
Capítulo 6

¿CÓMO RESPONDEN LOS ANIMALES DEL BOSQUE A LAS PERTURBACIONES ANTROPOGÉNICAS?

PABLO M. VERGARA, ANTONIO RIVERA-HUTINEL, ARIEL A. FARÍAS,
HERNÁN COFRÉ, HORACIO SAMANIEGO, INGO J. HAHN

DEGRADACIÓN Y FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE

Los bosques están entre los ecosistemas más vulnerables y menos resilientes a las perturbaciones antropogénicas, las cuales degradan y fragmentan su distribución natural (*e.g.*, Williams 2003). La estructura de un bosque puede ser alterada por eventos que van desde la simple remoción de algún componente particular, como el volteo de un árbol, hasta la pérdida y fragmentación de superficies extensas de bosque sobre alguna región geográfica (Lindenmayer y Franklin 2002). A escalas espaciales finas, la degradación estructural de los bosques de Chile y sur de Argentina involucra la pérdida de “componentes” del ecosistema que son usados por las aves y mamíferos para cubrir sus diferentes requerimientos incluyendo: sitios reproductivos (*e.g.*, cavidades en árboles o raíces usadas para anidar), sitios de descanso (*e.g.*, cavidades o perchas), sitios para el cortejo, sitios para vigilancia de depredadores, sitios para cazar (*e.g.*, perchas para rapaces) y substratos de alimentación (*e.g.*, corteza o follaje) (cuadro 6.1). La pérdida sistemática y extensiva de estos componentes individuales reduce la disponibilidad de los hábitats de buena calidad a diferentes escalas espaciales, afectando directamente la conducta de los animales (*e.g.*, movimiento y forrajeo), las tasas demográficas de sus poblaciones (*i.e.*, dispersión, mortalidad y reproducción) y sus interacciones con otras especies (*e.g.*, depredación e interrelaciones planta-animal). La magnitud y dirección de las respuestas individuales, poblacionales y comunitarias a las perturbaciones antrópicas puede variar con los atributos inherentes a cada especie (*e.g.*, historia de vida, conducta, fisiología), los cuales definen su grado de “sensibilidad” a estas transformaciones (*e.g.*, MacNally *et al.* 2000, cuadro 6.1).

Importancia del tipo de matriz

La respuesta de las aves y mamíferos a la fragmentación, pérdida y degradación de los bosques depende de los procesos ecológicos que operan en la matriz imperante en el paisaje (Forman 1995). Gran parte del estudio sobre la fauna de los bosques templados ha estado focalizado en paisajes forestales con una matriz de plantaciones forestales (*e.g.*, *Pinus radiata*), así como también en paisajes agrícolas, con suelos destinados a la agricultura y ganadería (cuadro 6.1). Cuando los bosques son substituidos por ecosistemas que son muy diferentes a ellos en términos de su estructura y composición florística, los animales tienden a percibir estos nuevos ambientes como hábitats de baja calidad o simplemente como “no hábitats” (Hall *et al.* 1997). Sin embargo, los animales se ven obligados a interactuar con estos ecosistemas de origen antropogénico cuando ellos se mueven entre fragmentos de hábitats (Forman 1995, Fahrig 2001, 2003, Lindenmayer y Fischer 2006). Por esta razón, las propiedades ecológicas de la matriz pueden definir la respuesta de los animales a los cambios que ocurren a escala del paisaje. Entre estas propiedades destacan las siguientes: 1) La capacidad de la matriz para suplementar recursos extras o alternativos a los animales (*e.g.*, alimento, sitios reproductivos), un fenómeno denominado “suplementación” de paisaje” (Dunning *et al.* 1992, Taylor *et al.* 1993); 2) La capacidad de la matriz para proveer a los animales de recursos básicos que son requeridos para sobrevivir o reproducirse y que no están disponibles en los bosques (*i.e.*, “complementación” de paisaje, Dunning *et al.* 1992, Taylor *et al.* 1993, Pope *et al.* 2000, Mueller *et al.* 2009); 3) La capacidad de la matriz de impedir el movimiento de los animales (Lima y Dill 1990, St. Clair *et al.* 1998, Bélisle y Desrochers 2002).

Cuadro 6.1. Sensibilidad esperada de diferentes grupos taxonómicos y gremios de especies de animales especialistas de bosque a los cambios estructurales y florísticos de los bosques nativos del sur de Sudamérica. El nivel de sensibilidad a un tipo de perturbación se refiere a la magnitud relativa de este efecto sobre el uso del hábitat, movimiento, abundancia, sobrevivencia, reproducción o persistencia de las poblaciones. Los niveles de sensibilidad son: elevado (++) , intermedio (+) , nulo (n) e inverso (-) , este último para especies que se benefician con el tipo de perturbación. Un grupo puede ser categorizado con más de un nivel cuando existen diferencias entre especies dentro del grupo y entre los estudios considerados como referencias. Un símbolo “?” se refiere a que la información ecológica disponible es insuficiente.

	Degradación estructural de bosque	Reducción de la cobertura de bosque	Reducción del área de los fragmentos	Aumento del borde del bosque	Aislamiento del hábitat	Matriz plantación forestal	Matriz agrícola
Aves y mamíferos cavícolas arbóreos	++	++	n, +	n, +	n, +	n, +	++
Aves especialistas de corteza y tronco	++	++	+	n, +	n, +	n, +	++
Aves del sotobosque	-, n, +	++	n,+, ++	+	++	-, n, +	++
Aves insectívoras del follaje	n, +	+	n	n	n, +	-, n, +	++
Marsupiales de bosque	-, n, +	+	n	n	++	+(?)	++
Mamíferos carnívoros de bosque	n, +	n, +	+	-	n(?)	+	n, +
Roedores de bosque	+, n,-	+(?)	n	+(?)	+(?)	+	++
Ungulados de bosque	-, n, +	+	-, n, +(¿)	-(?)	+(?)	-, n	-, n, +

*Las especies que componen los diferentes grupos son:

- 1) Aves y mamíferos cavícolas arbóreos: incluye los murciélagos *Myotis chiloensis*, *Histiotus montanus*, *Lasiurus cinereus*, *L. boreales*, así como las aves: *Enicognathus ferrugineus*, *E. leptorhynchus*, *Campephilus magellanicus*, *Aphrastura spinicauda*, *Pygarrichas albogularis*, *Tachycineta meyeri*, *Strix rufipes*, *Glaucidium nanum*.
- 2) Aves especialistas de corteza y tronco: *Campephilus magellanicus*, *Aphrastura spinicauda*, *Pygarrichas albogularis*.
- 3) Aves del sotobosque: *Eugralla paradoxa*, *Pteroptochos tarnii*, *Pteroptochos castaneus*, *Scelorchilus rubecula*, *Scytalopus magellanicus*, *Sylviorthorhynchus desmursii*.
- 4) Aves del follaje: *Elaenia albiceps*, *Colorhamphus parvirostris*, *Phrygilus patagonicus*, *Xolmis pyrope*, *Zonotrichia capensis*, *Carduelis barbatus*
- 5) Marsupiales de bosque: *Rhyncholestes raphanurus*, *Dromiciops gliroides*.
- 6) Mamíferos carnívoros de bosque: *Lycalopex fulvipes*, *Leopardus guigna*.
- 7) Roedores de bosque: *Irenomys tarsalis*, *Geoxus valdivianus*,
- 8) Ungulados de bosque: *Pudu puda*.

Referencias: Redford y Eisenberg (1992), Kelt *et al.* (1994), Sieving *et al.* (1996), Estades y Temple (1999), Kelt (2000), Kelt (2001), Vergara y Simonetti (2003), Acosta *et al.* (2003), Vergara y Schlatter (2004), Vergara y Simonetti (2004ab), Acosta-Jamett y Simonetti (2004), Vergara (2005), Saavedra y Simonetti (2005a), Vergara y Simonetti (2006), Castellon y Sieving (2006), Jiménez (2007), Cofré *et al.* (2007a), Meier y Merino (2007), Tomasevic y Estades (2008), Vergara y Armesto (2009), Zúñiga *et al.* (2009), Jiménez (2010), Fontúrbel *et al.* (2010), Fontúrbel y Jiménez (2011), Vergara (2011), Farias y Jaksic (2011), Jiménez (comunic. pers.).

i) *Suplementación de paisaje*: Los efectos de la pérdida y degradación del bosque pueden ser mitigados en la medida de que los hábitats antropogénicos que sustituyen al bosque nativo logren compensar en alguna medida la pérdida de recursos. En el caso de los bosques templados del sur de Sudamérica, varios estudios sugieren que una matriz de plantaciones forestales puede suplementar a los animales de bosque con recursos alternativos dependiendo de diferentes factores relacionados con la estructura, composición o fisonomía del paisaje, así como con el manejo e historia de intervención de las plantaciones. Cuando las plantaciones forestales cuentan con un sotobosque abundante y diverso en especies de plantas, muchos animales que viven bajo el dosel pueden no reconocer las discontinuidades entre los fragmentos de vegetación nativa y la matriz de plantaciones (Fischer y Lindenmayer 2007). Las diferentes especies de tapaculos, incluyendo al chucao, hued-hued, hued-hued castaño (*P. castaneus*), churrín de la mocha y churrín del sur junto a los colilargas ocupan rodales de pino monterrey (*P. radiata*) o eucalipto (*Eucalyptus* spp.) cuando hay una cobertura de sotobosque que les permite establecer nidos, alimentarse y/o refugiarse contra depredadores (e.g., Vergara y Simonetti 2003, 2004b, Vergara 2011). Incluso, la acumulación de desechos forestales pareciera ser favorable para el churrín del sur y de la mocha (e.g., Vergara y Simonetti 2006). Este efecto compensatorio de la matriz de plantación forestal también puede llegar a ocurrir en roedores generalistas (*A. longipilis*, *A. olivaceus*, *O. longicaudatus*), carnívoros como el puma (*Puma concolor*), e incluso ungulados de bosque como los pudúes (Saavedra y Simonetti 2005ab, Bustamante *et al.* 2006, Zuñiga *et al.* 2009, Jiménez 2010). En muchos casos el proceso ecológico que limitaría a las poblaciones de mamíferos ungulados y carnívoros en paisajes forestales no sería la falta de recursos alimenticios en la matriz sino que otros factores antropogénicos como la mortalidad por parte de animales introducidos o la caza furtiva (Jiménez 2010, Silva-Rodríguez *et al.* 2010). Al contrario, una matriz de praderas tiende a ofrecer limitados recursos para muchas especies de animales de bosque.

