mammal's assemblages of Central Chile.....</b>	<b>19</b>
Abstract.....	19
Introduction.....	20
Methods.....	21
Results .....	24
Discusion.....	28
Managment implications.....	30
Resumen.....	30
References.....	31
<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>36</b>

## INTRODUCCION

Existen diversos agentes naturales generadores de perturbación sobre los ecosistemas naturales, pero actualmente existe consenso de que el principal agente perturbador es el ser humano (Bustamante y Grez, 1995). Muchos ecosistemas están dominados directamente por el hombre, y no existe ningún ecosistema en la tierra que esté libre de la penetrante influencia antrópica (Vitousek, 1997). Se calcula que la urbanización, silvicultura, minería y apertura de claros para agricultura y ganadería, entre otros, han derivado en que alrededor de un tercio de los ecosistemas naturales se hayan perdido, generando importantes impactos sobre la biodiversidad (Lubchenco, 1998). Además, la magnitud de los impactos ecológicos por la pérdida de hábitats puede ser exacerbada por la disposición espacial de los parches remanentes (Fahring, 2003; Ewers y Didham, 2006).

Se denomina fragmentación del hábitat al proceso en el cual un área extensa y continua de hábitat es reducida y dividida en dos o más fragmentos (Primack *et al.*, 2001). Los procesos de fragmentación implican cuatro efectos en el paisaje: reducción de la cantidad de hábitat, aumento en el número de parches, disminución del tamaño de los parches y aumento del aislamiento de los parches (Fahrig, 2003). La destrucción y fragmentación de los hábitats naturales ha sido ampliamente reconocida como uno de los aspectos más importantes en el cambio de la biodiversidad global (Holt y Debinsky, 2003) y puede ser una de las mayores causas actuales de la extinción de especies (Tilman *et al.*, 1994; Kelt, 2000).

La fragmentación del hábitat constituye una de las formas más comunes de degradación del hábitat forestal en América Latina (Primack *et al.*, 2001) y Chile no es la excepción (Bustamante y Castor, 1998; Grez *et al.*, 2006). En Chile una de las zonas más afectadas por el cambio de uso de suelo ha sido la zona mediterránea (Diaz *et al.*, 2002), ya que por sus características climáticas concentra a más de dos tercios de la población del país (Rojas *et al.*, 2004). Este hecho ha provocado que grandes superficies de hábitats naturales hayan sido transformadas y fragmentados por el desarrollo de áreas urbanas (CONAMA, 2005), y los hábitats remanentes están siendo

fuertemente amenazados por las actuales tasas de expansión urbana (GORE-RM, 2002; Romero y Vázquez, 2005).

La pérdida y fragmentación de hábitats naturales producto de desarrollos urbanos puede tener enormes consecuencias sobre la vida silvestre, ya que resultan en cambios permanentes de los hábitats, que en su mayoría no soportan biodiversidad, y para los cuales existen pocas posibilidades de recuperación (Markovchick-Nicholls *et al.*, 2008).

Junto con la pérdida de biodiversidad, los procesos de urbanización generan una merma de los servicios ambientales que los hábitats naturales brindan a los seres humanos. En este sentido, la conservación de los fragmentos de vegetación remanentes puede ser una pieza clave para la calidad ambiental de las ciudades, al ofrecer servicios ambientales tales como purificación del aire, control de inundaciones, protección de acuíferos, y hábitat para especies de flora y fauna, entre otros (Romero *et al.*, 2001). Sin embargo, producto de la constante presión antropogénica y de la introducción de especies exóticas, los fragmentos remanentes entran en procesos de degradación, perdiendo especies de flora y fauna, y cambiando interacciones ecológicas (Soulé *et al.*, 1992), que finalmente se traducen en la inviabilidad de los remanentes para mantener a la biodiversidad natural, y con ello en la pérdida de los servicios ambientales que podrían brindar a las ciudades.

Por tanto, comprender los efectos que la fragmentación por desarrollos urbanos tiene sobre la biodiversidad de los parches remanentes, es de vital importancia para desarrollar planes de conservación que mitiguen los efectos adversos que la constante expansión urbana ha tenido sobre las comunidades nativas de la zona Central de Chile, y al mismo tiempo permitir que estos parches sean un aporte en términos de servicios ambientales para las ciudades.

Los principales objetivos de esta investigación son:

- Evaluar las cualidades de los fragmentos de hábitats nativos remanentes existentes en la ciudad de Santiago para mantener poblaciones de fauna.

- Establecer algunos de los factores ecológicos que podrían estar relacionados con los efectos de la fragmentación por urbanización sobre ensambles de micromamíferos nativos.

## Referencias

- Bustamante, R. y A.A. Grez. 1995. Fragmentación del bosque nativo: ¿En qué estamos? *Ambiente y Desarrollo* 20: 89-91.
- Bustamante, R.O. y C. Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruii (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1607-1626.
- CONAMA, 2005. Estrategia para la Conservación de la Biodiversidad en la Región Metropolitana de Santiago. CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). Santiago, Chile. 104 pp.
- Díaz, I.A., C. Sarmiento, L. Ulloa, R. Moreira, R. Navia, E. Véliz y C. Peña. 2002. Vertebrados terrestres de la Reserva Nacional Río Clarillo, Chile central: representatividad y conservación. *Revista Chilena de Historia natural* 75: 433-448.
- Ewers, R.M. y R.K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*. 81: 117-142.
- Fahring, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487-515.
- GORE-RM, 2002. Criterios de Ordenamiento Territorial Ambientalmente Sustentable para la Region Metropolitana de Santiago: Propuesta. GORE-RM (Gobierno Regional Región Metropolitana). Santiago, Chile. 43 pp.
- Grez, A.A., J.A. Simonetti y R.O. Bustamante. 2006. Prólogo. p. 13-15. En: Grez, A.A., J.A. Simonetti y R.O. Bustamante (eds.). *Biodiversidad en Ambientes Fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Holt, R.D. y D.M. Debinski. 2003. Reflections on landscape experiments and ecological theory: Tools for the study of habitat fragmentation. p. 201-223. En: Bradshaw GA. y PA. Marquet (eds.). *How Landscape Change*. Springer-Verlag. Berlin, Germany.

- Kelt, D.A. 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in Central Southern Chile. *Biological Conservation* 92: 345-358.
- Lubchenco J. 1998. Entering the century of the environment: a new social contract for science. *Science* 279: 491-497.
- Markovchick-Nicholls, L., H.M. Regan, D.H. Deutschman, A. Widyanata, B. Martin, L. Noreke y T. Ann Hunt. Relationships between Human Disturbance and Wildlife Land Use in Urban Habitat Fragments. *Conservation Biology* 22: 99-109.
- Primack R., R. Rozzi, P. Feinsinger y F. Massardo. 2001. Destrucción y degradación del hábitat. p. 183-223. En: R. Primak (ed.). *Fundamentos de Conservación Biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- Rojas, D.D., P.M. Arrué y G.C. Valencia. 2004. *Estadísticas del Medio Ambiente 1999-2003*. Instituto Nacional de Estadísticas (INE). Santiago, Chile. 381 pp.
- Romero, H. y A. Vásquez. Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *EURE* 31: 97-118.
- Romero, H., X. Toledo, F. Órdenes y A. Vásquez. Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas. *Ambiente y Desarrollo* 17: 45 - 51.
- Soulé, M.E., A.C. Alberts y D.T. Bolger. The Effects of Habitat Fragmentation on Chaparral Plants and Vertebrates. *Oikos* 63: 39-47.
- Tilman, D., R.M. May, C.L. Lehman y M.A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
- Vitousek, P.M., H.A. Money, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.

## **CAPITULO 1.**

### **LOS CERROS ISLAS DE SANTIAGO COMO HABITATS DE FAUNA**

Ignacio Fernández C.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal  
Pontificia Universidad Católica de Chile

#### **Abstract**

**Fernández I.C. 2008. Santiago's Island Hills as fauna habitats.** Conservation of native vegetation's fragments within the cities that have been isolated by urban development can generate diverse environmental services for the city and its inhabitants. The city of Santiago includes in its regulating plan the presence of remnants of native vegetation, denominated "Island Hills", which could play a key role in the solution of green areas and contamination problems that exist in the city. However the viability of these vegetation's fragments is linked to the presence of fauna, allowing that plant-animal ecological interactions maintain the ecological balance of the system. The objective of this work is to evaluate the potential of Island Hills to maintain fauna populations, which make viable these vegetation fragments in time, and therefore their environmental services. Analyzed factors were: fragment's area, arboreal cover and potential biological corridors. Results indicate that these systems have great potentials to maintain fauna populations, however the lack of an ecological urban planning cause that actually Island Hills lacks the conditions to maintain faunal populations needed to sustain their ecological balance, and therefore, threatening the potential environmental services that Island Hills could generate for the city.

**Key words:** environmental services, urbanization, island Hills, fragmentation, fauna, plant-animal interactions.

#### **Introducción**

Los procesos de urbanización constituyen uno de los la más drásticos e irreversibles agentes transformadores de los hábitats naturales, generando pérdida y fragmentación de hábitats, extinción de especies, y una consecuente pérdida de servicios ambientales

producto de la degradación de los sistemas naturales circundantes. En Chile, la zona más poblada y afectada por el cambio de uso de suelo para desarrollos urbanos corresponde a la “ecorregión del matorral”, ubicada en la zona mediterránea entre los 30 y 36° S (Díaz *et al.*, 2002). Dentro de la ecorregión del matorral se encuentra la región administrativa más densamente poblada de Chile (Región Metropolitana), con una población que supera los 6 millones de habitantes, que se espera alcance los 8 millones de habitantes para el 2030 y con una demanda por territorio estimada en 1200 hectáreas por año (GORE-RM, 2005). Esta fuerte demanda por nuevos territorios ha generado importantes impactos sobre valles y quebradas de alto valor ecológico. Así es como en los últimos 20 años, las cuencas del Arrayán, Macul-San Ramón y Chicureo, han perdido más de un 20% de sus hábitats naturales (Romero y Vasquez, 2005). Además producto de la compleja topografía de la ciudad de Santiago y sus alrededores, los procesos de urbanización han sido desarrollados primariamente en valles y cuencas de pendientes suaves, relegando a aquellos terrenos de mayores pendientes y difícil acceso. Como resultado, ha medida que la ciudad se ha expandido, varios parches de vegetación natural han sido fragmentados y quedado aislados por una matriz de infraestructura urbana, que los ha degradado y llevado a ser denominados con el nombre de “Cerros Islas”.

