

**UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**IMPACTOS DEL TURISMO SOBRE LA FAUNA EN ÁREAS SILVESTRES:  
EVALUACIÓN EN TRES ÁREAS PROTEGIDAS DE CHILE Y  
ESTABLECIMIENTO DE PATRONES DE INTOLERANCIA A LA ACTIVIDAD  
TURÍSTICA MEDIANTE UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA**

**FERNANDO ANAND MEDRANO MARTÍNEZ**

**Santiago, Chile.  
2014**

**UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**IMPACTOS DEL TURISMO SOBRE LA FAUNA EN ÁREAS SILVESTRES:  
EVALUACIÓN EN TRES ÁREAS PROTEGIDAS DE CHILE Y  
ESTABLECIMIENTO DE PATRONES DE INTOLERANCIA A LA ACTIVIDAD  
TURÍSTICA MEDIANTE UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA**

**TOURISM IMPACTS ON WILDLIFE IN PROTECTED AREAS IN CHILE:  
ASSESSMENT BASED ON THREE CASE STUDIES AND PATTERNS  
ESTABLISHMENT OF INTOLERANCE THROUGH A LITERATURE REVIEW**

**FERNANDO ANAND MEDRANO MARTÍNEZ**

**Santiago, Chile.  
2014**

**UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

ESCUELA DE PREGRADO

**IMPACTOS DEL TURISMO SOBRE LA FAUNA EN ÁREAS SILVESTRES:  
EVALUACIÓN EN TRES ÁREAS PROTEGIDAS DE CHILE Y  
ESTABLECIMIENTO DE PATRONES DE INTOLERANCIA A LA ACTIVIDAD  
TURÍSTICA MEDIANTE UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA**

Memoria para optar al título profesional de:  
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables

Fernando Anand Medrano Martínez

	<b>Calificaciones</b>
<b>Profesor Guía</b> Sr. Cristián Estades Marfán Ingeniero Forestal, M.S., Ph.D.	7,0
<b>Profesor Patrocinante</b> Sr. Gerardo Soto Moncada Ingeniero Forestal, M.S., Dr.	
<b>Profesores Evaluadores</b> Sr. Jorge Pérez Quezada Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.	7,0
Sr. Alejandro León Stewart Ingeniero Agrónomo, Ph.D.	6,0
<b>Colaboradora</b> Sra. Claudia López Alfaro Ingeniero Agrónomo	

**Santiago, Chile.  
2014**

## AGRADECIMIENTOS

Debo comenzar agradeciendo a quien implantó en mí el amor por el saber, y por el medio del saber que es la lectura. Mi madre.

Así, debo agradecer también a mi padre, con quien compartimos la búsqueda de nuevos parajes, y con quien entendemos que buscar nuevos destinos no radica sólo en viajar a distintos lugares, sino que también es mirar un paisaje desde distintas perspectivas.

También agradezco a mi profesor guía, Cristián Estades, quien expandió mi conocimiento teórico y mi pensamiento crítico en el ámbito de la ecología y la biodiversidad, pero también ha confiado y me ha apoyado constantemente durante el transcurso de esta memoria.

No puedo olvidar agradecer a mi profesora colaboradora, Claudia López, quien constantemente estuvo preocupada del desarrollo de esta memoria, y cuyos comentarios fueron invaluable.

Agradezco a las chicas del LEVS (Maria Angélica Vukasovic, Sandra Uribe, Jimena Bustos, Romina Chiappe) que me acompañaron en los terrenos de la primera sección de esta memoria y con quienes compartimos entretenidos momentos tanto en este como en otros muchos terrenos. Así mismo, al personal de CONAF de los Parques Nacionales Pan de Azúcar y Villarrica, y de la Reserva Nacional Altos de Lircay por facilitar el ingreso y el trabajo dentro de las áreas protegidas. Parte de este trabajo no sería posible sin el financiamiento otorgado por Carmen Luz de la Maza, en el marco del proyecto INNOVA “Indicadores de sustentabilidad en áreas protegidas”.

Agradezco también a mis amigos Patrich, Miguel y Laura, que se tomaron el tiempo de leer esta memoria, ayudándome con sus comentarios. También a Rodrigo Silva, Victor Raimilla y Bernardo Segura, quienes me hicieron valiosos comentarios en la presentación en forma de poster de parte de esta memoria en la V Reunión Binacional de Ecología el año 2013.