ii) *Complementación de paisaje*: existen muchas especies de bosque que requieren de otros tipos de hábitats para complementar sus necesidades por recursos. Muchas especies generalistas de hábitats, con un amplio espectro dietario o que realizan migraciones latitudinales utilizan “obligadamente” elementos de la matriz. Estas especies pueden llegar a beneficiarse con la heterogeneidad a escala del paisaje producida por estos procesos antropogénicos (Vergara y Armesto 2009, Mueller *et al.* 2009). Este es el caso de las especies de aves propias de la zona central de Chile, como las loicas, tencas, tórtolas y fringílicos como los chincoles, chirigües y diucas. Estas especies ocupan marginalmente los bosques, especialmente los bordes de los fragmentos de bosque donde establecen sitios de percha (Rozzi *et al.* 1996). Otras especies de aves usan los bosques para anidar o alimentarse, pero sin llegar a ser especialistas de estos hábitats, como sucede con los cachuditos, tordos, zorzales, diucones, picaflores chicos, jilgueros, torcazas y cometocinos patagónicos. Incluso especies de aves que necesariamente anidan en cavidades de árboles como las golondrinas chilenas se benefician si sus nidos están próximos a humedales o turberas con una alta productividad de insectos (e.g., Vergara y Schlatter 2006). Los mamíferos de bosque también complementan sus requerimientos nutricionales, energéticos y de historia de vida al utilizar la matriz como un hábitat alternativo. Por ejemplo, los pudúes tienden a forrajear sobre praderas que están próximas a los sitios que ellos utilizan para protegerse de los depredadores, como los bosques nativos prístinos o bosques perturbados con una alta cobertura de *Chusquea* spp. (Jiménez 2010). Este fenómeno también sería extensivo a depredadores como zorros culpeos (*Lycalopex culpaeus*), chingues (*Conepatus chinga*) y quiques, los cuales están menos expuestos a los humanos y otros depredadores de mayor talla (e.g., perros o pumas) en los bosques densos próximos a zonas abiertas (Jiménez comunic. pers.).

iii) *Barrera para el movimiento*: una matriz inhóspita impone altos costos energéticos y de sobrevivencia a todo animal que intenta cruzarla, reduciendo así la conectividad funcional del paisaje (Taylor *et al.* 1993, Tischendorf y Fahrig 2000). Todas las especies de animales tienen patrones de movimiento que varían con el tipo de matriz imperante en paisaje, así como también con el estado interno del animal (motivación para moverse) y sus atributos morfológicos o biomecánicos (e.g., ver Dickinson *et al.* 2000; Nathan *et al.* 2008). En los bosques chilenos y argentinos, las especies de animales que serían más sensibles a la pérdida de conectividad estructural del paisaje son todas aquellas que tienen reducidas habilidades de movimiento sobre la matriz (cuadro 6.1). Las aves tienen una baja sensibilidad al aislamiento del hábitat, con excepción de las aves del sotobosque como los tapaculos (Rinocriptidos) y colilargas, quienes perciben la matriz de pradera como una barrera para su movimiento, evitando cruzar el borde que los separa de la matriz (Sieving *et al.* 1996, Castellón y Sieving 2006, Vergara 2011). Aves como los tapaculos, rayaditos y zorzales tienden a estar altamente expuestas al ataque de aves rapaces que se mueven sobre la matriz abierta (Vergara 2011, Vergara *et al.* no publicado). Por el contrario, el borde entre el bosque y las plantaciones de pino monterrey

o eucalipto tiende a ser permeable para aves del sotobosque como los churrines y churrines de la mocha. En cambio el hueso, hueso castaño y chucao son “reticentes” a moverse hacia el interior de la matriz de plantaciones cuando no existe un sotobosque desarrollado bajo el dosel (Vergara y Simonetti 2006, Tomasevic y Estades 2008). Los mamíferos de bosque de pequeño tamaño corporal, como los marsupiales y roedores, están entre los vertebrados más sensibles a la pérdida de conectividad de los bosques de Chile (cuadro 6.1). Es posible que estos animales tengan reducidos rangos perceptuales (*i.e.*, visión espacialmente limitada), lo que les impediría salir del bosque hacia la matriz de pradera (o incluso matorral), reduciendo así las tasas de recolonización de fragmentos aislados (Kelt 2001, Fontúrbel y Jiménez 2011, Celis-Diez *et al.* 2012).

Pérdida versus fragmentación de bosque

La conservación de animales silvestres en paisajes fragmentados generalmente involucra preguntas tan simples como: 1) ¿cuánto bosque nativo se debe retener en el paisaje?, o 2) ¿cuáles son los tamaños y distancias críticas entre fragmentos de bosque nativo? Desgraciadamente, todas estas preguntas no tienen respuestas simples ya que la pérdida y fragmentación del bosque pueden producir cambios no esperados en la estructura y función de los hábitats (Forman 1995, Fahrig 2001). Parte de esta complejidad se debe a que los efectos de las perturbaciones emergen sobre diferentes escalas espaciales y a través de estas escalas estos efectos pueden ser de tipo jerárquico o no lineal (Wiens y Milne 1989, Lindenmayer y Franklin 2002, Betts *et al.* 2006, Stouffer *et al.* 2009, Vergara y Armesto 2009). Otra fuente de complejidad tiene que ver con los atributos de cada especie, los cuales tienden a modular la respuesta de los animales a la fragmentación, incluyendo los requerimientos energéticos, de área y de hábitat, habilidades para desplazarse, respuestas antidepredatorias, capacidad para reconocer la calidad del hábitat y atributos de historia de vida (*e.g.*, Pearson *et al.* 1996, Vergara y Armesto 2009, Swift y Hannon 2010, ver capítulo 5 de este libro y cuadro 6.1).

Existe una pléthora de estudios, algunos de ellos empíricos (*e.g.* Trzcinski *et al.* 1999, Villard *et al.*, 1999, Cooper y Walters, 2002), y otros teóricos (*e.g.*, With y Crist 1995, Fahrig 1997, With y King 1999), que han investigado la contribución relativa de la pérdida y configuración del hábitat sobre la persistencia poblacional o la abundancia de animales. Estos estudios han demostrado la existencia de un valor “umbral” en la cantidad de hábitat que permanece en el paisaje, bajo el cual la abundancia o probabilidad de persistencia poblacional decrece de manera abrupta (*e.g.*, Andrén 1994, Betts *et al.* 2010, Swift y Hannon 2010). Esta cantidad umbral de hábitat puede variar entre un 10 y un 60 % de la superficie del paisaje, siendo un 30 % el valor más usual para la mayoría de las especies de animales (*e.g.*, Andrén 1994, Bennett y Ford 1997, figura 6.1). Esta respuesta no lineal a la pérdida del hábitat sugiere la presencia de factores medioambientales que comenzarían a expresarse sólo después de que la cantidad de hábitat disminuye bajo este umbral (figura 6.1). Los cambios en la configuración del paisaje asociados a la pérdida de hábitat se traducen en un incremento en los niveles de depredación y parasitismo (Donovan *et al.* 1997), condiciones climáticas adversas (Dolby y Grubb 1999), reducción en el alimento disponible (Zanette *et al.* 2000) y/o reducción en la habilidad para desplazarse sobre la matriz (Desrochers y Hannon 1997).

Las especies de aves y mamíferos de los bosques fragmentados del sur de Chile y Argentina exhiben respuestas “escala-dependientes” a las perturbaciones de sus hábitats, siendo las facetas del micro-hábitat y del paisaje importantes predictores de sus abundancias, tanto para paisajes dominados por plantaciones forestales (*e.g.*, Estades y Temple 1999, Vergara y Simonetti 2003, Lantschner *et al.* 2012) como por praderas o cultivos agrícolas (*e.g.*, Kelt *et al.* 1999, Vergara y Armesto 2009, Carneiro *et al.* 2012). Algunas especies de animales, sin embargo, podrían responder a la fragmentación del bosque de una manera espacialmente jerárquica. Por ejemplo, Vergara y Armesto (2009) demostraron que el efecto positivo de la cobertura de bambú (*Chusquea* spp) y del sotobosque sobre la abundancia de los tapaculos (*e.g.*, hueso-hueso y churrines de la mocha) en fragmentos rodeados por praderas tiende a desaparecer en los fragmentos pequeños y paisajes con una baja cobertura de bosque. La paradoja para la conservación que entrañan las respuestas espacialmente jerárquicas de los tapaculos es que mantener condiciones favorables de hábitat (*e.g.*, abundante sotobosque en un fragmento) no asegura que estos hábitats vayan a ser utilizados por estas aves cuando existe una baja cobertura arbórea sobre el paisaje. Estos efectos no lineales también gobiernan las interacciones planta-animal, como el caso de los zorzales cuya tasa de consumo de frutos de lingues, aumenta con la cantidad de frutos disponibles sólo en fragmentos conectados funcionalmente (Vergara *et al.* 2010c). En este caso, la conectividad funcional favorecería la búsqueda de frutos, incrementando las tasas de dispersión de las semillas

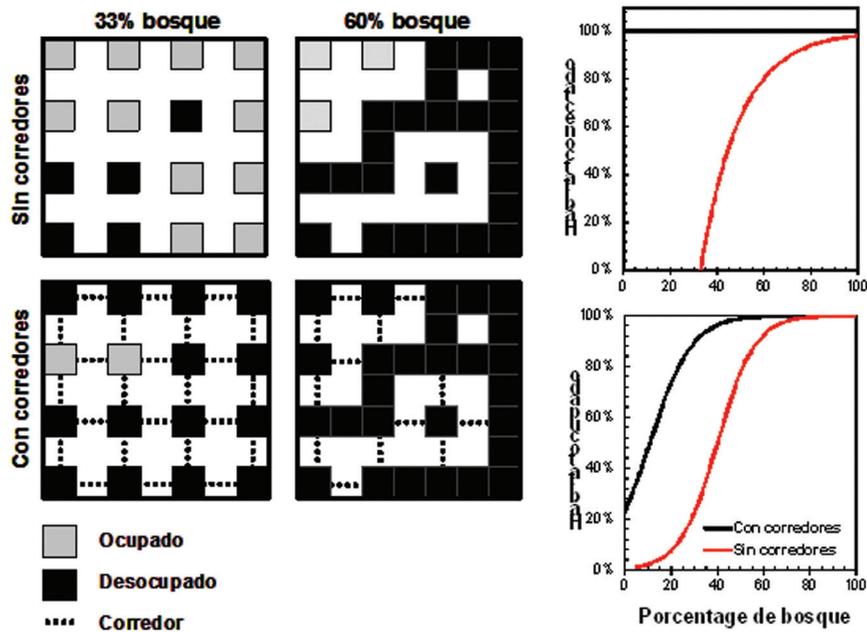


Figura 6.1. Relación teórica entre la pérdida, conectividad y ocupación del hábitat boscoso por una especie. La pérdida de bosque implica la remoción de celdas que representan fragmentos de bosque (izquierda). La pérdida de celdas involucra un decrecimiento en la conectividad estructural, dada por la fracción de celdas adyacentes (curva a mano derecha). La fracción del hábitat ocupado es caracterizado por una regresión logística cuyo punto de inflexión corresponde al valor “umbral” en la cantidad de hábitat (cantidad de bosque donde ninguna celda está conectada, ca. 33 % de bosque). Los corredores mantienen conectados a los fragmentos de bosque independientemente de su cantidad en el paisaje y bajo este umbral ellos contribuyen más a la ocupación del hábitat.

de lingue entre fragmentos (Vergara *et al.* 2010c). Estos resultados resaltan la importancia de incorporar escalas espaciales múltiples en los estudios sobre animales en paisajes fragmentados del sur de Chile.