La presencia de los Cerros Islas puede proveer diversos servicios ambientales para las ciudades, tales como: protección de acuíferos, control de escurrimiento, regulación térmica, generación de aire limpio y reciclaje de aire contaminado (Romero *et al.*, 2001), además de servir como potencial refugio para una gran diversidad de especies de fauna nativa.

En vista de sus beneficios, los Cerros Islas han estado últimamente en el foco de las autoridades, ya que la recuperación de la vegetación en estos cerros, podría ayudar a mitigar la falta de áreas verdes existente en la ciudad y al mismo tiempo ayudar con los problemas de contaminación (CONAMA–GORE-RM, 2003). Sin embargo, un punto que se ha pasado por alto, es que la viabilidad de estos parches de vegetación, y por tanto de los servicios ambientales que prestan, está condicionada a la mantención de las interacciones ecológicas planta-animal que sustentan a estos sistemas, como por ejemplo: polinización (dispersión de gametos) por aves e insectos, frugivoría



(dispersión de embriones) por carnívoros y almacenamiento de semillas (siembra accidental) por roedores (Zamora et al, 2004; Jaksic & Marone, 2007). Por tanto la evaluación de los Cerros Islas como potenciales hábitats de fauna puede ser una pieza clave para la elaboración de planes de manejo que busquen recuperar la vegetación y servicios ambientales de estos remanentes. En este sentido, la presencia de fauna en los Cerros Islas estará relacionada con la cantidad y calidad de hábitat, cualidades que estarán dada por un conjunto de factores, entre los cuales se encuentran el área del fragmento (islas de mayor tamaño serán capaces de mantener un mayor número y diversidad de individuos), cobertura vegetal (relacionada con la disponibilidad de refugios y recursos) y existencia de corredores naturales que permitan el movimiento de organismos entre parches, y entre los parches y los hábitats naturales que rodean la ciudad.

### **Los Cerros Islas en el Plan Regulador Metropolitano de Santiago (PRMS)**

Los Cerros Islas fueron incluidos por primera vez en el Plan Regulador Metropolitano de Santiago del año 94, e incorporados al Sistema Metropolitano de Áreas Verdes y Recreación de la ciudad. En términos generales los Cerros Isla podrían definirse como “remanentes de hábitats naturales, restringidos a un cerro, y que se encuentran rodeados en su totalidad por una matriz antrópica”, sin embargo y debido a que la designación de los Cerros Islas se fundamenta en criterios urbanísticos más que ecológicos, algunos de los cerros incluidos en el PRMS no representan hábitats naturales (eg. Cerro Santa Lucía, Cerro Navia) y otros ni siquiera podrían considerarse como aislados (eg. parte del Cerro Manquehue ladera sur, parte del Cerro Punta Mocha), ya que forman parte de continuos de hábitats naturales que rodean la ciudad.

La normativa que rige a estos cerros (artículos 5.2.3.2 y 8.3.1.3 del PRMS) diferencia entre dos tipos de Cerros Islas:

- (1) Áreas de rehabilitación ecológica (ARE); Corresponde al territorio emplazado fuera de las áreas urbanizadas y urbanizables, que comprende las áreas de interés natural o paisajístico y/o que presentan vegetación y fauna silvestre, que constituyen un patrimonio natural o cultural que debe ser protegido o preservado. En ellos se podrá desarrollar planes de reforestación tendientes a su recuperación,

asimismo en estas áreas se permitirán además, los siguientes tipos de equipamiento: deportes y recreación; culto y cultura; esparcimiento y turismo destinados a zonas de pic-nic, piscinas, restaurantes.

- (2) Parques intercomunales (PI); son áreas verdes de uso público o privado que pueden acoger actividades recreacionales, deportivas, de culto, culturales, científicas, de esparcimiento y turismo al aire libre; su alcance trasciende de los límites comunales de dos o más comunas. Los usos antes mencionados deberán ser complementarios y compatibles y no podrán alterar su carácter de área verde, su valor paisajístico y/o su equilibrio ecológico.

Para ambas tipologías de cerros isla, la normativa vigente restringe el desarrollo de infraestructura a una superficie que no supere el 5% del uso de suelo y considera que los proyectos mantengan sin edificaciones las cimas y aseguren la conformación natural del cerro. Además en aquellos Cerros Islas catalogados como “áreas de rehabilitación ecológica” será condición para la aprobación de cualquier proyecto una reforestación obligatoria de una superficie equivalente a 20 veces la superficie construida y/o destinada a estacionamientos.

El objetivo de este artículo es evaluar la capacidad de los Cerros Islas incluidos en el Plan Regulador Metropolitano de Santiago para mantener poblaciones de fauna nativa que hagan viables a estos parches de vegetación en el tiempo, diferenciando entre aquellos cerros declarados como Áreas de Rehabilitación Ecológica y aquellos declarados como Parques Intercomunales. Los factores que se evalúan son: Área del parche, porcentaje de cobertura arbórea, distancia a posibles corredores biológicos y distancia al parche o área natural más cercana.

## **Metodología**

Utilizando como base el Plan Regulador Metropolitano de Santiago y los planes reguladores de las diferentes comunas del Gran Santiago, se realizó un catastro de todas las áreas declaradas como “Cerros Islas” existentes en la ciudad. Con esta información se procedió a seleccionar todos aquellos Cerros Islas que cumplieran con el criterio de encontrarse rodeados por hábitats alterados antrópicamente, y que no se

encontraran directamente conectados con áreas naturales. Utilizando imágenes satelitales y herramientas SIG se procedió a calcular el área, la distancia a potenciales corredores y la distancia al Cerro Isla o hábitat natural más cercano. Los potenciales corredores utilizados fueron: cauces fluviales, parques asociados a cauces fluviales, parques asociados a quebradas y áreas de interés silvo-agropecuario, todas ellas incluidas en el PRMS. La cobertura vegetal fue calculada mediante la interpretación de imágenes satelitales, y validada con los estudios de cobertura en terreno desarrollados por Fernández y Simonetti (ver capítulo 2).

### **Evaluación de Los Cerros Islas de Santiago**

En Santiago existen alrededor de 30 áreas catalogadas como Cerros Islas por los planes reguladores, sin embargo sólo 22 de éstos cumplen con el criterio de encontrarse aislado por una matriz antrópica. De éstos, 5 cerros se encuentran catalogados como Área de Rehabilitación Ecológica (ARE), y los 17 restantes están clasificados como Parques Intercomunales (PI), (Cuadro 1.1). Los cerros ARE están conformados por uno o un conjunto de cerros que forman una unidad física independiente, y el gran porcentaje de sus superficies corresponde a remanentes de hábitats naturales. Por su parte, sólo 10 de los 17 cerros PI son unidades independientes, ya que los otros 7 cerros forman parte de una unidad física mayor, que se encuentra urbanizada y/o que está contemplada para uso urbano. Respecto de la vegetación dominante en los cerros PI, 12 corresponden a remanentes de vegetación nativa, y 5 cerros han sido parcial o totalmente reforestados con especies exóticas, y por tanto han perdido su condición de hábitat natural (Cuadro 1.1).

#### *Área*

El área de los Cerros Islas de Santiago es heterogénea, variando desde sólo 2 hectáreas para el cerro Navia hasta 1280 hectáreas para el Cerro Chena, y totalizando 2832 hectáreas de hábitats protegidos (Cuadro 1.1). En promedio los cerros ARE son de mayor tamaño que los cerros PI (test de Z,  $p < 0.001$ ). Prueba de ello es que pese a que los cerros ARE representan sólo el 22.7% de los Cerros Islas existentes en la ciudad, el área de éstos da cuenta del 82.5% de la superficie actualmente declarada

como Cerros Islas. La superficie de los 5 cerros ARE varía desde 31 hectáreas para el Cerro Los Morros, hasta 1280 hectáreas para el Cerro Chena, sumando en total 2335 hectáreas de remanentes de hábitats naturales que por normativa deben ser protegidas o preservadas. La superficie de los cerros PI varía desde 2 hectáreas para el Cerro Navia, hasta 112 hectáreas para el Cerro Alvarado. Sólo 6 de los 17 cerros PI poseen una superficie mayor que el cerro ARE de menor tamaño (31 hectáreas), y 7 cerros no alcanzan a tener más de 8 hectáreas de superficie. En total los cerros PI suman 497 hectáreas, que pese a representar sólo el 17.5% de la superficie total de Cerros Islas, aportan una superficie importante de áreas verdes y posibles refugios de fauna dentro de la ciudad.

#### *Cobertura arbórea*

La cobertura arbórea (árboles y arbustos) varía sustancialmente entre los Cerros Islas de la ciudad, existiendo cerros con coberturas que van en el rango de 0-19%, hasta cerros con coberturas en el rango de 80-100% (Cuadro 1.1). Los cerros ARE presentan baja cobertura arbórea. Cuatro de estos cerros se encuentran en el rango más bajo de cobertura (0-19%), y el restante sólo alcanza el rango 20-39%, lo que es indicador del fuerte impacto que han sufrido estas áreas producto de las acciones humanas. Por su parte los cerros PI presentan una cobertura arbórea más diversa, existiendo representantes para cada uno de los rangos de cobertura establecidos. A diferencia de los cerros ARE, donde 4 de los 5 cerros presentan cobertura bajo el 20%, los cerros PI se caracterizan por presentar coberturas arbóreas en rangos mayores. De hecho en los cerros PI los rangos de cobertura más representados van en el orden de 20-39% y 40-59%, además 4 cerros presentan cobertura mayor a 60% y sólo 3 cerros presentan coberturas menores a 20%.