Así mismo, quiero dedicarle esta memoria a quienes me acompañaron en el camino al conocimiento de la biodiversidad (Nicolás Fuentes, Rafael Urbina, Raúl Díaz, Valentina Latorre, Martín Escobar, Fernando Díaz, Fabrice Schmitt) y a mis amigos con los que pasé tantos momentos académicos (y no tan académicos): Felipe Aguirre, Christian Vergara, Klaus Kremer, Gabriela Bischof e Inti Lefort. Quiero extender esta dedicatoria al ex Grupo de Estudios de la Naturaleza (GEN) y al ex grupo Birdjaus por todos los momentos que pasamos juntos, y todas las discusiones entretenidas que hemos tenido.

Finalmente pero no menos importante, le dedico esta memoria a Montserrat quien me acompaña actualmente y cuyo apoyo incondicional se refleja día a día en el gran cariño que expresa.

## ÍNDICE

RESUMEN.....	2
ABSTRACT.....	3
INTRODUCCIÓN.....	4
MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
Evaluación de la existencia de impactos sobre la fauna en tres áreas silvestres protegidas	8
Área de estudio.....	8
Diseño muestral.....	11
Análisis de datos.....	15
Búsqueda de patrones en familias de vertebrados.....	16
Búsqueda y selección de trabajos.....	17
Análisis estadístico.....	20
RESULTADOS.....	21
Evaluación del impacto del turismo sobre la fauna en ASP.....	21
Aves terrestres.....	21
Reptiles.....	25
Micromamíferos.....	26
Búsqueda de patrones de intolerancia en vertebrados.....	27
Patrones encontrados en la revisión sistemática.....	27
Resultados de otras revisiones sistemáticas y síntesis.....	30
DISCUSIÓN.....	33
Evaluación del impacto del turismo sobre la fauna en ASP.....	33
Aves terrestres.....	33
Reptiles.....	34
Micromamíferos.....	35
Búsqueda de patrones de intolerancia en vertebrados.....	36
Respuesta fisiológica al turismo.....	36
Respuesta conductual al turismo.....	37
Respuesta poblacional al turismo.....	37
Respuesta reproductiva al turismo.....	38
Síntesis y aplicaciones a la conservación en Chile.....	38
Tipos de especies más intolerantes al turismo.....	38
Medidas de manejo propuestas.....	40
Inclusión en las políticas públicas.....	41
Vacíos y prioridades a estudiar en Chile.....	41
BIBLIOGRAFÍA.....	43
ANEXOS.....	59

## RESUMEN

El turismo en Chile ha registrado un alza del 298% desde 1990. Pese a su positivo impacto en la economía local y nacional, cuando éste se realiza en áreas silvestres protegidas puede provocar impactos significativos sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. En este estudio se evaluó el impacto del turismo en la fauna de tres áreas protegidas chilenas, y se buscaron patrones de intolerancia de la fauna frente a esta actividad. Para evaluar el impacto del turismo se tomaron datos de abundancia relativa o absoluta de aves, reptiles y micromamíferos, comparando áreas intervenidas con áreas control. La mayor cantidad de especies afectadas en un área silvestre se registraron en Pan de Azúcar, siendo las aves insectívoras las más perjudicadas. Estos datos conforman un diagnóstico de la situación de las tres áreas, y fueron incluidos posteriormente como parte de los casos para establecer patrones. Para establecer los patrones de intolerancia a la actividad turística se realizó una búsqueda bibliográfica, donde los tipos de especies en los cuales existe una mayor proporción de estudios que establecen un impacto negativo frente a aquellos en que no se encuentran impactos, son aquellas más intolerantes. Las especies más afectadas son aquellas que habitan ambientes con cobertura baja, aquellas que no son sociales, las omnívoras y las impactadas por deportes nivales. Estos resultados permiten priorizar la futura elección de especies a estudiar en el país y enfatizan la importancia de generar un adecuado monitoreo y medidas de manejo cuando se considere pertinente.