Rareza y pérdida de hábitat

Existe un consenso en que la mayoría de las comunidades están formadas por especies poco abundantes (Preston 1948, Hubbell, 2001) y que muchas de las especies que actualmente están amenazadas son especies raras (Gaston 1994). De acuerdo a Reveal (1981), la condición de rareza se asocia a bajas abundancias y/o rangos geográficos restringidos (ver Gaston 1994). Otras características específicas asociadas a la rareza son: la especificidad de hábitat, un mayor tamaño corporal dentro de un taxón, una baja capacidad de dispersión, un bajo esfuerzo reproductivo, una gran longevidad, especialización de dieta, un alto nivel trófico, baja diversidad genética, y una alta jerarquía taxonómica (Rabinowitz *et al.* 1986, Gaston 1994, Cofré *et al.* 2007a).

Si bien existe claridad de que los bosques tropicales son los ambientes que presentan la mayor cantidad de especies raras (*e.g.* Thiollay 1994), los bosques templados también albergan especies cuyas abundancias o distribuciones son comparativamente mucho más bajas o restringidas que otras especies presentes en estos ambientes. Por ejemplo, el ensamble de aves terrestres no rapaces que habita las diferentes formaciones de bosques en Chile está compuesto esencialmente por unas pocas especies muy abundantes y ampliamente distribuidas, mientras que la gran mayoría del ensamble está formado por especies con bajas abundancias, las que muchas veces también presentan distribuciones restringidas (Cofré 1999, figura 6.2). Especies como el tijeral (*Leptasthenura aegithaloides*), el churrín de la mocha, el hueso-hueso castaño, la viudita (*Coloramphus parvirostris*), el carpintero negro, y los loros del género *Enicognathus* son las especies más raras del ensamble en términos de su abundancia (véase también Cofré *et al.* 2007a). Sin embargo, especies que utilizan marginalmente el bosque pueden ser raras en este tipo de hábitat, pero abundantes en otro hábitat vecino (Gaston 1994). Así mismo, las especies con baja detectabilidad pueden ser consideradas como raras (véase capítulo 5 de este libro y Fontúrbel y Jiménez 2009). Las especies son “genuinamente” raras cuando su

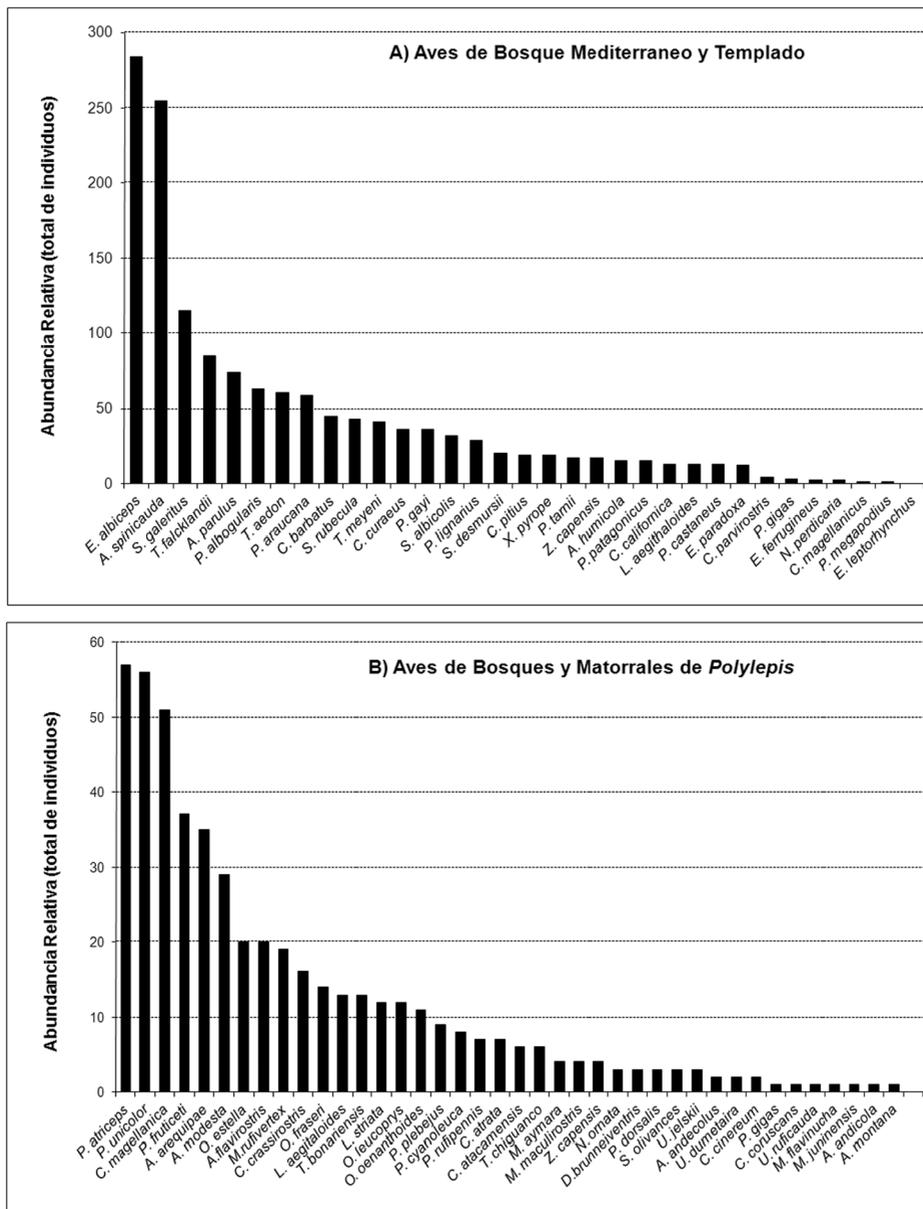


Figura 6.2. Relaciones de abundancia del ensamble de aves terrestres diurnas no rapaces en a) bosques costeros del centro y sur de Chile (Cofré 2004) y en b) bosques de Polylepsis (Cofré, datos no publicados).

abundancia relativa en todos los hábitats disponibles dentro de su rango geográfico es baja (e.g. Lloyd 2008, Codesido *et al.* 2012). Ejemplo de ello son las especies raras de los bosques costeros, las cuales mantienen este estatus en la casi totalidad de los hábitats comparados (figura 6.2a).

El ensamble de aves que habita los bosques de *Polylepsis* en la precordillera y altiplano del norte de Chile (figura 6.2b), presenta un patrón de abundancia relativa similar al de las aves de los bosques del sur de Chile (figura 6.2a), con unas pocas especies abundantes y muchas especies raras. En el ensamble de los bosques de *Polylepsis*, también encontramos especies que siendo raras en dichos bosques, presentan abundancias relativas mayores en otro tipo de ambientes como son los matorrales y bofedales. Otras especies de estos bosques, sin embargo, son consistentes en mostrar bajas abundancias en todos los ambientes en que ellas ocurren (recuadro 6.1). El ensamble de micromamíferos de los bosques del sur de Chile se caracteriza porque la mayoría de las especies son poco frecuentes y con distribuciones restringidas, muchas de ellas endémicas de alguna región específica, mientras que un grupo pequeño de especies dominan el ensamble (Cofré *et al.* 2007b). Las especies

de micromamíferos con un mayor nivel de rareza ocurrirían bajo condiciones muy particulares de tipos de vegetación, a diferencia de las especies ampliamente distribuidas y de mayor abundancia, las cuales serían generalistas de hábitat (Cofré *et al.* 2007b, cuadro 6.2). Especies raras de micromamíferos pertenecientes a los géneros *Chelemys*, *Aconaemys*, *Pearsonomys* y *Rhyncholestes* son especialistas de hábitat (Cofré y Marquet 1999, Martín 2011, Figueroa *et al.* 2012). Otras especies que han sido propuestas como especies raras son el zorro de Darwin y el huemul (*Hippocamelus bisulcus*) entre los mamíferos (Cofré y Marquet 1999, Jiménez 2007, Corti *et al.* 2011) y el aguilucho de cola rojiza dentro de las aves rapaces (Trejo *et al.* 2006, ver cuadro 6.2).

Cuadro 6.2. Especies de aves con las menores abundancias regionales de acuerdo a la Figura 2a. Au = indica ausencia de la especie, C = la especie alcanzó una densidad mayor a 0.5 ind./há., o una abundancia relativa mayor a la mediana, R = la especie mantuvo su estatus de rareza en el hábitat y un espacio en blanco indica que el hábitat está fuera del rango geográfico de la especie. Los números corresponden a los siguientes hábitats: 1= Bosque de *N. glauca* (Estades y Temple 1999); 2 =Matorral Esclerófilo (Cofré datos no publ.); 3= pradera (Estades y Temple1999); 4= Espinal (Cofré datos no publ.); 5 = Matorral de *Lithraea*, *Quillaja* (Cofré datos no publ.); 6 = Matorral semi-árido en el P.N. Fray Jorge (Cofre datos no publ.); 7 = Savana de *Acacia*, *Prosopis* (Cody 1975); 8 = Matorral de *Lithraea*, *Quillaja* (Cody 1975); 9 = Matorral de *Berberis* (Ralph 1985); 10 = Matorral de *Colletia* spp. (Estades 1997); 11 = Bosque de *N. pumilio* y *N. antarctica* (Anderson y Rozzi 2000); Bosque de *A. araucana* (Ibarra *et al.* 2010).

ESPECIES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Patagona gigas</i>	R	Au	R	Au	R	R	Au	C	Au	Au	Au	
<i>Campephilus magellanicus</i>	R		Au						Au	Au	R	R
<i>Pterotochos castaneus</i>	R		Au						Au	R		
<i>Eugralla paradoxa</i>	R		R						Au	Au		
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	R	Au	Au	R	Au	Au	Au	Au	Au	Au	R	R
<i>Enicognathus spp.</i>	R		Au						Au	Au	R	R
<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Au	Au	R	Au	R	R	R	C	R	R		

Las especies raras tienden a ser utilizadas como indicadores de la vulnerabilidad de la biodiversidad de los ecosistemas perturbados ya que ellas enfrentan altos riesgos de extinción cuando su hábitat disminuye en calidad o superficie (Bolger *et al.* 1991, Soulé *et al.* 1992, Renjifo 1999, Henle *et al.* 2004, Lloyd 2008, Jablonski 2008). Una prueba de ello es que la mayor parte de los animales extintos en el último medio siglo corresponden a especies con distribución restringida que habitaban sobre islas oceánicas (Loehle y Eschenbach 2012). Por otra parte, especies con rangos restringidos, asociadas muchas veces a microclimas particulares, serían las especies más vulnerables al calentamiento global (*e.g.* Ohlemüller *et al.* 2008).