#### *Distancia a corredores biológicos*

La distancia existente entre los Cerros Islas y un potencial corredor biológico es un factor de suma importancia para evaluar las posibilidades que tienen los organismos de alcanzar dichos corredores. La distancia que separa a los Cerros Islas de los potenciales corredores, en general es baja. De los 22 Cerros Islas estudiados, 16 se

encuentran a menos de 100 metros de un potencial corredor biológico (Cuadro 1.1). La totalidad de los cerros declarados como ARE, se hallan contiguos (< 100 metros) a un posible corredor. De los 17 cerros PI, 11 están a menos de 100 metros de un posible corredor, 4 se encuentran a menos de 500 metros y sólo el Cerro Navia se encuentra separado por más de 700 metros de un posible corredor.

#### *Distancia efectiva al parche o área natural más cercana*

La distancia que debe recorrer un individuo para desplazarse desde un parche a otro, por los corredores biológicos, que denominaremos “distancia efectiva” (DE), puede ser un factor clave en la determinación de las especies capaces de utilizar los corredores, ya que producto del efecto borde, algunas especies pueden ser incapaces de realizar grandes desplazamientos. Esta distancia efectiva de separación entre poblaciones vía potenciales corredores biológicos varía desde menos de 100 metros para el Cerro Rinconada hasta más de 5 kilómetros para los cerros Renca y Navia (Cuadro 1.1). De los cerros ARE, dos poseen una DE de menos de 1000, siendo el Cerro Chena el con la menor DE, la que está en el rango de 100 a 200 metros. De los 11 cerros PI que se encuentran próximos (< 100 m.) a posibles corredores biológicos, 6 tienen una DE de menos de 1000 metros, y de éstos, 4 poseen una DE menor a 300 metros.

#### **Capacidad potencial de los Cerros Islas como refugios de fauna**

Pese al fuerte impacto antrópico que han sufrido los Cerros Islas, en la mayoría de ellos aún predomina la vegetación nativa, lo que podría dar pie a planes de recuperación que permitieran utilizar estas áreas como potenciales refugios para la fauna nativa, y al mismo tiempo brindar diversos servicios ambientales para la ciudad y sus habitantes.

El tamaño de los Cerros Islas es una característica clave a la hora de evaluar las especies que podrían beneficiarse de la recuperación de estos hábitats naturales, ya que el área del parche está directamente relacionada con la abundancia y riqueza de especies presentes (Soulé *et al.*, 1992; Bolger, 1997). En este sentido los cerros ARE, al ser de mayor tamaño, podrían albergar una mayor diversidad de especies que gran

**Cuadro 1.1.** Características de los 22 Cerros Islas evaluados. Donde OVP: Origen Vegetación Predominante (N: nativa; E: exótica); %cober: porcentaje cobertura arbórea; DCB: Distancia lineal al Corredor Biológico más cercano; DE: Distancia Efectiva al cerro isla o ambiente natural más cercano; NUM: Número de identificación en el mapa anexo.

Cerro Isla	Comuna	Tipología	OVP	Area (Ha)	% cober.	DCB (m.)	DE (m.)	NUM
Cerro Chena	San Bernardo/Calera de Tango	ARE	N	1280	0-19	< 100	100-199	1
Cerros de Renca	Renca/Quilicura	ARE	N	850	0-19	< 100	> 5000	2
Cerro Negro	San Bernardo	ARE	N	94	0-19	< 100	1100-1199	3
Cerro Lo Herrera	San Bernardo	ARE	N	80	20-39	< 100	1500-1599	4
Cerro Los Morros	San Bernardo	ARE	N	31	0-19	< 100	600-699	5
<b>Total Cerros ARE</b>				<b>2335</b>				
parte del Cerro Alvarado	Vitacura/LoBarnechea	PI	N	112	40-59	< 100	2300-399	6
parte del Cerro del Medio	Lo Barnechea	PI	N	81,5	60-79	< 100	1700-1799	7
Cerro La Ballena	Puente Alto	PI	N	54	20-39	< 100	2300-2399	8
parte del Cerro Dieciocho	Lo Barnechea	PI	N	48,5	40-59	< 100	100-199	9
parte del Cerro Calán	Las Condes	PI	N	42	20-39	**	400-499	10
Cerro Chequén	La Florida/Puente Alto	PI	N/E	36	40-59	< 100	200-299	11
Cerro Las Cabras	Puente Alto	PI	N	25	20-39	< 100	4300-4399	12
parte del Cerro Apoquindo	Las Condes	PI	N	24,5	20-39	300-399	800-899	13
Cerro Blanco	Recoleta	PI	N	18,5	0-19	**	400-499	14
Cerro Adasme	San Bernardo	PI	N	17	0-19	< 100	900-999	15
Cerro Hasbún	San Bernardo	PI	E	8	80-100	< 100	100-199	16
parte del Cerro Los Piques	Las Condes	PI	N	7	60-79	< 100	1400-1499	17
Cerro Santa Lucía	Santiago	PI	E	6,5	80-100	300-399	2800-2899	18
Cerro Rinconada	Huechuraba	PI	N	5,5	40-59	< 100	< 100	19
Cerro Jardín Alto	La Florida	PI	N	5	0-19	600-699	2200-2299	20
parte del cerro San Luis	Las Condes	PI	N/E	4	20-39	< 100	700-799	21
Cerro Navia	Cerro Navia	PI	E	2	20-39	1100-1199	> 5000	22
<b>Total Cerros PI</b>				<b>497</b>				
<b>Total Cerros Islas</b>				<b>2832</b>				

\*\*El corredor biológico más cercano se encuentra a mayor distancia que el cerro isla o ambiente natural más cercano.

parte de los cerros PI, sin embargo esto no implica que un número importante de cerros PI, principalmente aquellos de mayor tamaño, deban ser descartados como potenciales refugios de fauna, ya que un número significativo de micromamíferos, pequeños vertebrados, invertebrados y aves pueden verse beneficiados por la recuperación de estos cerros.

Gran parte de los Cerros Islas, y en especial los ARE, se han visto severamente afectados por el hombre, lo que ha repercutido en una merma considerable de su cobertura vegetal. En vista de ello, actualmente se están desarrollando planes de rehabilitación ecológica en cerros ARE mediante la reforestación con especies nativas, cuyo objetivo es reestablecer los servicios ambientales perdidos y preservar el componente flora y fauna (CONAF, 2006). Sin embargo, los planes que sólo se enfocan en recuperar el componente vegetal no aseguran la presencia de las especies de fauna necesarias para la mantención del equilibrio ecológico, lo que pondría en riesgo la efectividad de estos esfuerzos. De hecho los únicos estudios realizados en los Cerros Islas de Santiago demuestran que la buena calidad vegetal de los parches no implica la conservación de la fauna asociada. Los autores Fernández y Simonetti (ver capítulo 2 de esta tesis) en estudios realizados en los tres Cerros Islas de la comuna de Lo Barnechea, demostraron que pese a que estos cerros presentan una cobertura y riqueza vegetal similar a la de parches en zonas naturales, no son capaces de mantener poblaciones de roedores nativos. En otro estudio realizado en aves, Mella y Loutit (2007) dan cuenta que la diversidad de especies de aves nativas está positivamente relacionada con aquellos Cerros Islas con predominio de vegetación nativa, sin embargo sus resultados revelan la ausencia de aves de hábitos terrestres producto del aislamiento de los cerros. Si tomamos en cuenta que en conjunto estos estudios incluyen a los 5 cerros PI de mayor tamaño, pareciera ser que independiente del estado de la vegetación y del área de los cerros, el hecho de que los cerros se encuentren aislados y rodeados por una matriz impenetrable para la gran mayoría de las especies terrestres, ha provocado extinciones locales, modificando la composición de especies, alterando interacciones ecológicas y causando un grave deterioro de la calidad ambiental de estos parches. Es aquí donde la presencia de corredores biológicos puede ser fundamental para la recolonización de

estos cerros por especies de fauna, lo que a su vez permitiría recuperar el equilibrio ecológico de estos parches.

El PRMS no incluye en su planificación la existencia de corredores biológicos, sin embargo la presencia de parques asociados a cursos fluviales, de los parques quebradas y otras zonas de restricción (no urbanizables), podrían ser de gran utilidad como una potencial red de corredores biológicos dentro de la ciudad. Si tomamos en cuenta que todos los cerros ARE y 11 de los cerros PI se encuentran cercanos a estos potenciales corredores, y que además muchos de estos corredores conectan a los cerros entre sí y con los ambientes naturales que rodean la ciudad, la elaboración de planes de manejo que incluyan a la vegetación nativa en el paisajismo de las áreas verdes que conectan estos parches, podría generar una red de hábitats naturales interconectados, autosuficientes, y que podrían ser refugio de fauna para un gran número de especies que actualmente no se encuentran presentes en los Cerros Islas.

## **Conclusiones**

Los Cerros Islas forman un patrimonio natural de gran potencial ambiental para la ciudad de Santiago. No obstante, la inexistencia de planes de manejo adecuados, sumado al avanzado grado de deterioro en el que se encuentran, hacen que actualmente los Cerros Islas carezcan de las condiciones para mantener poblaciones de organismos que sustenten su equilibrio ecológico, y por tanto vean disminuidos los servicios ambientales que potencialmente podrían brindar. En este sentido, la presencia de potenciales corredores de fauna, brinda una oportunidad única para crear planes de manejo, que no sólo se enfoquen en la reforestación de los cerros como unidades independientes, sino más bien, que busquen la restauración de estos sistemas como un todo, a través de una planificación ecológica que incluya a los diferentes componentes necesarios para la mantención del equilibrio ecológico de estos sistemas. Sin embargo, producto de la falta de estudios relativos a la respuesta de la fauna nativa frente a la fragmentación por desarrollos urbanos, actualmente los antecedentes para la elaboración de planes de manejo en remanentes urbanos son insuficientes. Por tanto el desarrollo de investigaciones que evalúen los factores implicados en la respuesta de los diferentes taxa frente a la fragmentación por



urbanización, se transforma en una pieza clave para la elaboración de planes de manejo que permitan la conservación de la flora, fauna y servicios ambientales de estos remanentes.