***Palabras clave:*** *Ecología conductual, aves, revisión bibliográfica, mamíferos, sustentabilidad.*

## ABSTRACT

Tourism in Chile has increased in 298% since 1990. Despite the positive impacts of tourism on economy, tourism practices may change the functions and structure of the ecosystems. In this study I assess the tourism impacts on wildlife within three Chilean protected areas and we search for intolerance patterns in wildlife caused by tourism practices. In order to evaluate the impacts of tourism in protected areas, we sampled the abundance or relative abundance of birds, reptiles and small mammals, comparing disturbed areas with control areas. The greatest number of species affected was registered in Pan de Azúcar. These data, as a diagnosis of the Chilean situation, was included on pattern analysis. For patterns establishment, a literature review was made. In the review we searched for types of species in which there is a higher ratio of studies that establish a negative impact versus those an impact is not found. The less tolerant species were: those located in areas with low vegetation coverage, non-social species and omnivorous species. The greater disturbances were snowy sports. These results allow prioritize future choice of species to study and evidence the importance of adequate monitoring measures.

***Key Words: Behavioral ecology, Literature review, Sustainability, Mammals, Birds.***

## INTRODUCCIÓN

El turismo es definido en Chile como “el conjunto de actividades realizadas por las personas durante sus viajes y permanencias en lugares distintos al de su entorno habitual” (Ley 20.423, 2010). Esta actividad económica a nivel internacional ha registrado una tendencia positiva (UNWTO, 2006). Chile ha experimentado un incremento del 298% desde 1990 (Figura 1), como resultado de la promoción realizada a esta actividad económica por el Gobierno de Chile (Reyes, 2006; Acevedo, 2006; Figueroa y Calfucura, 2008; Gobierno de Chile, 2013) y del incremento del turismo a nivel mundial (Gobierno de Chile, 2013). A nivel macroeconómico, el turismo en Chile aporta aproximadamente un 3,2% del PIB y se espera que el año 2020 sea un 6% (Gobierno de Chile, 2013).

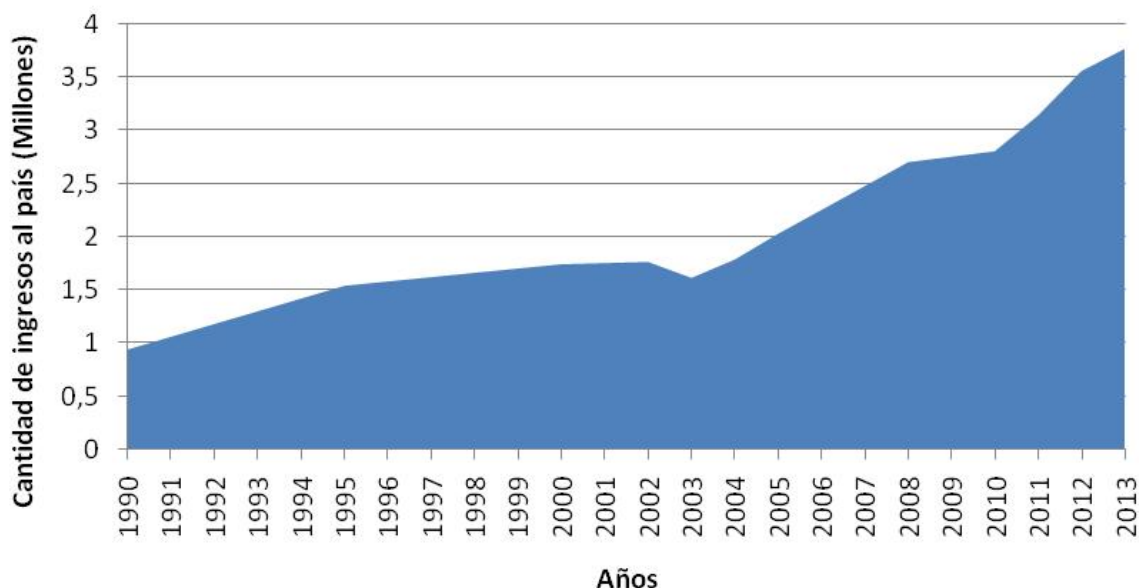


Figura 1. Ingreso anual de visitantes extranjeros a Chile entre 1990 y 2013. Fuente: Elaboración propia en base a UNWTO (2012).