Las especies raras en gran parte dependen críticamente de los recursos que proveen los ecosistemas forestales, los cuales al ser alterados por el hombre favorecen la propensión a la extinción de dichas especies raras. Especies que soportan esta predicción son las especies raras de aves y roedores que viven en hábitats fragmentados del chaparral Californiano (Soulé *et al.* 1992), aves de los bosques subandinos de Colombia (Renjifo 1999) y murciélagos sudamericanos (Medellin *et al.* 2000). Las especies de aves de mayor rareza de los bosques templados del sur de Sudamérica también son las más vulnerables o sensibles a la fragmentación (Willson *et al.* 1994, Cornelius *et al.* 2000, Cofré 1999, Estades y Temple 1999, Vergara y Armesto 2009). Por ejemplo, la mayoría de las especies de aves de bosque que actualmente no están presentes en los bosques relictos de la región centro-norte de Chile presentan al menos un tipo de rareza (distribuciones restringidas o bajas abundancias) en ambientes prístinos en el sur de Sudamérica (Cornelius *et al.* 2000, Cofré *et al.* 2007a). Entre estas especies están algunos Tapaculos (Rinocriptidos), loros del género *Enicognathus* y el carpintero negro. Especies de aves raras y especialistas de bosque, como los choroyes y el carpintero negro, enfrentan a menudo escasez de cavidades para instalar sus nidos en bosques perturbados. Algunas de las especies de micromamíferos especialistas del sotobosque y raras que podrían servir como indicadores de la vulnerabilidad de los ecosistemas perturbados son *Ch. megalonyx*, *P. annectens*, *R. raphanurus* y las especies del género

Aconaemys. Especies arbóreas de micromamíferos, como *I. tarsalis* o *D. gliroides*, también podrían llegar a ser raras en bosques altamente degradados. Finalmente, la pérdida y fragmentación del bosque puede tener un mayor efecto sobre la abundancia de especies raras que poseen tamaños corporales grandes (e.g., carpinteros negros, pudúes, pumas), porque el tamaño corporal se asocia positivamente a mayores ámbitos de hogar y por lo tanto, requerimientos de área de bosque mayores (Henle *et al.* 2004).

Diversidad funcional de carnívoros en paisajes fragmentados

Debido a sus altos requerimientos de energía, alimento y espacio, las aves rapaces y carnívoros canalizan gran parte de la biomasa y energía en los niveles tróficos superiores (Ray *et al.* 2005, Sergio *et al.* 2005, Farias y Jaksic 2011, Farias 2012). A su vez, estas mismas características, sumadas a un alto potencial de conflicto con el hombre (e.g. al depredar sobre ganado o aves de corral) y bajas densidades poblacionales, los transforman en elementos sensibles a las transformaciones de sus hábitats (Crooks 2002, Cardillo *et al.* 2004, Ray *et al.* 2005, Sergio *et al.* 2005, Ryall y Fahrig 2006, Baker *et al.* 2008, Farias y Jaksic 2011). Por este motivo la fragmentación y pérdida de bosque afecta de forma notoria la diversidad taxonómica y funcional de los vertebrados depredadores. Por ejemplo, en áreas rurales de la isla de Chiloé, la probabilidad de ocurrencia de casi todas las especies aumenta con el tamaño y complejidad en la forma de los fragmentos de bosque, por lo que tanto el número de especies (S) como la variedad de papeles funcionales jugados por estas especies (i.e. diversidad funcional, FD) también se correlaciona positivamente con dichas variables (Farias y Jaksic 2011). De hecho, los fragmentos pequeños de bosque se ven funcionalmente empobrecidos en los niveles tróficos superiores. Además, simulaciones realizadas utilizando la respuesta empírica de cada especie a la fragmentación y su perfil real de abundancia en el paisaje, muestran que la asociación entre S y FD es menos pronunciada que la esperada a partir de su ocurrencia aleatoria en los distintos fragmentos (figura 6.3). Por lo tanto, la fragmentación resulta en un empobrecimiento y una homogenización funcional del ensamble de depredadores, tanto a escala de los fragmentos como del paisaje general (Farias y Jaksic 2011).

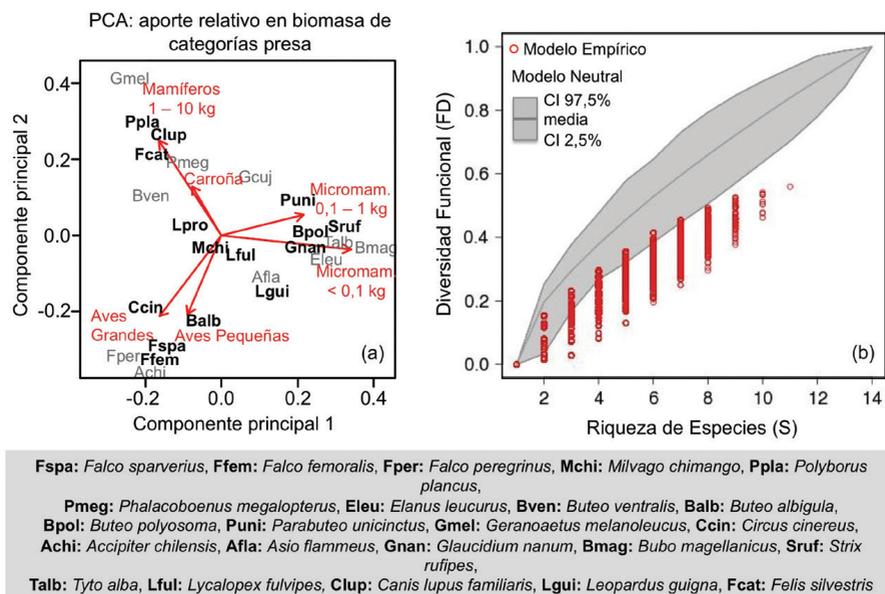


Figura 6.3. Estructura funcional del ensamble de vertebrados depredadores en un paisaje agroforestal de la isla de Chiloé (modificado de Farias y Jaksic 2011). (a) Análisis de ordenación (PCA) aplicado a la composición dietaria de cada especie; en negro las especies detectadas en fragmentos de bosque, en gris aquellas con presencia conocida o sospechada en el área de estudio, en rojo los vectores de contribución de las principales categorías presa a cada eje de variación. (b) La asociación esperada entre diversidad funcional o trófica (índice FD, Petchey y Gaston 2002) y la riqueza de especies (S); el área gris representa esta relación estimada desde simulaciones de un modelo neutral que supone que la ocurrencia de todas las especies es equiprobable entre fragmentos; los puntos rojos representan la relación estimada a partir de probabilidades de ocurrencia empíricas (i.e., obtenidas desde regresiones logísticas ajustadas al área, forma y conectividad de los fragmentos).

Impacto de los animales introducidos sobre los bosques

El funcionamiento de los ecosistemas boscosos del sur de Chile y Argentina es afectado por el recambio de especies nativas por especies introducidas. Entre las especies introducidas en estos bosques y sus efectos están: (1) los cérvidos exóticos y el ganado doméstico que reducen la capacidad regenerativa del bosque nativo; (2) el jabalí (*S. scrofa*), que incrementa las tasas de erosión y afectan los ciclos de nutrientes al remover el suelo en busca de raíces, hongos e invertebrados; (3) el castor canadiense, el cual modifica profundamente los ecosistemas riparianos de los archipiélagos australes mediante la construcción de diques, volteando árboles e inundando áreas extensas de bosque; (4) mamíferos de menor tamaño, como las liebres (*Lepus europaeus*), conejos (*Oryctolagus cuniculus*) y ratas almizcleras, las cuales sobre consumen algunas plantas nativas y construyen madrigueras, afectando la dinámica de los nutrientes; (5) las ratas (*Rattus spp.*), que pueden depredar sobre pequeños roedores, nidos y semillas; y (6) los carnívoros introducidos como el visón y el perro, que depredan sobre una amplia gama de especies autóctonas (Veblen *et al.* 1992, Bonino 1995, Jaksic 1998, Vázquez 2002, Lizarralde *et al.* 2004, Novillo y Ojeda 2008, Silva y Saavedra 2008, Merino *et al.* 2009, Flueck 2010, Sanguinetti y Kitzberger 2010, Svensson 2010, Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Zamorano-Elgueta *et al.* 2012).

Manejo sustentable del hábitat

La conservación de la fauna en paisajes modificados por el hombre demanda establecer programas de manejo que aseguren la persistencia de las poblaciones y ensambles de especies (Soulé y Wilcox 1980, Wilson 1992). Estos programas incluyen todas aquellas actividades a escala del paisaje que mejoran la calidad, cantidad y conectividad del hábitat para las especies de bosque, así como las actividades que directamente contribuyen a reestablecer sus poblaciones (*e.g.*, translocación o reintroducción de animales, *e.g.*, Bookhout 1996). La viabilidad y eficacia de todas estas actividades, sin embargo, está condicionada al equilibrio que se establece entre los objetivos de la conservación biológica y las necesidades humanas imperantes (Primack 1993, Hunter 1996). Por lo tanto, un manejo sustentable de la fauna en paisajes con bosque nativo requiere de la integración del conocimiento disponible sobre la ecología de las especies dentro de un marco operacional que involucre aspectos inherentes a las sociedades humanas (Hobbs y Saunders 1993, Hobbs 1997, Arnold 1995, Lindenmayer *et al.* 2008). Entre los aspectos sociales y económicos que imponen restricciones al manejo de las poblaciones de animales de bosque están los patrones de uso del suelo, los sistemas productivos, la tenencia de la tierra, la legislación vigente y las políticas públicas (Hobbs y Saunders 1993, Lindenmayer *et al.* 2008, figura 6.4).

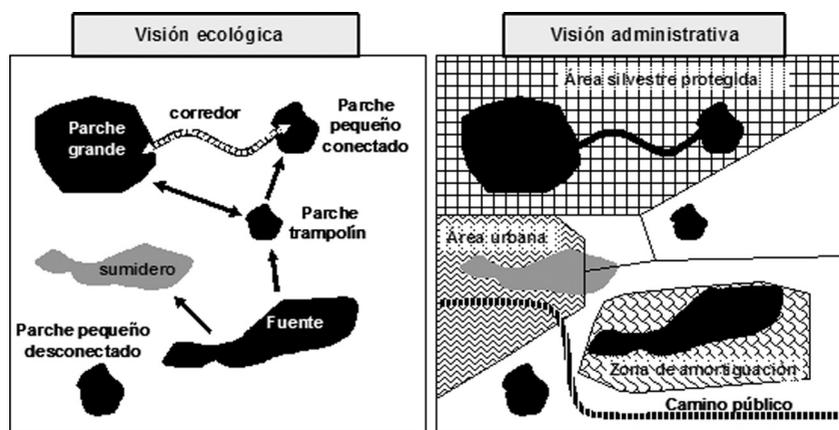


Figura 6.4. Dos tipos de aproximaciones para caracterizar un mismo mosaico de uso del suelo en el marco de un manejo integral de paisaje. Izquierda: el paisaje como un ecosistema funcional cuyos elementos son caracterizados de acuerdo a su calidad de hábitat (*e.g.*, fragmentos que actúan como fuentes o sumideros), tamaño (*e.g.*, fragmentos grandes y pequeños) y contribución a la conectividad (*e.g.*, corredores y trampolines). En este paisaje una red de hábitats conectados emerge desde los diferentes enlaces que se establecen entre fragmentos (flechas). Derecha: el paisaje socio-económico, el cual es "ordenado" en base a la tenencia de tierra y uso del suelo. Ambas visiones (ecológica y administrativa) no son independientes porque los fragmentos rodeados por zonas urbanas tienen una baja calidad de hábitat (son sumideros) mientras que aquellos rodeados por zonas de amortiguación actuarían como fuentes. Otros elementos del paisaje actúan como barreras para el movimiento de los animales (*e.g.*, el camino público).