## **Resumen**

La conservación de los fragmentos de vegetación nativa que han quedado aislados dentro de las ciudades por el desarrollo urbano puede generar diversos servicios ambientales para la ciudad y sus habitantes. La ciudad de Santiago incluye en su plan regulador la presencia de remanentes de vegetación nativa, denominados como "Cerros Islas", que podrían jugar un rol clave en la solución de los problemas de áreas verdes y contaminación que existen en la ciudad. Sin embargo la viabilidad de estos fragmentos de vegetación está sujeta a la presencia del componente fauna, de modo de que se asegure que las interacciones ecológicas planta-animal mantengan el equilibrio ecológico del sistema. El objetivo de este trabajo es evaluar el potencial de los Cerros Islas para mantener poblaciones de fauna, que permitan hacer viable a estos fragmentos de vegetación en el tiempo, y por tanto a los servicios ambientales que podrían brindar. Los factores que se analizan son: área del fragmento, cobertura arbórea y potenciales corredores biológicos. Los resultados indican que estos sistemas tienen grandes potenciales para mantener poblaciones de fauna, sin embargo la falta de una planificación ecológica hace que actualmente los Cerros Islas carezcan de las condiciones para mantener poblaciones de organismos que sustenten su equilibrio ecológico, y por tanto vean amenazados los potenciales servicios ambientales que podrían generar para la ciudad.

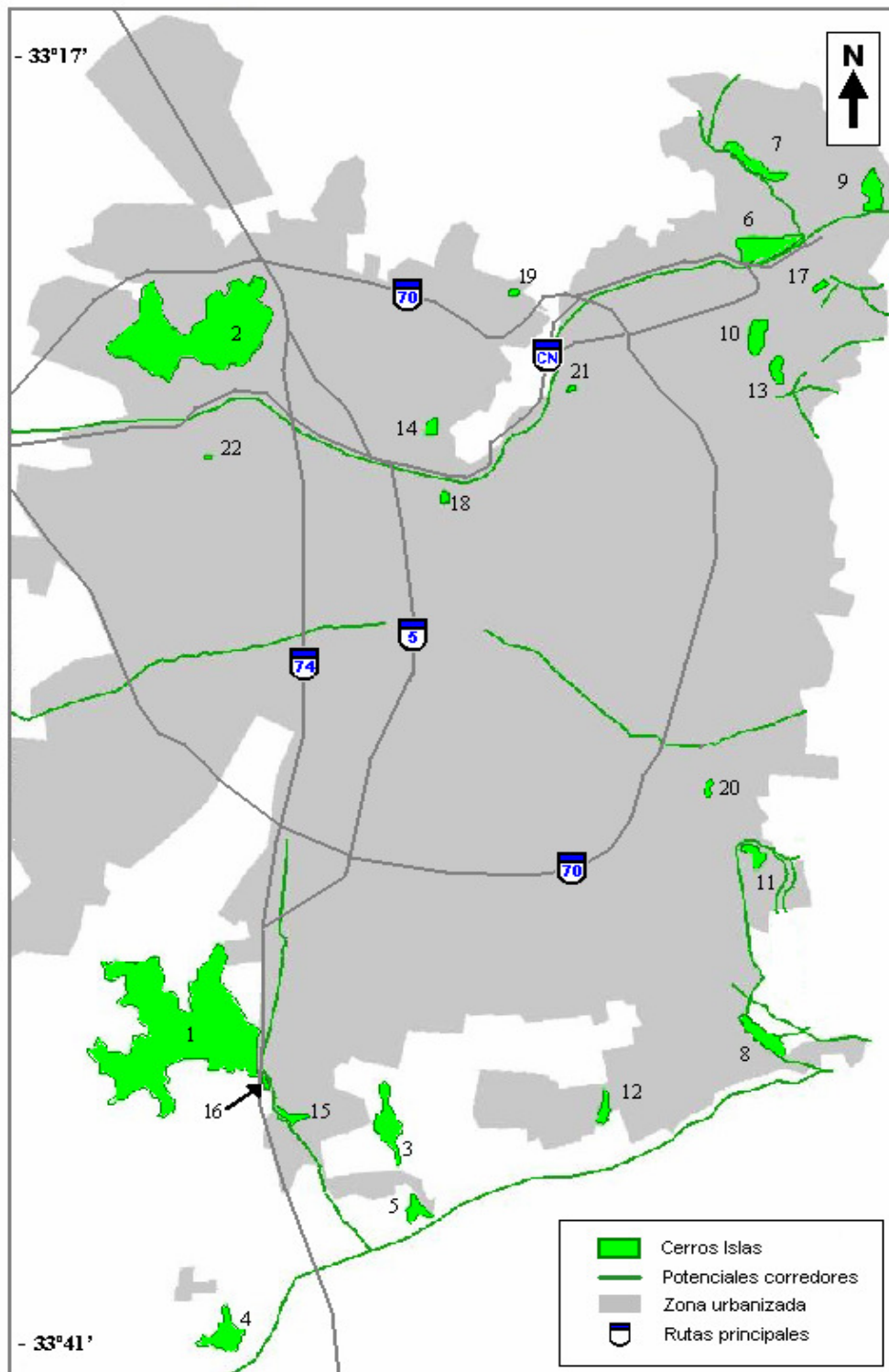
**Palabras clave:** servicios ambientales, urbanización, Cerros Islas, fragmentación, fauna, interacciones planta-animal.

## **Referencias**

Bolger, D.T., C.A. Allison, R.M. Sauvajot, P. Potenza, C. McCalvin, D. Tran, S. Mazzoni y M.E. Soulé. 1997. Response of Rodents to Habitat Fragmentation in Coastal Southern California. *Ecological Applications* 7: 552-563.

- CONAF, 2006. Noticias: Intendente y alcalde de Santiago analizan proyectos de desarrollo urbano. Disponible en línea en: [http://www.conaf.cl/?page=home/contentsyseccion\\_id=007yunidad=0yarticulo\\_unidad=0yarticulo\\_id=1314ymaestra=1yPHPSESSID=c7718385af55e8f11b49977160d37df6](http://www.conaf.cl/?page=home/contentsyseccion_id=007yunidad=0yarticulo_unidad=0yarticulo_id=1314ymaestra=1yPHPSESSID=c7718385af55e8f11b49977160d37df6) (Accesada el 5/8/2008).
- CONAMA–GORE-RM, 2003. Plan Verde: La Región Metropolitana de Santiago Limpia sus Aires con Paisaje Natural. Presentación disponible en línea en: [http://www.obrasbicentenario.cl/proyectos/media/plan%20verde\\_web.pdf](http://www.obrasbicentenario.cl/proyectos/media/plan%20verde_web.pdf) (Accesada el 5/8/2008).
- Díaz, I.A., C. Sarmiento, L. Ulloa, R. Moreira, R. Navia, E. Véliz y C. Peña. 2002. Vertebrados terrestres de la Reserva Nacional Río Clarillo, Chile central: representatividad y conservación. *Revista Chilena de Historia natural* 75: 433-448.
- GORE-RM, 2005. Proyecto OTAS: Bases para el Ordenamiento Territorial Ambientalmente Sustentable de la Región Metropolitana de Santiago, Informe Final. (GORE-RM) Gobierno Regional Región Metropolitana. Santiago, Chile. 133 pp.
- Jaksic, F.M. y L. Marone. 2007. Mutualismo. p. 99-106. En: *Ecología de comunidades*, 2ª edición. Jaksic F.M. & L. Marone (eds.). Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Mella, J.E. y A. Loutit. 2007. *Ecología Comunitaria y Reproductiva de Aves en Cerros Islas y Parques de Santiago*. *Boletín Chileno de Ornitología* 13: 13-27.
- Romero, H. y A. Vásquez. 2005. Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *EURE* 31: 7-118.
- Romero, H., Toledo, X., Órdenes, F. y A. Vásquez. 2001. *Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas*. *Ambiente y Desarrollo* 17: 45-51.
- Soulé, M.E., Alberts, A.C. y D.T. Bolger. 1992. The Effects of Habitat Fragmentation on Chaparral Plants and Vertebrates. *Oikos* 63: 39-47.
- Zamora, R., P. García-Fayos y L. Gómez-Aparicio. 2004. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. p. 371-393. En: *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Valladares, F. (ed.). Editorial EGRAF. Madrid, España.

**Anexo 1.1** Mapa de ubicación de los Cerro Islas de Santiago. Los números de identificación se encuentran asociados a la información del cuadro 1.1.



## CAPITULO 2.

### EFFECTS OF HABITAT FRAGMENTATION BY URBANIZATION ON SMALL MAMMAL'S ASSEMBLAGES OF CENTRAL CHILE

Ignacio Fernández C<sup>1</sup>. and Javier A. Simonetti.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

#### Abstract

**Fernández I.C. and J.A. Simonetti. 2008. Effects of habitat fragmentation by urbanization on small mammal's assemblages of central Chile.** Human settlements had severely reduced and fragmented natural habitats through the world. For small mammals the effects of fragmentation by urbanization are diverse. While some species may be favoured because of their capacity to use resources from the surrounding matrix, other species may be severely affected by the new imposed environment. In this study we assessed the small mammal's assemblages of a fragmented-by urban development area of Central Chile, by comparing abundance and richness of small mammal's assemblages between remnant fragments surrounding by an urban matrix, and fragments similar in area and habitat characteristics with those of urban zone, but surrounding by a rural matrix. We found that small mammal's assemblages differs considerably among fragments types, with lack of endemic species from urban fragments and with high proportion of introduced rodents in urban patches. Furthermore abundance of small mammals was higher in rural than in urban fragments. Neither vegetation variables (woody cover and flora heterogeneity) nor spatial variables (fragment area and perimeter/area ratio), were correlated with small mammal's response in urban areas. However in rural fragments small mammal's richness was correlated with flora heterogeneity, and abundance with perimeter/area ratio. These results reveal great differences within the effects of fragmentation over small mammal's assemblages among the two types of fragments assessed, and suggest that in fragments isolated by urbanization, larger areas with good quality habitats were not sufficient to maintain viable native's small mammal's population.