Un 67% de los turistas provenientes de países desarrollados viaja motivado por los atractivos naturales, lo que los lleva a visitar las Áreas Silvestres Protegidas (ASP) (SERNATUR, 2011). La visita de personas puede impactar negativamente a la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas cuando se sobrepasa la capacidad de carga (Cole, 2004) y consecuentemente deteriorar las condiciones buscadas por los visitantes (Drumm y Moore, 2002; Wearing y Neill, 2009). Es por esto que el Gobierno de Chile incluyó dentro de la Estrategia Nacional de Turismo el concepto de “sustentabilidad del desarrollo turístico” (Gobierno de Chile, 2013) con el objetivo de compatibilizar las actividades humanas y la conservación de las ASP.



Para lograr la sustentabilidad de las actividades turísticas con la conservación de los ecosistemas en las áreas protegidas es necesario establecer qué componentes son afectados por los visitantes (Cole, 2004; Wearing y Neill, 2009). De esta manera, es posible determinar las medidas de mitigación y/o remediación necesarias a incorporar en los planes de manejo de cada área.

La Corporación Nacional Forestal (CONAF) es el organismo que administra el Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE). No obstante, este organismo no cuenta con el presupuesto suficiente (Ladrón de Guevara y Vergara, 2012; Waldron et al., 2013), lo que dificulta el desarrollo de estudios sobre el impacto del turismo en las diferentes componentes ambientales. Esto se contradice con el hecho de que la cantidad de visitantes que ingresa a las ASP sigue aumentando (CONAF, 2013a) (Figura 2).

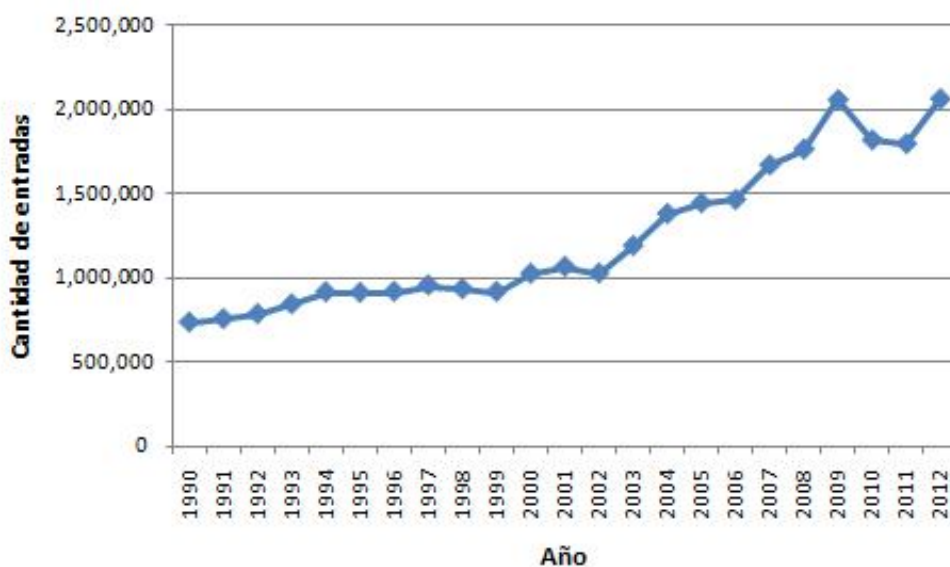


Figura 2. Cantidad de visitantes total al SNASPE por año en el periodo 1990-2013. Fuente: Elaboración propia en base a CONAF (2013).

Pese a que el turismo puede ayudar a la conservación de algunas especies de fauna mediante la puesta en valor de su existencia (Steven et al., 2013), también puede generar impactos negativos sobre ellas (Cole, 2004). Estos impactos se producen tras los cambios en su hábitat (Boyle y Samson, 1985) y en el aumento de la percepción de riesgo de depredación hacia los turistas (Frid y Dill, 2002) lo que puede afectar la población de una especie en el corto y largo plazo (Steven *et al.*, 2011).

El tipo y la magnitud de un impacto del turismo sobre la fauna dependen de tres factores. Primero, las condiciones ecológicas y la historia de vida de la especie, como el tipo de forrajeo, el tamaño de la especie, grado de sociabilidad de la especie, ámbito de hogar, la edad, y el sexo de los individuos (Elgar, 1989; Knight y Cole, 1995)). Segundo, las características de la perturbación como el número de visitantes, su comportamiento, el tipo

de actividad, la localización del impacto y la predictibilidad de la aparición (Elgar, 1989; Knight y Cole, 1995; Miller *et al.*, 2001; Stankowich, 2008). Tercero, las características del ambiente donde se encuentran los turistas con la fauna, como cobertura vegetal, y la hora del día de la perturbación (Elgar, 1989).