En Chile varios estudios plantean la necesidad de incluir la dinámica del uso del suelo y el régimen de perturbaciones antropogénicas dentro de los programas de conservación de la biodiversidad en paisajes con bosque nativo (e.g., Carmona *et al.* 2010, Díaz *et al.* 2011, Newton *et al.* 2011). Proyectar escenarios futuros de configuración y estructura de paisaje constituye una herramienta útil para poder predecir la respuesta de las poblaciones de animales a las perturbaciones del hábitat y el éxito de los programas de reintroducción de especies (e.g., Kramer-Schadt *et al.* 2005, Cumming 2007, Jones 2011). A pesar de la incerteza respecto a los mecanismos que gobiernan la persistencia poblacional de los animales de bosque, varios estudios ecológicos realizados en Chile sugieren que algunos elementos y atributos del paisaje son importantes para la conservación de estos animales (cuadro 6.3). Algunos de estos elementos, y sus respectivas funciones sobre la vida silvestre, son:

1) Elementos lineales: los setos vivos (barreras de árboles) y franjas de vegetación riparia actúan como conectores para los animales que ocupan fragmentos de bosque nativo en paisajes agrícolas del sur de Chile (Jaña-Prado 2007, Vergara 2011). En Chile, estas estructuras funcionan como corredores obligados para el movimiento de las aves del sotobosque, como los tapaculos y colilargas (e.g., Sieving *et al.* 2000, Díaz *et al.* 2006), y probablemente contribuyen al movimiento de muchas aves especialistas de bosque como los rayaditos (Vergara 2011). Los pequeños mamíferos como el monito del monte también usan las franjas riparias, probablemente como corredores y hábitat a la vez (Smith-Ramirez *et al.* 2010, pero ver también Fontúrbel *et al.* 2010). Adicionalmente, algunas aves generalistas de hábitat que dispersan frutos de árboles nativos, como los zorzales y diucones, podrían navegar en el paisaje teniendo como referencia estas estructuras (Vergara *et al.* no publicado). En paisajes dominados por plantaciones forestales, las franjas estrechas dejadas como áreas de protección sobre quebradas pueden actuar como un hábitat primario o complementario para muchas especies de aves (Estades y Temple 1999, Vergara y Simonetti 2004a).

2) Parches pequeños: estos elementos podrían suplementar a los animales con recursos valiosos, como sitios para anidar, perchas o alimento. Mantener grupos de parches pequeños podría favorecer a aquellas especies que ocupan redes de fragmentos de bosque conectadas, tal como ocurre con los rayaditos en bosques esclerófilos y relictos fragmentados del centro-norte de Chile (Vergara y Marquet 2007, Vergara *et al.* 2010b). Sin embargo, una de las funciones más importantes de los parches pequeños solitarios es de actuar como “trampolines” (i.e., “stepping-stones”), i.e., fragmentos que orientan o facilitan la dispersión de individuos entre otros fragmentos de mayor tamaño (Saura y Rubio 2010).

3) Parches grandes: estos son probablemente los elementos del paisaje que más contribuyen a la persistencia de las poblaciones, dado que ellos sustentan poblaciones locales grandes y poco susceptibles a la extinción (Hanski 1999). Sin embargo, el tamaño del parche no asegura calidad de hábitat puesto que algunos parches grandes pueden estar estructuralmente degradados y ser invadidos por depredadores. Los parches grandes pueden ser implementados como reservas o áreas de protección no solo en paisajes con plantaciones forestales o agrícolas, sino que también en paisajes donde la mayor actividad extractiva es la explotación del bosque nativo (Franklin y Forman 1987, Lindenmayer y Franklin 2002).

4) Matriz: las características de la matriz pueden imponer fuertes restricciones sobre la distancia de dispersión y uso del hábitat por los animales de bosque, limitando la función ecológica que pueden tener otros elementos del paisaje (e.g. parches grandes o corredores) en favorecer la persistencia de las poblaciones en paisajes fragmentados (e.g., Ricketts 2001, Bender y Fahrig 2005, Prevedello y Vieira 2010, Vergara 2011). Como ya fue discutido previamente (ver subsección Importancia del tipo de matriz), las matrices conformadas por plantaciones forestales que retienen un sotobosque denso, y que a escala del paisaje se mezclan equitativamente con fragmentos de bosque nativo, pueden tener una fuerte contribución sobre la conservación de la biodiversidad de los bosques remanentes. Sin embargo, la calidad de la matriz podría ser mejorada en la medida de que esta sea enriquecida con sitios artificiales de reproducción o alimentación (e.g., Bookhout 1996). Por esta razón, la suplementación de cajas nidos, que son usadas tanto por las aves y mamíferos de bosque, tendría un efecto positivo sobre el tamaño poblacional de estas especies (Both 1998, Newton 1998). En paisajes agrícolas del sur de Chile la calidad de la matriz puede ser mantenida relativamente alta al conservar grupos de árboles maduros de laurel (*Laurelia sempervirens*), lingue (*Persea lingue*) y roble (*Nothofagus obliqua*) localizados sobre las praderas, ya que estos ejemplares sustentan una rica biodiversidad de animales (recuadro 6.2). En paisajes donde la explotación del bosque nativo es la principal actividad humana de transformación de los bosques, diversas prescripciones sobre el tipo de corta y manejo silvícola permiten aminorar los efectos de estas actividades sobre la biodiversidad (e.g., Hunter 1990, Franklin y Forman

1987). En Chile y Argentina pocos estudios han explorado cuales son los efectos de las cortas silvícolas (e.g. Vergara y Schlatter 2006, 2008). Por ejemplo, Vergara y Schlatter (2008) determinaron que una retención de la cobertura boscosa de tipo agregada podría tener efectos diferentes sobre las aves de bosque que cuando la retención se hace de manera dispersa. Cortas que dejan estructuras agregadas crean paisajes “fragmentados” a escala de los rodales intervenidos, y por lo tanto, pueden afectar a especies con capacidad muy limitada para desplazarse (e.g. marsupiales de bosque, cuadro 6.1). Cortas de tipo dispersas, sin embargo, reducen de manera homogénea la calidad del hábitat al eliminar selectivamente los árboles de mayor tamaño. Por lo tanto, el dilema de seleccionar un tipo de corta (retención dispersa vs. agregada) pasa por un compromiso entre calidad del bosque remanente versus la cantidad de bosque no intervenido.

5) Calidad del hábitat dentro de los fragmentos: un incremento en la disponibilidad de recursos, incluyendo sitios de alimentación, reproducción y libres de depredadores y/o parásitos, podría resultar en un aumento en las tasas de crecimiento y un menor riesgo de extinción para las poblaciones locales que habitan los fragmentos. Mejorar la calidad del hábitat también evitaría la presencia de las “trampas ecológicas” para los animales que seleccionan hábitats dentro de los fragmentos (e.g., en los bordes). A escala del paisaje, la presencia de hábitats que funcionen como “fuentes” de propágulos permite la persistencia metapoblacional a través de un incremento en las tasas de recolonización de fragmentos (Pulliam y Danielson 1991). Existen diversas actividades que podrían contribuir a un mejoramiento integral de la calidad del hábitat. Dado que las cavidades naturales tienden a ser un recurso escaso y limitante en los bosques nativos degradados (Newton 1998), el uso de cajas nidos puede ser una alternativa para mejorar la calidad del hábitat para muchas especies de animales. De hecho la implementación de cajas nidos tiende a incrementar la densidad de aves de bosque que anidan en cavidades, tal como el caso de los rayaditos (Tomasevic y Estades 2006, Vergara 2007). Igualmente beneficiosas parecen ser las cajas nidos para los monitos del monte, incluso en bosques maduros (Franco *et al.* 2011, Celis-Diez *et al.* 2012), mientras que en bosque relicto y esclerófilo podrían ser utilizadas por yacas y roedores como sitios de descanso (Vergara 2007, Vergara y Marquet 2007). La implementación de cajas nidos y sitios de perchas para aves rapaces podría tener un efecto indirecto sobre la calidad del hábitat de otras especies dado que las rapaces regulan las poblaciones de roedores que depredan sobre los nidos de las aves del sotobosque en fragmentos pequeños y quebradas (Schlatter y Murúa 1992, Vergara y Simonetti 2003).

Cuadro 6.3. Propuestas para el manejo del hábitat de los animales de los bosques de Chile y Argentina tendientes a mejorar la función ecológica de varios elementos y propiedades del paisaje

Elemento o atributo del paisaje y/o hábitat	Tipo de paisaje Agrícola/pastoril	Plantación forestal	Bosque nativo
Matriz	Reducir el tamaño y distribuir de manera no agrupada las áreas de cultivo o praderas. Conservar árboles maduros dispersos sobre las praderas y cultivos.	Suplementación de estructuras usadas para la anidación y reproducción. Enriquecimiento y retención del sotobosque tras la corta. Reducir el tamaño, distribuir de manera no agrupada y crear una estructura multi-etarea de plantaciones.	Métodos de cosecha con retención de la cobertura (agrupada o dispersa según sea el caso) en rodales que queden rodeados por bosque nativo no explotado
Fragmentos grandes	Conservar y restaurar. Translocación de animales hacia fragmentos desocupados	Conservar y restaurar. Translocación de animales hacia fragmentos desocupados	Conservar y restaurar
Fragmentos pequeños	Retener en grupos y priorizar los que funcionan como “trampolines”	Conservar y restaurar	No aplica

Bosque ripario y setos vivos	Conservar y restaurar con la finalidad de incrementar la conectividad estructural de los fragmentos	Conservar y restaurar el bosque ripario con la finalidad de incrementar la conectividad estructural de los fragmentos	No aplica
Calidad del hábitat en los fragmentos	Retener árboles grandes, muertos y senescentes. Suplementación de estructuras usadas para la anidación y reproducción. Restauración del bosque nativo degradado.	Retener árboles grandes, muertos y senescentes. Suplementación de estructuras usadas para la anidación o reproducción, así como perchas para rapaces. Restauración del bosque nativo degradado.	Retener árboles grandes, muertos y senescentes. Restauración del bosque nativo degradado.

Recuadro 6.1

Diversidad del ensamble de aves que habitan los bosques fragmentados de *Polylepis rugulosa* en el norte de Chile

HERNÁN L COFRÉ, CARLOS F GARÍN, YERKO A VILINA, PABLO A MARQUET

Las dos especies de queñoas (árboles del género *Polylepis*) que viven en Chile, *P. rugulosa* y *P. tarapacana*, se distribuyen en la ecoregión de la Puna Seca y el piso inferior de la Prepuna (3.300 m - 4.800 m de altitud), formando pequeños bosquetes que se encuentran naturalmente fragmentados (figura 1). La avifauna de los fragmentos de bosques de *P. rugulosa* ha sido escasamente estudiada pese a que estos ecosistemas son reconocidos como altamente prioritarios para la conservación por su fragilidad, amenaza y endemismo. En la actualidad se han identificado 27 especies de aves terrestres no rapaces ocupando estos fragmentos. De estas especies, cuatro son especialistas de los bosques de ambas especies de queñoas, tanto de los bosques de la precordillera (*P. rugulosa*) como de la puna (*P. tarapacana*). Entre estas especies están el tijeral listado, el pitajo gris, el pitajo rojizo y el comesebo gigante (cuadro 1). Por otra parte, existe un grupo de especies que sólo han sido registradas en los



Figura 1. Bosque de *Polylepis rugulosa* (a 3.800 m de altitud) camino a la localidad de Belén, precordillera de la región de Arica y Parinacota.

bosques fragmentados de *P. rugulosa*, pero que también aparecen en hábitats antrópogenicos de la precordillera (cuadro 1). Una gran parte del ensamble de los bosques de *P. rugulosa* lo componen especies generalistas de hábitat, las cuales utilizan también otros hábitats disponibles en el paisaje, como matorrales, tolares y bofedales.