**Key words:** small mammals, Central Chile, habitat fragmentation, urbanization, extinction

## **Introduction**

The expansion of land use that accompanies human population growth has led to a steady loss and fragmentation of natural habitats throughout the world (Wilcox and Murphy, 1985; Vitousek *et al.*, 1997; Dale *et al.*, 2000; Henle *et al.*, 2004). In 1900, only 9% of the world's human population lived in urban environments, increasing to 40% by 1980, 50% by 2000, and is expected to be over 66% by 2025 (McIntyre *et al.*, 2000).

Conversion of land for urban development has turned large continuous patches of wild habitats into numerous small patches, isolated from each other by a matrix of inhospitable land-uses and severely disturbed by human related activities (Aurambout *et al.*, 2005; Sauvajot *et al.*, 1998).

For small mammals the effects of fragmentation by urbanization are diverse. Some species may be favoured because of their capacity to use resources from the surrounding urban matrix, whereas the unusual high densities of new predators, like cats and dogs, can diminish the abundance of some small mammal's populations (Dickman, 1987; Bolger *et al.*, 1997). Furthermore remnants fragments immersed in urban matrixes suffer the invasion of exotic flora, which increases vegetation richness and decrease native vegetation coverage (Guirado *et al.*, 2006). These changes in habitat quality may affect small mammal's composition in urban remnants, as endemic small mammals tend to occupy native vegetation, whereas invading rodents are suitable to occupy areas of non-native vegetation (Sauvajot *et al.* 1998; Umetsu and Pardini, 2007).

Persistence of individuals within patches depends on fragment's area (Bolger, 1997), fragment shape (Ewers and Didham, 2007) and habitat quality, features that will depend among other factors on woody vegetation cover, risk of predation and abundance of food (Simonetti, 1989; Vasquez 1996). However, the presence of small mammals near

human residence may also have important implications for human health, as many diseases (including hantavirus) are associated with their presence (Spotorno, 2000; Pavletic, 2000; Torres-Tapia, 2004). Thus, understand how small mammals respond to habitat fragmentation by development of residential areas is a critical step for management strategies of remnants fragments. As a step towards this goal, in this study we assessed the small mammal's assemblages in a Chilean "matorral ecoregion" (Rundel, 1981) fragmented by urban development, by comparing abundance and richness of small mammals between remnant fragments surrounding by an urban matrix, and fragments similar in area and habitat characteristics with those of urban zone, but surrounding by a rural matrix.

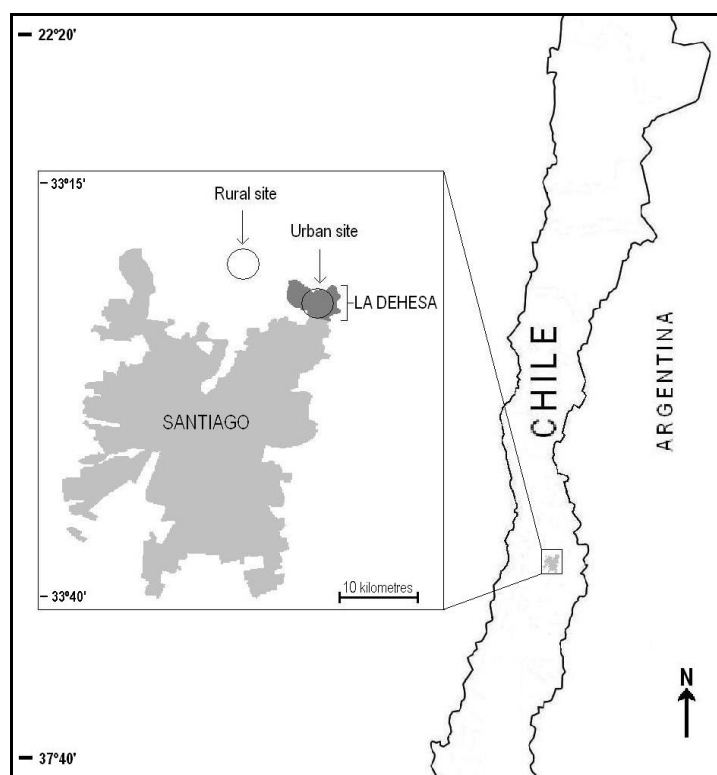
We had two primary objectives. First, determine if the effects of fragmentation over small mammal's assemblages are dependent of the surrounding matrix. In order to achieve this objective two predictions were tested: (1) fragments surrounding by rural matrix will contain higher richness and abundance of small mammal's species; (2) proportion of invasive species will be higher in fragments surrounding by urban matrix. Our second objective is to evaluate if the vegetation attributes; woody vegetation cover and floristic heterogeneity, and the spatial factors; fragment area and fragment shape, are related to differences in small mammal's assemblages within each fragment group. To accomplish this objective two predictions were tested: (1) abundance and richness of small mammals will be positively related to woody vegetation cover and floristic heterogeneity; (2) abundance and richness of small mammals will be positively related to fragment area and negatively related to perimeter/area ratio (fragment shape index).

## **Methods**

The study was carried out on the north-east area of Santiago de Chile (33°20'S-70°32'W), in a residential zone named "La Dehesa" and in a contiguous rural area located at 10 kilometres north-west of La Dehesa (Figure 2.1). The original vegetation in both areas is a sclerophyllous vegetation, with a predominance of shrub individuals in east, west and equatorial slopes, and a mixture of shrubs and trees in polar slopes. (Jaksic, 2001). These areas have been severely fragmented by historical clearance for timber, charcoal and agriculture, and currently the remnant fragments are been strongly

isolated by development of new residential zones (Rundel, 1999; RomeroandVásquez, 2005).

Small mammals were surveyed in 12 fragments located in polar facing slopes, half of them in urban zone and the other half in rural area. Fragment's area ranged from 1 to 57 ha. (Table 2.1). Two types of fragments were distinguished depending on the surrounding matrix: (1) Urban: remnants patches of native vegetation surrounded by urban infrastructure (roads, houses, walls, and other human constructions), and (2) Rural: patches of native vegetation surrounded in all their perimeter by highly degraded matorral conformed almost entirely by sparse *Acacia caven* individuals, and that are at least at 1 kilometre from a human populated zone. Fragments were selected using satellite images on the basis of their area and vegetation cover, in order to have patches of similar characteristic in both sectors.



**Figure 2.1:** Study area in Central Chile.

Four independent variables were assessed per fragment, two spatial ones: area and perimeter/area ratio, and two vegetational: woody cover and floristic heterogeneity. Fragment's area and perimeter were calculated from satellite images via Google Earth Pro SIG tools. Vegetation cover was estimated through line interception method (Eberhardt, 1978), with four 50 meter's transects randomly placed in each fragment. Floristic heterogeneity was estimated as the average number of woody species present in transects.

**Table 2.1:** Independent variables utilized in the study.

Fragment	Area (ha)	Log area	Perimeter /area	Vegetation cover	Flora heterogeneity
Urban 1	1,43	0,16	0,038	0,83	6,25
Urban 2	4,06	0,61	0,027	0,94	5,75
Urban 3	5,83	0,77	0,033	0,85	4,75
Urban 4	13,64	1,13	0,021	0,75	4,75
Urban 5	56,81	1,75	0,009	0,74	4,50
Urban 6	57,23	1,76	0,008	0,56	4,00
Rural 1	1,24	0,09	0,042	0,90	5,25
Rural 2	4,32	0,64	0,034	0,56	3,75
Rural 3	7,29	0,86	0,037	0,70	4,75
Rural 4	11,50	1,06	0,015	0,58	2,25
Rural 5	42,15	1,62	0,009	0,63	4,25
Rural 6	53,91	1,73	0,019	0,84	5,50

Small mammal's abundance and richness was assessed from live captures using Sherman traps. Traps were set in transects as transects arrangements are more efficient than grids for small-mammal surveys (Pearson and Ruggiero, 2003). Transects consisted of eighteen double stations (a pair of traps) separated by 10 meters. One transect was placed per fragment. Because fragment's length and wide fluctuate considerably, transect arrangement attempt to set traps at the greater distance to the fragment border.

In 2007, three capture sessions (september, october-november and december) of 4 days and night, were conducted for each site, totaling 432 trap-night per site and 5184 trap/nights in all the study. Individuals were identified to species level, marked with specific hair cut, weighed (precision 5g.) and released at the capture site. We followed Simonetti's (1986) suggestion of providing direct enumeration estimates of small



mammal abundance instead of using indices that need assumption of homogeneity of recapture probabilities. All capture procedures were performed according to “2007 ASM Guidelines for use of Mammals in Research” (Gannon *et al.*, 2007), and were authorized by the Chilean wildlife authority “Servicio Agrícola y Ganadero (SAG)”.