Estos impactos perjudican a un individuo y en el largo plazo pueden disminuir su supervivencia y su éxito reproductivo (Schulz y Stock, 1993; Beale y Monaghan, 2004), lo que a nivel poblacional puede generar disminuciones en la abundancia, la demografía y la distribución de la población en las zonas afectadas (Miller *et al.*, 1998; Heil *et al.*, 2007).

A su vez, estos impactos poblacionales pueden repercutir sobre la abundancia y distribución de toda la red trófica a través de un efecto en cascada o un efecto *top-down*, cambiando la composición de las especies y las interacciones biológicas (Knight & Cole, 1991a; Miller *et al.*, 1998; Frid & Dill, 2002).

En Chile existen pocos estudios que midan estos impactos. Entre estos están:

1. Cornelius *et al.* (2001) midieron el impacto a nivel comunitario del turismo sobre la avifauna de la zona costera de Chile central. Los resultados mostraron que en una zona protegida del turismo existe una mayor densidad de individuos de aves playeras, especialmente en las horas de mayor uso de los balnearios en verano. Este estudio no explicita qué especies son las impactadas.
2. Ellenberg *et al.* (2006) midieron el impacto a nivel fisiológico y reproductivo del pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*). Se encontró que en sitios con turismo el ritmo cardíaco de los individuos es mucho más alto y el éxito reproductivo es mucho menor en sitios con turismo que en sitios sin turismo.
3. Oetiker (2009) caracterizó la distancia de alerta y distancia de escape de dos especies de pingüinos: *Spheniscus magellanicus* y *Spheniscus humboldti*. Sin embargo, la tendencia poblacional de la colonia de pingüinos no fue evaluada o comparada con otra colonia independiente.
4. Fuentes (2011) analizó los efectos que tiene el turismo sobre la conducta del Guanaco (*Lama guanicoe*), donde comparó el comportamiento dentro de un área protegida y fuera de ella. El autor encontró que dentro del área protegida, los guanacos vigilan menos que fuera de la misma, debido a que fuera esta especie es cazada, sin embargo, cuando los turistas se presentan a 50 metros de distancia, la vigilancia del grupo aumenta.
5. Pavez *et al.* (2011) midieron el impacto del turismo en bote sobre el comportamiento de los lobos marinos. Se concluye que en las zonas visitadas frecuentemente por turistas, el comportamiento demuestra un mayor nivel de ansiedad que en aquellas zonas sin turismo.

Dada esta falta de antecedentes, es necesario establecer aquellos rasgos de las especies, de los visitantes o del ambiente de las interacciones visitantes-fauna (e.g. Stankowich, 2008; Rytwinski & Fahrig, 2012) que hacen que los animales sean más intolerantes a la visita de turistas. Esto con el fin de focalizar los recursos para estudios futuros en las especies realmente intolerantes al turismo, pues trabajar con fauna generalmente requiere un alto nivel de inversión monetaria. Con esta información se podrán estudiar las medidas de manejo específicas para cada especie o grupo de especies.

Es por esto que los objetivos generales de este trabajo son:

- Evaluar la existencia de impactos del turismo sobre la densidad de las especies de aves, reptiles y micromamíferos de tres áreas silvestres protegidas de Chile.
- Establecer patrones de rasgos ecológicos, del ambiente y de las perturbaciones turísticas que presenta la fauna que la hace más intolerante al turismo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### **Evaluación de la existencia de impactos sobre la fauna en tres áreas silvestres protegidas**

Se evaluó la existencia de impactos en las poblaciones de aves, reptiles y micromamíferos de Chile, en tres ASP. Se levantó información cuantitativa para cada especie en zonas con turistas y zonas sin turistas. Las áreas escogidas abarcaron distintas formaciones vegetales de acuerdo a la clasificación generada por Gajardo (2004). En éstas, se realizaron muestreos en la época de mayor afluencia de público (Febrero-Marzo) y en época de menor afluencia (Septiembre-Diciembre).

#### **Área de estudio**

Las tres áreas escogidas fueron el Parque Nacional Pan de Azúcar, la Reserva Nacional Altos de Lircay y el Parque Nacional Villarrica. Estas se ubican en la zona Norte, central y sur de Chile (Figura 3).