En un estudio preliminar usando 46 transectos se detectó una riqueza local de 16 a 20 especies por fragmento, y un promedio de cuatro especies por transecto (de: 2 a 11 especies/transecto). Estos resultados indican que este tipo de hábitat tiene una mayor riqueza de aves terrestres que otros hábitats como matorrales y tolares y es sólo comparable a la riqueza encontrada en los bofedales de la Puna. En términos temporales, este ambiente parece sufrir cambios importantes en la riqueza de especies, fluctuando desde 23 en el año 2007 a sólo 16 en el año 2009. La disminución temporal de la riqueza de especies se explicaría por la ausencia temporal de especies que tienen bajas abundancias en esta zona de la precordillera (figura 2), como el picaflor azul, el comesebo negro, y el comesebo chico. En cuanto a las abundancias, el ensamble está compuesto por unas pocas especies abundantes, como el yal, el canastero del norte y el cometocino del norte, y muchas especies poco frecuentes. Tal como ocurrió con la riqueza de especies, nuestros datos revelaron una disminución de abundancias de especies propias de la cordillera desde el año 2007 al 2009 (figura 2). Aunque las especies especialistas de hábitat presentaron bajas abundancias relativas, sobre el tiempo sus abundancias fueron mayormente estables. En términos tróficos, el ensamble está formado por una gran mayoría de especies insectívoras (más del 50 %), incluyendo las cuatro especies especialistas, quienes se alimentan de invertebrados que encuentran asociados a la corteza de la Queñoa. Puesto que los bosques de *P. rugulosa*, albergan a uno de los ensambles de aves más

Cuadro 1. Especies de aves registradas en los bosques de *P. rugulosa*.

Nombre Científico	Nombre común
Especies especialistas de Polylepis	
1. <i>Leptasthenura striata</i>	Tijeral listado
2. <i>Ochthoeca leucophrys</i>	Pitajo gris
3. <i>Ochthoeca oenanthoides</i>	Pitajo rojizo
4. <i>Oreomanes fraseri</i>	Comesebo gigante
Especies registradas sólo en Polylepis de Precordillera	
5. <i>Aeronautes andecolus</i>	Vencejo chico
6. <i>Patagona gigas</i>	Picaflor Gigante
7. <i>Colibri coruscans</i>	Picaflor Azul
8. <i>Turdus chiguanco</i>	Zorzal negro
9. <i>Conirostrum cinereum</i>	Comesebo chico
10. <i>Diglossa brunneiventris</i>	Comesebo negro
11. <i>Thraupis bonariensis</i>	Naranjero
Especies registradas en múltiples ambientes	
12. <i>Nothoprocta ornata</i>	Perdiz Cordillerana
13. <i>Oreotrochilus estella</i>	Picaflor de la puna
14. <i>Metriopelia aymara</i>	Tortolita de la puna
15. <i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Tijeral
16. <i>Asthenes arequipae</i>	Canastero del norte
17. <i>Upucerthia dumetaria</i>	Bandurrilla
18. <i>Upucerthia jelskii</i>	Bandurrilla de la puna
19. <i>Cinclodes atacamensis</i>	Churrete de alas blancas
20. <i>Anairetes flavirostris</i>	Cachudito del norte
21. <i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina dorso negro
22. <i>Phrygilus atriceps</i>	Cometocino del norte
23. <i>Phrygilus fruticeti</i>	Yal
24. <i>Phrygilus plebejus</i>	Plebeyo
25. <i>Phrygilus unicolor</i>	Pájaro plomo
26. <i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol
27. <i>Carduelis magellanica</i>	Jilguero peruano

diversos de la región precordillerana del extremo norte de Chile, ellos requieren de medidas de protección, que frenen las perturbaciones antropogénicas así como de su inclusión en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE).

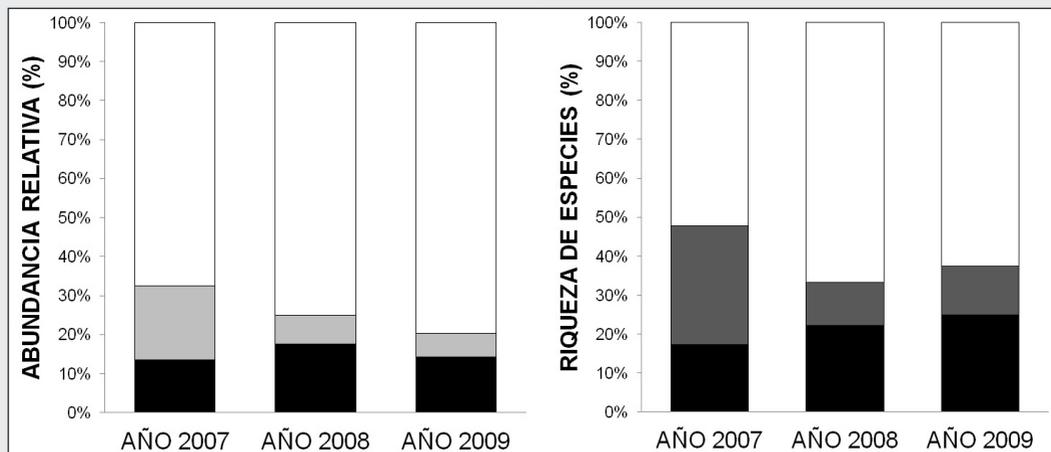


Figura 2. Cambios temporales en la abundancia (gráfico superior) y la riqueza (gráfico inferior) del ensamble de aves terrestres no rapaces de los bosques de *P. rugulosa*. El color negro corresponde a especies especialistas, el gris a especies propias de precordillera y el blanco a especies generalistas.

Recuadro 6.2

El rol de los árboles aislados en la conservación de la fauna en paisajes agro-ganaderos del sur de Chile

JAIME E. JIMÉNEZ

Los grandes árboles que ocurren de manera aislada sobre las praderas destinadas a ganadería o en terrenos agrícolas del valle central del sur de Chile no son reconocidos como un tipo forestal propiamente tal, por lo cual la ley no los protege ni regula su extracción. Estos árboles son los remanentes de los bosques de robles, laureles y lingues que fueron sistemáticamente reemplazados por praderas y cultivos agrícolas (figura 1). Estos árboles son elementos del paisaje claves para la conservación de la biodiversidad de estos paisajes, una función que aún permanece sin ser reconocida por la legislación ambiental. En particular, los árboles aislados proveen de los siguientes beneficios a las aves y mamíferos de bosque:

1) Recursos alimenticios. Aves insectívoras como los diucones, cachuditos, viuditas y fio-fios se alimentan de larvas e insectos adultos en el follaje y otras como rayaditos, comesebos grandes, carpinteritos (*Viniliornis lignarius*) y pitios (*Colaptespitius*) se alimentan en sus ramas y troncos. Insectos, arañas, ciempiés y pseudoescorpiones que se protegen bajos las cortezas son objeto de búsqueda por las aves insectívoras. Los frutos y flores de los robles, laureles y lingues proveen de alimentos a choroyes, torcazas y zorzales. En el suelo, roedores tales como el ratoncito oliváceo (*A. olivaceus*) y el colilarga (*O. longicaudatus*) se alimentan de las semillas y se esconden en las cavidades de los troncos. En las ramas de los pellines (i.e., robles maduros) crecen hongos del género *Cittaria*, localmente denominados como “digüeños”, los cuales son consumidos por los choroyes. Las flores de plantas epífitas como la medallita (*Sarmienta scandens*) proveen de alimento a los picaflores chicos.

2) Sitios reproductivos para aves y mamíferos. Aves de hábitats abiertos tales como bandurrias (*Theristicusmelanopis*), tiuques (*Milvagochimango*) y traros (*Caracaraplancus*) construyen sus nidos en las ramas altas. Por tratarse de grandes árboles, la caída de sus ramas y el ataque de hongos produce cavidades naturales en los troncos que permiten nidificar a choroyes, patos jergones chicos (*Anasflavirostris*) y cernícalos (*Falcosparverius*), y cuando éstas cavidades son más grandes a lechuzas (*Tytoalba*), concones y jotes (*Coragypsatratus*). Los pitios actúan como especies cavícolas primarias, al taladrar las ramas muertas y generan cavidades donde ellos nidifican, las que luego son utilizadas por chunchos (*Glaucidiumnanum*) y golondrinas chilenas. La base de los troncos sirven de madrigueras y permiten la reproducción de zorros chillita (*Lycalopexgriseus*) y chingues y sirven como dormideros a liebres.

3) Sotobosque denso. Cuando estos grandes árboles alcanzan a formar bosquetes mantienen un rico sotobosque que sirve de hábitat primario para varias especies de animales de bosque como las guiñas, chingues y pudúes, chucaos, churrines, colilargas y hued-hueds. En ocasiones este sotobosque podría favorecer la utilización de las cavidades de los troncos por monitos del monte.



Figura 1. Izquierda: praderas con robles maduros dispersos en el paisaje agrícola de la depresión intermedia del sur de Chile. Derecha: nido de choroy al interior de un tronco de pellín, con pollos eclosando y la madre presente.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta G, JA Simonetti, RO Bustamante, N Dunstone. 2003. Metapopulation approach to assess the survival of *Oncifelis guigna* in fragmented forests of central Chile: a theoretical model. *Mastozoología Neotropical* 10(2): 217-229.
- Acosta-Jamett G, JA Simonetti. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 13(6): 1135-1151.
- Anderson C, R Rozzi. 2000. Avian communities in the southernmost forests of the world: methodological variations for determining species composition. *Anales del Instituto de la Patagonia* 28(1): 89-100.
- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Arnold GW. 1995. Incorporating landscape pattern into conservation programs. In Hansson L, L Fahrig, G Merriam eds. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. London. Chapman & Hall. p. 309-337.
- Baker PJ, L Boitani, S Harris, G Saunders, PCL White. 2008. Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. *Mammal Review* 38(2-3): 123-166.
- Bélisle A, SJ Desrochers. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models Landscape. *Ecology* 17: 219-231.
- Bender DJ, L Fahrig. 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology* 86(4): 117-123.
- Bennett AF, LA Ford 1997. Land use, habitat change and the conservation of birds in fragmented rural environments: a landscape perspective from the Northern Plains, Victoria, Australia. *Pacific Conservation Biology* 3: 244-261.
- Betts MG, GJ Forbes, AW Diamond, PD Taylor. 2006. Independent effects of fragmentation on forest songbirds: An organism-based approach. *Ecological Applications* 16(3): 1076-1089.