## Results

Vegetation cover was similar in both habitat types (two tailed t-test;  $p= 0.35$ ) ranging from 56.1% to 89.8% in rural fragments and 55.6% to 93.8% in urban patches (Table 2.1). The three most frequent species in both fragments types were *Colliguaja odorifera*, *Lithrea caustica* and, *Quillaja saponaria*, accounting for near 70% of relative cover in both sites (Table 2.2). Vegetation richness was higher in urban than in rural fragments. While in urban patches we found a total of 26 shrub’s and tree’s species, in rural sites we only found 16. However more than half of the flora detected in urban fragments was present only in one fragment, and in most of the cases were result of only one individual (Table 2.2). Five introduced species were found, all of them in urban fragments. Of the introduced species, *Rubus ulmifolius* was the most frequent, present at three out of six urban fragments and accounting for 9% of urban vegetation relative coverage. All other introduced species were present only in one fragment, and except for *Pinus radiata* (1.9% of relative coverage), their relative cover were less than 0.5%.

Fauna survey resulted in a total of 8 small mammals species captured, three were native rodents, two were endemic rodents, two species were introduced rodents and one was an endemic marsupial. Of the 8 captured species, 6 occur in rural fragments and 5 were present in urban fragments. Assemblage richness range from 1 to 6 species in rural fragments, and from 0 to 4 species in urban fragments, with no captures in two urban patches (Table 2.3).

Small mammal’s composition differs considerably between rural and urban fragments (Morista–Horn index = 0.35). Indeed, only three species were shared: the two native rodents *Abrothrix olivaceus* and *Phyllotis darwini*, and the introduced rodent *Rattus rattus*. Furthermore, the three endemic species presents in rural patches *Abrocoma benetti*, *Octodon degus* and *Thylamys elegans*, were absent from urban fragments and

the introduced rodent *Mus musculus* was found only in urban fragments. The native rodent *Olygorizomys longicaudatus*, was absent in rural fragments, but a couple was captured in an urban patch (Table 2.3).

**Table 2.2:** Presence and relative coverage of vegetation species. NFS; Number of fragments where the specie, np; not present.

	Urban		Rural	
	NFS	Coverage	NFS	Coverage
<i>Lithraea caustica</i>	6	33,05%	6	25,88%
<i>Quillaja saponaria</i>	4	20,52%	5	11,74%
<i>Colliguja odorifera</i>	4	15,17%	5	34,41%
<i>Rubus ulmifolius*</i>	3	9,11%	np	0%
<i>Acacia caven</i>	4	4,84%	4	8,82%
<i>Cestrum palqui</i>	6	4,52%	3	4,33%
<i>Azara dentata</i>	2	4,17%	np	0%
<i>Pinus radiata*</i>	1	1,88%	np	0%
<i>Baccharis empetrifolia</i>	1	1,80%	np	0%
<i>Kageneckia oblonga</i>	3	1,49%	3	2,30%
<i>Baccharis pingraea</i>	2	0,77%	1	2,03%
<i>Salix babylonica*</i>	1	0,39%	np	0%
<i>Tristerix sp.</i>	1	0,27%	np	0%
<i>Talguenea quinquinervia</i>	1	0,27%	np	0%
<i>Salix humboldtiana*</i>	1	0,26%	np	0%
<i>Podanthus mitique</i>	1	0,24%	3	0,67%
<i>Populus nigra*</i>	1	0,21%	np	0%
<i>Colletia spinosissima</i>	1	0,21%	np	0%
<i>Azara celastrina</i>	1	0,17%	np	0%
<i>Trevoa quinquinervia</i>	1	0,17%	1	0,22%
<i>Berberis chilensis</i>	1	0,13%	np	0%
<i>Azara integrifolia</i>	1	0,13%	np	0%
<i>Porlieria chilensis</i>	1	0,13%	3	3,97%
<i>Proustia cuneifolia</i>	1	0,07%	3	3,08%
<i>Cuscuta sp.</i>	1	0,03%	np	0%
<i>Maitenus boaria</i>	1	0,03%	1	0,90%
<i>Cissus striata</i>	np	0%	1	1,13%
<i>Aristotelia chilensis</i>	np	0%	1	0,24%
<i>Retanilla trinervia</i>	np	0%	1	0,21%
<i>Escalonia illinita</i>	np	0%	1	0,08%

\*Introduced species

In terms of abundance, a total of 83 small mammal's individuals were captured. Abundance of small mammals was higher in rural than in urban patches, with 83% of all captures in rural fragments. Abundance per fragment range from 1 to 29 individuals in

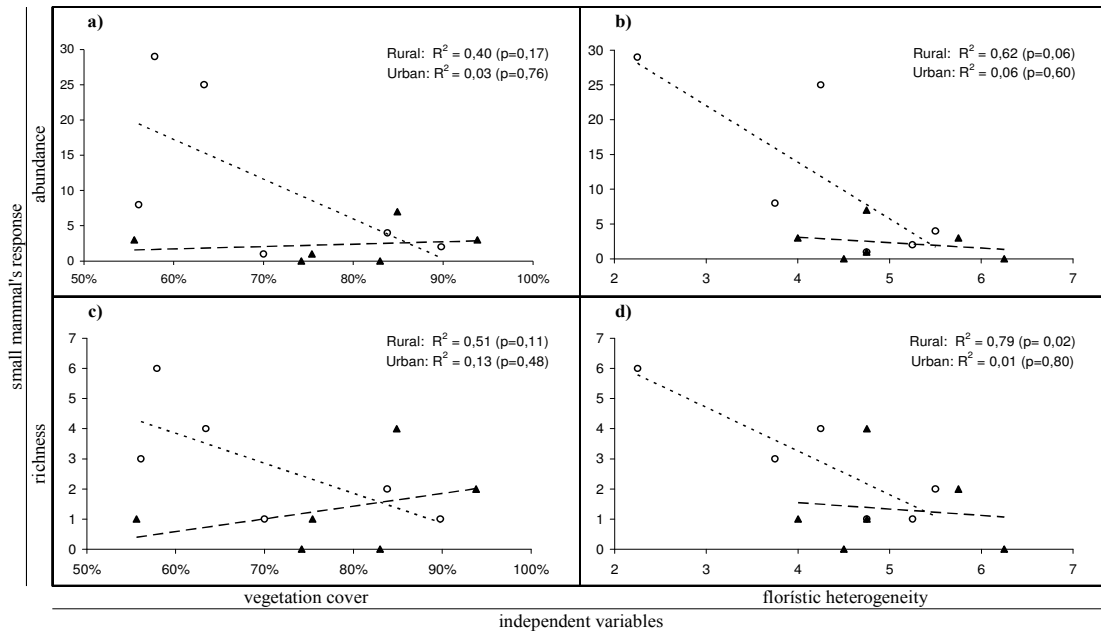
rural fragments, and from 0 to 7 individuals in urban patches. The most abundant specie in rural patches was *P. darwini*, with 36 individuals, accounting for more than 50% of captures. In urban patches, only two species, the native *A. olivaceus* and the introduced *R. Rattus*, reach more than three individuals (Table 2.3). Introduced rodents were more frequent in urban than in rural zone ( $p < 0.05$  two sample proportion test). While in urban fragments 50% of individuals captured were introduced species, in rural remnants this proportion was only 20%. All introduced rodents captured in rural fragments were *R. rattus* (Table 2.3).

**Table 2.3:** Number of individuals captured in each fragment.

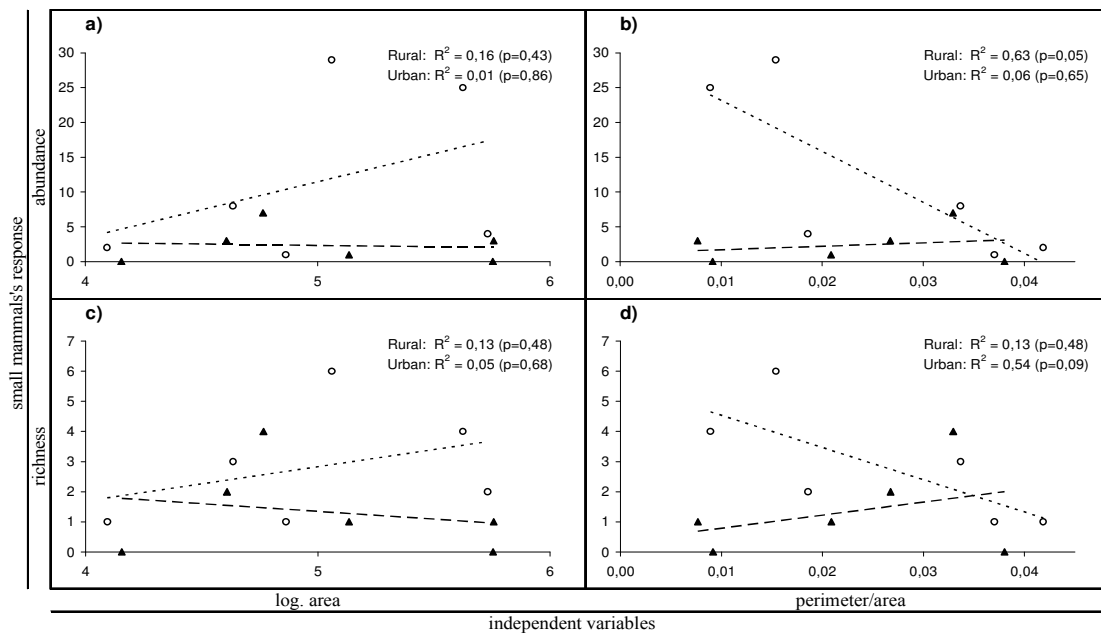
Small mammal specie	Distribution	Individuals per fragment														
		Urban							Rural							
		1	2	3	4	5	6	Total	1	2	3	4	5	6	Total	
Marsupialia																
<i>Thylamys elegans</i>	Endemic	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	3	0	5	
Rodentia																
<i>Abrocoma benetti</i>	Endemic	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	3	
<i>Abrothrix olivaceus</i>	Native	0	0	3	1	0	0	4	0	0	0	1	0	0	1	
<i>Olygorizomys longicaudatus</i>	Native	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phyllotis darwini</i>	Native	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	17	16	2	36	
<i>Octodon degus</i>	Endemic	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	10	
<i>Rattus rattus</i>	Introduced	0	1	0	0	0	3	4	2	6	0	4	0	2	14	
<i>Mus musculus</i>	Introduced	0	2	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	
Total per fragment		0	3	7	1	0	3	14	2	8	1	29	25	4	69	

Small mammal's abundance and richness were neither related to vegetation cover nor to floristic heterogeneity in urban fragments (figure 2.2). In rural fragments, neither small mammal's abundance nor richness were related to vegetation cover (figure 2.2; a,c). However, small mammal's richness was positively related floristic heterogeneity (figure 2.2; d), but not small mammal's abundance (figure 2.2; b).

Small mammal's did not showed correlations with spatial variables in urban fragments. Neither the area (log transformed) nor the perimeter/area relation of fragments seems to account for the observed small mammal's abundance and richness in urban patches (figure 2.3). In rural fragments small mammal's abundance and richness were not correlated with fragments area (figure 2.3; a,c), but differently as we have observed in urban fragments, rural fragments showed a significant correlation between the perimeter/area relation and small mammal's abundance (figure 2.3; b).



**Figure 2.2:** Relationship between small mammals and vegetation variables. (▲) rural, (○) urban. Linear regression coefficient ( $R^2$ ), p-value, and regression lines are shown. Dotted line; rural, dashed line; urban.



**Figure 2.3:** Relationship between small mammals and spatial variables. (▲) rural, (○) urban. Linear regression coefficient ( $R^2$ ), p-value, and regression lines are shown. Dotted line; rural, dashed line; urban

## Discussion

Small mammal's assemblages inhabiting remnants patches of Central Chile differs depending if the surrounding matrix is urban or rural. Compared to rural fragments, urban fragments lacks endemic species and have a significantly high proportion of introduced rodents. The lack of endemic species may reveal the incapacity of urban remnants to maintain viable populations of endemic small mammals. Because the three endemic species absent from urban patches have specific alimentary requirements; *O. degus* and *A. benetti* are herbivorous restricted rodents and *T. elegans* is an insectivorous marsupial, and conversely, the three most abundant species in urban patches, *R. rattus*, *A. olivaceus* and *M. musculus* are omnivorous generalist (Meserve 1981a; Meserve et al 2003; Silva, 2005), it's appear that only species with a wide trophic niche may survive in urban remnants.

*Olygorizomys longicaudatus*, the native reservoir of hanta-virus (Pavletic, 2000), is regularly reported to be present in rural and peri-urban areas in Chile (Jacksic, 2001; Pavletic, 2000; Torres-Pérez, 2004), however we only found it in urban fragments. *O. longicaudatus* have high demographic fluctuations, with high abundance in autumn-winter and near zero in spring-summer (Iriarte et al., 1989; Simonetti, 1989; Jimenez et al., 1992; Meserve et al., 2003). Therefore, as our capture period (spring-summer) may coincided with a very low population abundance of *O. longicaudatus* (indeed no specimen was captured in rural patches), the two individuals of *O. longicaudatus* presents in urban patches could reflect the incapacity of this specie to migrate from urban patches in warmer months.

Jacksic et al (1981) and Iriarte et al (1989), in small mammal's surveys achieved near our location and for the same year period (spring-summer), had captures rates (Simonetti, 1986) of  $\sim 0.047$  individual/trap-night (I/TN), and  $\sim 0.054$  I/TN respectively. That is twice of captures rates of our rural fragments; 0.026 I/TN, and 10 fold higher of urban fragments; 0.005 I/TN. This showed a consistent reduction of small mammal's population by fragmentation of natural habitats, and enhances the difference of fragmentation effects among rural and urban patches. Factors that may account for a lower abundance in urban fragments include higher predation pressures by pets

(Dickman, 1987; Dickman and Doncaster, 1987; 1989; Soulé *et al.*, 1992; Baker *et al.*, 2003) competitive exclusion by introduced rodents (Germaine *et al.*, 2001; Tikhonova *et al.*, 2006), and a hard-to-disperse matrix (Verbeylen *et al.*, 2003; Umetsu and Pardini, 2007).

Abundance of native small mammals is reported to be positively correlated with shrub vegetation coverage in Central Chile (Meserve, 1981b; Glanz, 1984; Simonetti 1989; Kelt *et al.*, 1994; Kelt 2000). However in our study this relation did not hold for any of the two habitats assessed (figure 2.2; a). Probably this can be explained by the different structures of fragment's vegetation. The importance of vegetation structure could be supported by the negative relation of small mammal's abundance and richness with floristic heterogeneity in rural fragments (figure 2.2; b,d). Since higher floristic heterogeneity fragments was related to the presence of shrub (*C. odorifera*, *L. caustica* and *P. chilensis*) and trees (mainly *Q. saponaria* and *A. caven*), and lower floristic heterogeneity was related mainly to the presence of shrub species, it seems that small mammals prefers patches with a high proportion of shrub species that offer protection from horizontal and above viewing (Murúa and González, 1981), and avoid habitats with presence of trees, that may be use as perch by raptors (Murúa and Rodriguez, 1989).

Small mammal's abundance and richness were independent of fragments area. The lack of area-fauna relationship could be suggestive of a "small island effect" that characterizes some fragmented systems frequently disturbed or with limited habitat diversity (Kelt, 2000), and may reflect the high pressure that human played historically in this region (Aschmann, 1991). Furthermore, fragment shape could mask area effects, because as complex shape's fragments tend to have reduced proportion of suitable core habitat (Laurance and Yensen, 1991), they may have been perceived as edge rather than a suitable habitat. Indeed our results show that the perimeter/area ratio was a good predictor for fauna abundance in rural fragments, suggesting that small mammals attempts to reduce contact with the matrix preferring simple shape fragments that maximize suitable core habitat.

## **Management implications**

Result from our work may have several implications for conservation efforts of small mammals in Central Chile. First, we found that remnants isolated-by-urbanization might not be able to support viable populations of native small mammals. Second, small mammals choose their habitat not principally based in vegetation coverage, but mainly in vegetation structure, preferring habitats with a high proportion of shrubs that avoid horizontal and vertical viewing. Third, design of potential reserves must be planned not only based in area parameters, but also including patch shape. However the potential application of these finding in urban remnants may challenge with socio-cultural factors (Adams *et al.*, 2006), as people may have fear to natural areas, because they often mistake to relate the presence of commensal rodents in their house with the proximity of natural areas (Davis, 2006), fear that in Chile is enhanced by the awareness of the native hanta-virus vector, *O. longicaudatus*. However, taking into account that population of *O. longicaudatus* decline significantly in warmer months, period coincident with the great proportion of excursion to natural area in Central Chile (Avila *et al.*, 1988), and that native small mammals tempts to avoid open areas, we suggest that a good management of vegetation structure, and patch interconnection (Bierwagen, 2007), could be helpful to restore populations of native small mammals in urban remnants, and at the same time to allow human –virus hanta safe- use of remnants in warmer month.

## **Resumen**

Los asentamientos humanos han reducido y fragmentado severamente los hábitat naturales del mundo. Para los pequeños mamíferos los efectos de la fragmentación por la urbanización son diversos. Mientras algunas especies pueden ser favorecida por su capacidad de utilizar recursos de la matriz circundante, otras especies pueden verse seriamente afectadas por el nuevo ambiente impuesto. En este trabajo estudiamos los ensambles de pequeños mamíferos de una área de Chile Central fragmentada por el desarrollo urbano, comparando la abundancia y riqueza de pequeños mamíferos entre fragmentos de vegetación rodeados por una matriz urbana, y fragmentos similares en área y vegetación con los de la zona urbana, pero rodeados de una matriz rural.

Nuestros resultados muestran que los ensambles de pequeños mamíferos difieren considerablemente entre fragmentos rurales y urbanos, con pérdida de especies endémicas en la zona urbana y mayor proporción de roedores introducidos en los fragmentos urbanos. Además la abundancia de pequeños mamíferos fue más alta en los fragmentos rurales que en los urbanos. Ni las variables de vegetación (heterogeneidad de flora y cobertura arbórea) ni las variables espaciales (área del fragmento y relación área/perímetro), estuvieron relacionadas con la abundancia y riqueza de pequeños mamíferos en áreas urbanas. Sin embargo en los fragmentos rurales la riqueza de pequeños mamíferos estuvo relacionada con la heterogeneidad de la flora, y la abundancia con la relación perímetro/área. Estos resultados revelan grandes diferencias en los efectos de la fragmentación sobre los ensambles de pequeños mamíferos entre los dos tipos de fragmentos, y sugieren que en fragmentos aislados por la urbanización, fragmentos de mayor tamaño y hábitats de buena calidad, no son suficientes para mantener población viables de pequeños mamíferos nativos.