- Betts MG, JC Hagar, JW Rivers, JD Alexander, K McGarigal, BC McComb. 2010. Thresholds in forest bird occurrence as a function of the amount of early-seral broadleaf forest at landscape scales. *Ecological Applications* 20(8): 2116–2130.
- Bolger DT, AC Alberts, ME Soule. 1991. Occurrence patterns of birds species in habitat fragments: sampling, extinction, and nested species subsets. *American Naturalist* 137(1): 155-166.
- Bonino NA. 1995. Introduced mammals in Patagonia, southern Argentina: consequences, problems, and management considerations. In Bissonette JA, PR Krausman eds. Proceedings of the First International Wildlife Management Congress. Bethesda, USA. The Wildlife Society p. 406-409.
- Bookhout TA eds. 1996. Research and management techniques for wildlife and habitats. Bethesda, USA. The Wildlife Society. 740 p.
- Both C. 1998. Density dependence of clutch size: habitat heterogeneity or individual adjustment? *Journal of Animal Ecology* 67: 659-666.
- Bustamante RO, AA Grez, JA Simonetti. 2006. Efectos de la fragmentación del bosque maulino sobre la abundancia y diversidad de especies nativas. In Grez AA, JA Simonetti, RO Bustamante eds. Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 83-97.
- Cardillo M, A Purvis, W Sechrest, JL Gittleman, J Bielby, GM Mace. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* 2(7): 909-914.
- Carmona A, Nalhuehual L, Echeverría C, Báez A. 2010. Linking Farming Systems to Landscape Change: An Empirical and Spatially Explicit Study in Southern Chile. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139(1-2): 40-50.
- Carneiro APB, JE Jiménez, TH White. 2012. Post-Fledging Habitat Selection by the Slender-billed Parakeet (*Enicognathus leptorhynchus*) in a Fragmented Agricultural Landscape of Southern Chile. *The Condor* 114(1): 166-172.
- Castellon TD, Sieving KE. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20(1): 135-145.
- Celis-Diez JL, J Hetz, PA Marin-Vial, G Fuster, P Necochea, RA Vasquez, FM Jaksic, JJ Armesto. 2012. Population abundance, natural history, and habitat use by the arboreal marsupial *Dromiciops gliroides* in rural Chiloé Island, Chile. *Journal of Mammalogy* 93(1): 134-148.
- Cody, ML. 1975. Towards a theory of continental species diversities. In Cody ML y JM Diamond eds. Ecology and Evolution of Communities. Cambridge, England. Belknap Press of Harvard University Press. p. 214-257.
- Cofré HL. 1999. Patrones de rareza de las aves del Bosque templado de Chile: implicancias para su conservación. *Boletín Chileno de Ornitología*, 6: 8–16.
- Cofré HL. 2004. Diversidad de aves en los bosques del centro y sur de Chile: una aproximación Macroecológica. Tesis Doctoral. Santiago, Chile. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Cofré HL, PA Marquet. 1999. Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biological Conservation* 88(1): 53–68.
- Cofré HL, K Böhning-Gaese, PA Marquet. 2007a. Rarity in forest birds of Central Chile: which ecological and life-history traits matter?. *Diversity and Distribution* 13(2): 203–212.
- Cofré HL, H Samaniego, PA Marquet. 2007b. Rarity and Richness patterns of small mammals in Mediterranean and Temperate Chile. In Kelt DA, E Lessa, JA Salazar-Bravo, JL Patton eds. The quintessential naturalist: honouring the life and legacy of Oliver P. Pearson. California, USA. University of California. Publications in Zoology Series. p.275-302.
- Cooper CB, JR Walters. 2002. Independent effects of woodland loss and fragmentation on Brown Treecreeper distribution. *Biological Conservation* 105(1): 1-10.
- Cornelius C, H Cofré, PA Marquet. 2000. The effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. *Conservation Biology* 14(3): 534-543.
- Corti P, AB Shafer, DW Coltman, M Festa-Bianchet. 2011. Past bottlenecks and current population fragmentation of endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*): implications for preservation of genetic diversity. *Conservation Genetics* 12(1): 119-128.
- Crooks KR. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- Cumming GS. 2007. Global biodiversity scenarios and landscape ecology. *Landscape Ecology* 22(5): 671-685.
- Desrochers A, SJ Hannon. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* 11(5): 1204-1210.
- Díaz GI, L Nahuelhual, C Echeverría, S Marín. 2011. Drivers of land abandonment in Southern Chile and implications for landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 99(3-4): 207-217.
- Díaz IA, JJ Armesto, MF Willson. 2006. Mating success of the endemic Des Murs' Wiretail (*Sylviorthorhynchus desmursii*, Furnariidae) in fragmented Chilean rainforests. *Austral Ecology* 31: 13-21.
- Dickinson MH, CT Farley, RJ Full, MAR Koehl, R Kram, S Lehman. 2000. How animals move: an integrative view. *Science* 288: 100-106.
- Dolby AS, TC Grubb Jr. 1999. Effects of winter weather on horizontal and vertical use of isolated forest fragments by bark-foraging birds. *The Condor* 101: 408-412.
- Donovan TM, PW Jones, EM Annand, FRI Thompson. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78(7): 2064-2075.
- Dunning JB, BJ Danielson, HR Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65(1): 169-175.
- Estades CF. 1997. Bird-habitat relationships in a vegetational gradient in the Andes of central Chile. *Condor* 99(3): 719–727.
- Estades CF, SA Temple. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9(2): 573-585.

- Fahrig L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61(3): 603-610.
- Fahrig L. 2001. How much habitat is enough?. *Biological Conservation* 100(1): 65-74.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 34: 487-515.
- Farias AA, FM Jaksic. 2011. Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *Journal of Animal Ecology* 80(4): 809-817.
- Farias AA. 2012. Los carnívoros y su papel en el ecosistema. In Iriarte W A, FM Jaksic eds. Los carnívoros de Chile. Santiago, Chile. Ediciones Flora & Fauna Chile y CASEB, Pontificia Universidad Católica de Chile. p. 30-36.
- Figueroa R A, RR Cádiz, R Figueroa, E S Corales, R Murúa. 2012. Abundance, habitat and body measurements of the rare Long-clawed Mouse (*Pearsonomys annectens*) in the coastal temperate rainforest of southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 47(1): 1-10.
- Fischer J, DB Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Flueck WT. 2010. Exotic deer in southern Latin America: what do we know about impacts on native deer and on ecosystems?. *Biological Invasions* 12(7): 1909-1922.
- Fontúrbel FE, JE Jiménez. 2009. Underestimation of abundance of the Monito del monte (*Dromiciops gliroides*) due to a sampling artifact. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1357-1362.
- Fontúrbel FE, JE Jiménez. 2011. Environmental and ecological architects: Guidelines for the Chilean temperate rainforest management derived from the Monito del Monte (*Dromiciops gliroides*) conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* 84(2): 203-211.
- Fontúrbel FE, EA Silva-Rodríguez, NH Cárdenas, JE Jiménez. 2010. Spatial ecology of Monito del Monte (*Dromiciops gliroides*) in a fragmented landscape of southern Chile. *Mammalian Biology* 75: 1-9.
- Forman, R. 1995. Land Mosaics, The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge, England. Cambridge University Press. 656 p.
- Franco M, A Quijano, M Soto-Gamboa. 2011. Communal nesting, activity patterns, and population characteristics in the near-threatened Monito del Monte, *Dromiciops gliroides*. *Journal of Mammalogy* 92(5): 994-1004.
- Franklin JF, RTT Forman. 1987. Creating landscape structures by forest cutting ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.
- Hall LS, PR Krausman, ML Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1): 173-182.
- Hanski I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford, United Kingdom. Oxford University Press. 328 p.
- Henle K., E Kendi, F Davies, M Kleyer, C Margules, J Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13(2): 207-251.
- Hubbell SP. 2001. A unified theory of biodiversity and biogeography. New Jersey, USA. Princeton University Press. 375 p.
- Hobbs R. 1997. Future landscapes and the future of landscape ecology. *Landscape and Urban Planning* 37(1-2): 1-9.
- Hobbs RJ, DA Saunders eds. 1993. Reintegrating Fragmented Landscapes: Towards Sustainable Production and Nature Conservation. New York, USA. Springer-Verlag. 345 p.
- Hunter MJ. 1990. Wildlife, forests and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Englewood Cliffs, USA. Prentice-Hall. 370 p.
- Hunter ML. 1996. Fundamentals of Conservation Biology. Cambridge, USA. Blackwell Science. 482 p.
- Ibarra JT, T Altamirano, N. Gálvez, I Rojas, J. Laker, C. Bonacic. 2010. Avifauna de los bosques templados de *Araucaria araucana* del sur de Chile. *Ecología Austral* 20(1): 33-45.
- Jablonski D. 2008. Extinction and the spatial dynamics of biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(1):11528-11535.
- Jaksic FM. 1998. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7(11): 1427-1445.
- Jaña-Prado RC. 2007. Seed rain of bird-dispersed species in riparian and upland forests in a rural landscape of Northern Chiloe Island, Chile. Master Thesis. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. 152 p.
- Jiménez JE. 2007. Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloe Island, southern Chile. *Journal of Zoology* 271(1): 63-77.
- Jiménez JE. 2010. Southern pudu *Pudu puda* (Molina 1782). In Barbanti Duarte JM, S Gonzalez eds. Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer. Jaboticabal, Brazil. Funep & IUCN. p. 140-150.
- Jones JPG. 2011. Monitoring species abundance and distribution at the landscape scale. *Journal of Applied Ecology* 48(1): 9-13
- Kelt DA. 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in Central Southern Chile. *Biological Conservation* 92(3): 345-358.
- Kelt DA. 2001. Differential effects of habitat fragmentation on birds and mammals in Valdivian temperate rainforests. *Revista Chilena de Historia Natural* 74(4): 769-777.
- Kelt DA, PL Meserve, BK 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(4): 890-904.
- Kelt DA, PL Meserve, BD Patterson, BK Lang. 1999. Scale dependence and scale independence in habitat associations of small mammals in southern temperate rainforest. *Oikos* 85: 320-334.
- Kramer-Schadt S, E Revilla, T Wiegand. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation?. *Biological Conservation* 125:169-182.
- Lantschner MV, V Rusch, JP Hayes. 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 269(1): 271-278.

- Lima SL, LM Dill. 1990. Behavioural decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68(4): 619-640.
- Lindenmayer DB, JF Franklin. 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Washington D.C., USA. Island Press. 368 p.
- Lindenmayer DB, J Fischer. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change*. Washington D.C., USA. Island Press. 352 p.
- Lindenmayer D, RJ Hobbs, R Montague-Drake, J Alexandra, A Bennett, M Burgman, P Cale, A Calhoun, V Cramer, P Cullen, D Driscoll, L Fahrig, J Fischer, J Franklin, Y Haila, M Hunter, P Gibbons, S Lake, G Luck, C MacGregor, S McIntyre, R Mac Nally, A Manning, J Miller, H Mooney, R Noss, H Possingham, D Saunders, F Schmiegelow, M Scott, D Simberloff, T Sisk, G Tabor, B Walker, J Wiens, J Woinarski, E Zavaleta. 2008. A checklist for ecological management of landscape for conservation. *Ecology Letters* 11(1): 78-91.
- Lizarralde M, J Escobar, G Deferrari. 2004. Invader species in Argentina: a review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *Interciencia* 29(7): 352-356.
- Lloyd H. 2008. Abundance and patterns of rarity of *Polylepis* birds in the Cordillera Vilcanota, southern Perú: implications for habitat management strategies *Bird Conservation International* 18(1): 164-180.
- Loehle C, W Eschenbach. 2012. Historical bird and terrestrial mammal extinction rates and causes. *Diversity and Distribution* 18(1): 84-91.
- MacNally R, AF Bennett, G Horrocks. 2000. Species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation: local extinction of birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation* 95(1): 7-29.
- Martin G M. 2011. Geographic distribution of *Rhyncholestes raphanurus* Osgood, 1924 (Paucituberculata : Caenolestidae), an endemic marsupial of the Valdivian Temperate Rainforest. *Australian Journal of Zoology* 59(2): 118-126.
- Medellin RA, M Equihua, MA Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6): 1666-1675.
- Meier D, ML Merino. 2007. Distribution and habitat features of southern pudu (*Pudu puda* Molina, 1782) in Argentina. *Mammalian Biology* 72(4): 204-212.
- Merino ML, BN Carpinetti, AM Abba. 2009. Invasive mammals in the National Parks System of Argentina. *Natural Areas Journal* 29(1): 42-49.
- Mueller T, N Selva, E Pugacewicz, E Prins. 2009. Scale-sensitive landscape complementation determines habitat suitability for a territorial generalist. *Ecography* 32(2): 345-353.
- Nathan R, WM Getz, E Revilla, M Holyoak, R Kadmon, D Saltz, PE Smouse. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(49): 19052-19059.
- Newton AC, C Echeverría, E Cantarello, G Bolados. 2011. Projecting impacts of human disturbances to inform conservation planning and management in a dryland forest landscape. *Biological Conservation* 144(7): 1949-1960.
- Newton I. 1998. *Population limitation in birds*. London, England. Academic Press. 597 p.
- Novillo A, RA Ojeda. 2008. The exotic mammals of Argentina. *Biological Invasions* 10(8): 1333-1344.
- Pearson SM, MG Turner, RH Gardner, RV O'Neill. 1996. An organism perspective of habitat fragmentation. In Szaro RC, DW Johnston eds. *Biodiversity in managed landscapes: theory and practice*. New York, USA. Oxford University Press. p. 77-95.
- Petchey OL, KJ Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5(3): 402-411.
- Pope SE, LE Fahrig, HG Merriam. 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology* 81(9): 2498-2508.
- Preston FW. 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology* 29(2): 254-283.
- Prevedello JA, MV Vieira. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19(5): 1205-1223.
- Primack RB. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sunderland, USA. Sinauer Associates. 538 p.
- Pulliam RH, J Danielson. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *The American Naturalist* 137: S51-S66.
- Rabinowitz DS, S Cains, YT. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. In Soule ME eds. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, USA. Sinauer Associates. p. 182-204.
- Ralph CJ. 1985. Habitat association patterns of forest and steppe birds of northern Patagonia, Argentina. *Condor* 87(3): 471-483.
- Ray JC, KH Redford, RS Steneck, J Berger. 2005. *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Washington, USA. Island Press. xv + 527 p.
- Redford KH, JF Eisenberg. 1992. *Mammals of the Neotropics. Volume 2, the southern cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay*. Chicago, USA. University of Chicago Press. 460 p.
- Renjifo L M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13(8): 1124-1139.
- Reveal JL. 1981. The concepts of rarity and population threats in plant communities. In Morse LE, MS Henefin eds. *Rare Plant Conservation*. Bronx, USA. The New York Botanical Garden. p. 41-46.
- Ricketts TH. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158(1): 87-99.
- Rozzi R, D Martinez, MF Willson, C Sabag. 1996. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. In Armesto JJ, C Villagrán, MTK Arroyo eds. *Ecología de Los Bosques Nativos de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 135-152.
- Ryall KL, L Fahrig. 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. *Ecology* 87(5): 1086-1093.

- Saavedra B, JA Simonetti. 2005a. Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. *Mammalia* 69(3-4): 337-348.
- Saavedra B, JA Simonetti. 2005b. Micromamíferos en fragmentos de bosque maulino y plantaciones de pino de alledañas. In Smith-Ramírez C, JJ Armesto, C Valdovinos eds. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la Costa. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 532-536.
- Sanguinetti J, T Kitzberger. 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. *Biological Invasions* 12(3): 689-706.
- Saura S, L Rubio. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33(3): 523-537.
- Schlatter RP, R Murúa. 1992. Control biológico de plagas forestales: bosque artificial y biodiversidad. *Ambiente y Desarrollo* 8(1): 66-70.
- Sergio F, I Newton, L Marchesi. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature* 436(7048): 192.
- Sieving KE, MF Wilson, TL De Santo. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented South-Temperate Rainforest. *Conservation Biology* 14(4): 1120-1132.
- Sieving KE, Willson MF, De Santo TL. 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk* 113(4): 944-949.
- Silva CA, B Saavedra. 2008. Knowing for controlling: ecological effects of invasive vertebrates in Tierra del Fuego. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 123-136.
- Silva-Rodríguez EA, KE Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1): 103-110.
- Silva-Rodríguez EA, C Verdugo, OA Aleuy, JG Sanderson, GR Ortega-Solis, F Osorio-Zuniga, D Gonzalez-Acuña. 2010. Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu pudu* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx* 44(1): 97-103.
- Smith-Ramírez C, JL Celis-Diez, E Von Jenstchyk, JE Jimenez, JJ Armesto. 2010. Habitat use of remnant forest habitats by the threatened arboreal marsupial *Dromiciops gliroides* (Microbiotheria) in a rural landscape of southern Chile. *Wildlife Research* 37: 249-254.
- Soulé ME, BA Wilcox. 1980. Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sunderland, USA. Sinauer Associates. 395 p.
- Soulé ME, AC Allison, DT Bolger. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plant and vertebrates. *Oikos* 63(1): 39-47.
- St. Clair CC, M Bélisle, A Desrochers, S Hannon 1998. Winter response of forest birds to habitat corridors and gaps. *Conservation Ecology* 2(2): 13.
- Stouffer PC, C Strong, LN Naka. 2009. Twenty years of understorey bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Diversity and Distributions* 15(1): 88-97.
- Svensson H GL. 2010. Uso de fragmentos de bosque y consumo de fauna nativa por perros y gatos domésticos en un agroecosistema de Chiloé (X Región, Chile). Tesis Médico Veterinario. Viña del Mar, Chile. Escuela de Ciencias Veterinarias Universidad Viña del Mar. vii + 61 p.
- Swift TL, SJ Hannon. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews* 85(1): 35-53.
- Taylor PD, L Fahrig, K Henein, G Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3): 571-573.
- Thiollay J M. 1994. Structure, density and rarity in an Amazonian rainforest bird community. *Journal of Tropical Ecology* 10(4): 449-481
- Tomasevic JA, CF Estades. 2006. Stand attributes and the abundance of secondary cavity-nesting birds in southern beech (*Nothofagus*) forests in South-Central Chile. *Ornitología Neotropical* 17: 1-14.
- Tomasevic JA, CF Estades. 2008. Effects of the structure of pine plantations on their 'softness' as barriers for ground-dwelling birds in South-central Chile. *Forest Ecology and Management* 255(3-4): 810-816.
- Trejo A, RA Figueroa, S Alvarado. 2006. Forest-specialist raptors of the temperate forests of southern South America: a review. *Revista Brasileira de Ornitología* 14(4): 310-330.
- Trzcinski MK, L Fahrig, G Merriam. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9(2): 586-593.
- Vázquez DP. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4(1-2): 175-191.
- Veblen TT, M Mermoz, C Martin, T Kitzberger. 1992. Ecological Impacts of Introduced Animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Conservation Biology* 6(1): 71-83.
- Vergara PM. 2005. Predation on bird nests in forest edges of a National Reserve of the Coastal Range of the Maule Region. In Smith-Ramírez C, JJ Armesto, C Valdovinos eds. Biodiversidad y Ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 554-560.
- Vergara PM. 2007. Effects of nest box size on nesting and re-nesting decisions of Thorn-tailed Rayaditos (*Aphrastura spinicauda*) and House Wrens (*Troglodytes aedon*). *Ecología Austral* 17(1): 133-141.
- Vergara PM. 2011. Matrix-dependent corridor effectiveness and the abundance of forest birds in fragmented landscapes. *Landscape Ecology* 26(8): 1085-1096.
- Vergara PM, JA Simonetti. 2003. Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecologica* 24(5-6): 285-288.

- Vergara PM, JA Simonetti. 2004a. Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx* 38(4): 383-388.
- Vergara PM, JA Simonetti. 2004b. Does nest-site cover reduce nest predation for rhinocryptids?. *Journal of Field Ornithology* 75(2): 188-191.
- Vergara P, RP Schlatter. 2004. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) abundance and foraging in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ornithology* 145(4): 343-351.
- Vergara PM, JA Simonetti. 2006. Abundance and movement of understory birds in maulino forest fragmented by pine plantations. *Biodiversity and Conservation* 15(12): 39-47.
- Vergara PM, JJ Armesto. 2009. Responses of Chilean forest birds to anthropogenic habitat fragmentation across spatial scales. *Landscape Ecology* 24(1): 25-38.
- Vergara PM, PA Marquet. 2007. On the seasonal effect of landscape structure on a bird species: the thorn-tailed rayadito in a relict forest in northern Chile. *Landscape Ecology* 22(7): 1059-1071.
- Vergara PM, RP Schlatter. 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* forests: short-term effects on bird abundance. *Forest Ecology and Management* 225(1-3): 213-224.
- Vergara PM, RP Schlatter. 2008. Conservation of birds in evergreen Chilean forests: the effect of partial cutting systems. *Wildlife Research* 35(2): 134-139.
- Vergara PM, I Hahn, H Zeballos, JJ Armesto. 2010a. The importance of forest patch networks for the conservation of the Thorn-tailed Rayaditos in central Chile. *Ecological Research* 25(3): 683-690.
- Vergara PM, C Smith, CA Delpiano, I Orellana, D Gho, I Vazquez. 2010b. Frugivory on *Persea lingue* in temperate Chilean forests: interactions between fruit availability and habitat fragmentation across multiple spatial scales. *Oecologia* 164(4): 981-991.
- Villard MA, MK Trzcinski, G Merriam. 1999. Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13(4): 774-783.
- Wiens JA, BT Milne. 1989. Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* 3(2): 87-96.
- Williams M. 2003. Deforesting the Earth. Chicago, USA. University of Chicago Press. 689 p.
- Willson MF, TL De Santo, C Sabag, JJ Armesto. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology* 8(3): 508-520.
- Wilson EO. 1992. The Diversity of Life. Cambridge, USA. The Belknap Press of Harvard University Press. 424 p.
- With KA, TO Crist. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology* 76(8): 2446-2459.
- With KA, AW King. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13(2): 314-326.
- Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, M González-Espinosa, A Lara, MR Parra-Vázquez. 2012. Impacts of cattle on the South American temperate forests: Challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biological Conservation* 152(1): 110-118.
- Zanette L, P Doyle, SM Tremont. 2000. Food shortage in small fragments: evidence from an area-sensitive passerine. *Ecology* 81(6): 1654-1666.
- Zuñiga A, A Munoz-Pedrerros, A Fierro. 2009. Habitat use of four terrestrial carnivores in southern Chile. *Gayana* 73(2): 200-210.