**Palabras clave:** pequeños mamíferos, Chile Central, fragmentación del habitat, urbanización, extinción.

## References

- Adams, C.E., K.J. Lindsey and S.J. Ash. 2006. Human Dimensions in Urban Wildlife Management, p. 173-202. In: Urban Wildlife Management. Adams, C.E., K.J. Lindsey and S.J. Ash (eds.). Taylor & Francis Group. Boca Raton, USA.
- Aschmann, H. 1991. Human impact on the biota of mediterranean-climate region of Chile and California. p. 33-42. In: Biogeography of Mediterranean Invasions. Groves R.H. and F.D. Castri (eds.). Cambridge University Press. New York, USA.
- Aurambout, J.P., A.G. Endress and B.M. Deal. 2005. A spatial model to estimate habitat fragmentation and its consequences on long-term persistence of animal populations. *Environmental Monitoring and Assessment* 109: 199–225.
- Ávila, G., G. Montenegro and M. Aljaro. 1988. Incendios en la vegetación mediterránea. p. 81-89. In: *Ecología del paisaje de Chile Central. Estudios sobre sus espacios*



- montañosos. Fuentes E. and S. Prenafreta (eds.). Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Baker, P.J., R.J. Ansell, P.A.A. Dodds, C.E. Webber and S. Harris. 2003. Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review* 33: 95–100.
- Bierwagen, B.G. 2007. Connectivity in urbanizing landscapes: The importance of habitat configuration, urban area size, and dispersal. *Urban Ecosystems* 10: 29-42.
- Bolger, D.T., C.A. Allison, R.M. Sauvajot, P. Potenza, C. McCalvin, D. Tran, S. Mazzoni and M.E. Soule. 1997. Response of Rodents to Habitat Fragmentation in Coastal Southern California. *Ecological Applications* 7: 552-563.
- Dale, V.H., S. Brown, R.A. Haeuber, N.T. Hobbs, N. Huntly, R.J. Naiman, W.E. Riebsame, M.G. Turner and T.J. Valone. 2000. Ecological Principles and Guidelines for Managing the Use of Land. *Ecological Applications* 10: 639-670.
- Davis, J.M. 2006. Perspective Essay 8.1: urbanities' fear of the natural world around them. p. 196-198. In: *Urban Wildlife Management*. Adams, C.E., K.J. Lindsey and S.J. Ash (eds.). Taylor & Francis Group. Boca Raton, USA.
- Dickman, C.R. 1987. Habitat Fragmentation and Vertebrate Species Richness in an Urban Environment. *The Journal of Applied Ecology* 24: 337-351.
- Dickman, C.R. and C.P. Doncaster. 1987. The Ecology of Small Mammals in Urban Habitats. I. Populations in a Patchy Environment. *The Journal of Animal Ecology* 56: 629-640.
- Dickman, C.R. and C.P. Doncaster. 1989. The Ecology of Small Mammals in Urban Habitats. II. Demography and Dispersal. *The Journal of Animal Ecology* 58: 119-127.
- Eberhardt, L.L. 1978. Transect Methods for Population Studies. *The Journal of Wildlife Management* 42: 1-31.
- Ewers, R.M. and R.K. Didham. 2007. The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size. *Conservation Biology* 21: 926-936.
- Gannon, W.L., R.S. Sikes and The American Society of Mammalogists. 2007. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 88: 809-823.

- Germaine, S.S., R.E. Schweinsburg and H.L. Germaine. 2001. Effects of residential density on sonoran desert nocturnal rodents. *Urban Ecosystems* 5: 179-185.
- Glanz, W.E. 1984. Ecological Relationships of Two Species of Akodon in Central Chile. *Journal of Mammalogy* 65: 433-441.
- Guirado, M., J. Pino, and F. Rodà. 2006. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecology and Biogeography* 15: 50-62.
- Henle, K., K.F. Davies, M. Kleyer, C. Margules and J. Settele. 2004. Predictors of Species Sensitivity to Fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Iriarte, J.A., L.C. Contreras and F.M. Jaksic. 1989. A Long-Term Study of a Small-Mammal Assemblage in the Central Chilean Matorral. *Journal of Mammalogy* 70: 79-87.
- Jaksic, F.M. 2001. Spatiotemporal variation patterns of plants and animals in San Carlos de Apoquindo, central Chile. *Revista Chilena de Historia natural* 74: 477-502.
- Jaksic, F.M., J.L. Yáñez and E.R. Fuentes. 1981. Assessing a Small Mammal Community in Central Chile. *Journal of Mammalogy* 62: 391-396.
- Jiménez, J.E., P. Feinsinger and F.M. Jaksic. 1992. Spatiotemporal Patterns of an Irruption and Decline of Small Mammals in Northcentral Chile. *Journal of Mammalogy* 73: 356-364.
- Kelt, D.A. 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in Central Southern Chile. *Biological Conservation* 92: 345-358.
- Kelt, D.A., P.L. Meserve and B.K. Lang. 1994. Quantitative Habitat Associations of Small Mammals in a Temperate Rainforest in Southern Chile: Empirical Patterns and the Importance of Ecological Scale. *Journal of Mammalogy* 75: 890-904.
- Laurance, W. and E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77-92.
- Mcintyre, N.E., K. Knowles-Yáñez and D. Hope. 2000. Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of urban between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems* 4: 5-24.
- Meserve, P.L. 1981a. Trophic Relationships among Small Mammals in a Chilean Semiarid Thorn Scrub Community. *Journal of Mammalogy* 62: 304-314.

- Meserve, P.L. 1981b. Resource Partitioning in a Chilean Semi-Arid Small Mammal Community. *The Journal of Animal Ecology* 50: 745-757.
- Meserve, P.L., D.A. Kelt, W.B. Milstead and J.R. Gutierrez. 2003. Thirteen Years of Shifting Top-Down and Bottom-Up Control. *BioScience* 53: 633-646.
- Murúa, R. and J. Rodríguez. 1989. An Integrated Control System for Rodents in Pine Plantations in Central Chile. *The Journal of Applied Ecology* 26: 81-88.
- Murúa, R. and L.A. González. 1982. Microhabitat selection in two Chilean cricetid rodents. *Oecologia* 52: 12-15.
- Pavletic, C.B. 2000. Hantavirus: Su distribución geográfica entre los roedores nativos de Chile. *Revista Chilena de Infectología* 17: 186-196.
- Pearson, D.E. and L.F. Ruggiero. 2003. Transect versus Grid Trapping Arrangements for Sampling Small-Mammal Communities. *Wildlife Society Bulletin* 31: 454-459.
- Romero, H. and A. Vásquez. 2005. Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *EURE* 31: 97-118.
- Rundel, P.W. 1981. The matorral zone of Central Chile. p. 175-201. In: *Mediterranean-type shrublands*. Di castrì, F., D.W. Goodall and R.L. Specht (eds.). Elsevier. Amsterdam, The Netherlands.
- Rundel, P.W. 1999. Disturbance in mediterranean-climate woodlands and shrublands. p. 271-286. In: *Ecosystem of disturbed ground*. Walker, L.R. (ed.). Elsevier. Amsterdam, The Netherlands.
- Sauvajot, R.M., M. Buechner, D.A. Kamradt and C.M. Schonewald. 1998. Patterns of human disturbance and response by small mammals and birds in chaparral near urban development. *Urban Ecosystems* 2: 279-297.
- Silva, S.I. 2005. Posiciones tróficas de pequeños mamíferos en Chile: una revisión. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 589-599.
- Simonetti, J.A. 1986. Heterogeneity of recaptures in Chilean small mammals. *Revista Chilena de Historia Natural* 59: 59-63
- Simonetti, J.A. 1989. Microhabitat Use by Small Mammals in Central Chile. *Oikos* 56: 309-318.
- Soulé, M.E., A.C. Alberts and D.T. Bolger. 1992. The Effects of Habitat Fragmentation on Chaparral Plants and Vertebrates. *Oikos* 63: 39-47.
- Spotorno, A.E., E.V. Palma and J.P.F. Valladares. 2000. Biología de roedores reservorios de hantavirus en Chile. *Revista Chilena de Infectología* 17: 197-210.

- Tikhonova, G.N., I.A. Tikhonov and P.L. Bogomolov. 2006. Impact of a Small City on the Structure of Small Mammal Fauna in Forests of the Northeastern Moscow Region. *Russian Journal of Ecology* 37:278-283.
- Torres-Pérez, F., J. Navarrete-Droguett, R. Aldunate, T.L. Yates, G.J. Mertz, P.A. Vial, M. Ferrés, P.A. Marquet and R.E. Palma. 2004. Peridomestic small mammals associated with confirmed cases of human hantavirus disease in southcentral Chile. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 70: 305–309.
- Umetsu, F. and R. Pardini. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats: evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22: 517-530.
- Vasquez, R.A. 1996. Patch Utilization by Three Species of Chilean Rodents Differing in Body Size and Mode of Locomotion. *Ecology* 77: 2343-2351.
- Verbeylen, G., L.D. Bruyn, F. Adriaensen and E. Matthysen. 2003. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology* 18: 791-805.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco and J.M. Melillo. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Wilcox, B.A. and D.D. Murphy. 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *The American Naturalist* 125: 879-887.

## CONCLUSIONES

La pérdida y fragmentación de los hábitats naturales producto del desarrollo urbano constituye una grave amenaza para la biodiversidad de la Zona Central de Chile, ya que por sus características climáticas, concentra una alta proporción de los centros urbanos del país. Lamentablemente la falta de una planificación ecológica que acompañe a la constante expansión de estos centros urbanos, ha provocado que muchas áreas de hábitats naturales hayan quedado completamente aisladas por una matriz urbana, lo que ha provocado una significativa pérdida de biodiversidad y de los servicios ambientales que potencialmente podrían brindar estos parches a la ciudad. Ciudades como Santiago, que posee falta de áreas verdes y problemas de contaminación, podrían verse beneficiadas por la recuperación y conservación de estas áreas, sin embargo la falta de una visión ecológica y de planes de manejo, han llevado a que actualmente los remanentes de vegetación se encuentren en un lamentable estado de conservación. Los planes de manejo no solo deben estar enfocados en la reforestación de los remanentes, sino también en desarrollar estrategias que permitan la viabilidad de las poblaciones de fauna que sostienen las interacciones ecológicas del sistema. En este sentido el hecho de que remanentes urbanos con una buena calidad vegetacional no sean capaces de albergar poblaciones de micro-mamíferos nativos, podría ser un indicador de que, independiente del área y calidad vegetacional de los fragmentos, la matriz urbana podría ser una barrera impenetrable para muchas especies de fauna terrestre, cuya extinción redundaría en la inviabilidad del sistema. Por tanto el desarrollo de más investigaciones referentes a determinar los efectos de la fragmentación por desarrollos urbanos sobre otros taxa de la Zona Central, generaría información de suma importancia para la elaboración de planes de manejo que permitan conservar la biodiversidad, y de este modo, los servicios ambientales de los fragmentos remanentes.