El Parque Nacional (PN) Pan de Azúcar se encuentra ubicado en el límite de la Región de Antofagasta y la Región de Atacama (Figura 3), con una superficie total de 43.754 hectáreas (CONAF, 2002). Incluye la región vegetal del Desierto, y la sub-región del Desierto costero (Gajardo, 1994). La precipitación media anual es de 1,7 mm, pero pese a esto presenta una alta diversidad florística gracias a los aportes de la neblina costera (CONAF, 2013a), resaltando la presencia de cactáceas de los géneros *Copiapoa* y *Eulychnia* (CONAF, 2002). Dentro de las especies de fauna destaca la presencia de Yunco (*Pelecanoides garnotii*) el cual se encuentra En peligro de extinción (UICN, 2013a), y el pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*), el cual se encuentra Vulnerable a la extinción (UICN, 2013b).

La región vegetal del Desierto en Chile tiene una baja representatividad dentro del SNASPE, lo que releva la importancia de este PN (CONAF, 2002; Pliscoff y Fuentes, 2008). Paralelamente este PN tiene un alto número de visitantes que ingresan cada año, llegando a 13.458 visitas en el año 2012 (CONAF, 2013b) (Figura 4). Por esto, este PN fue escogido como un “Área Silvestre Protegida del Estado para el desarrollo turístico sustentable” por el Servicio Nacional de Turismo (SERNATUR) (SERNATUR, 2013a; SERNATUR, 2013b)).

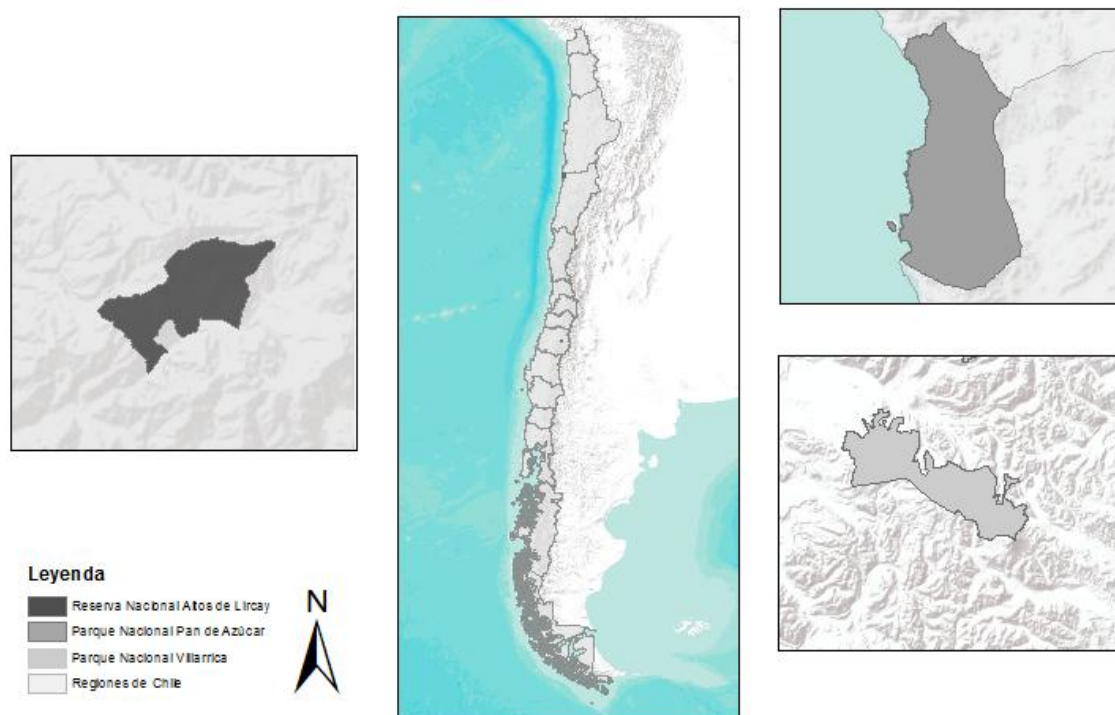


Figura 3. Ubicación y límites del PN Pan de Azúcar, la RN Altos de Lircay y el PN Villarica. Fuente: Elaboración propia en base a SINIA (2007).

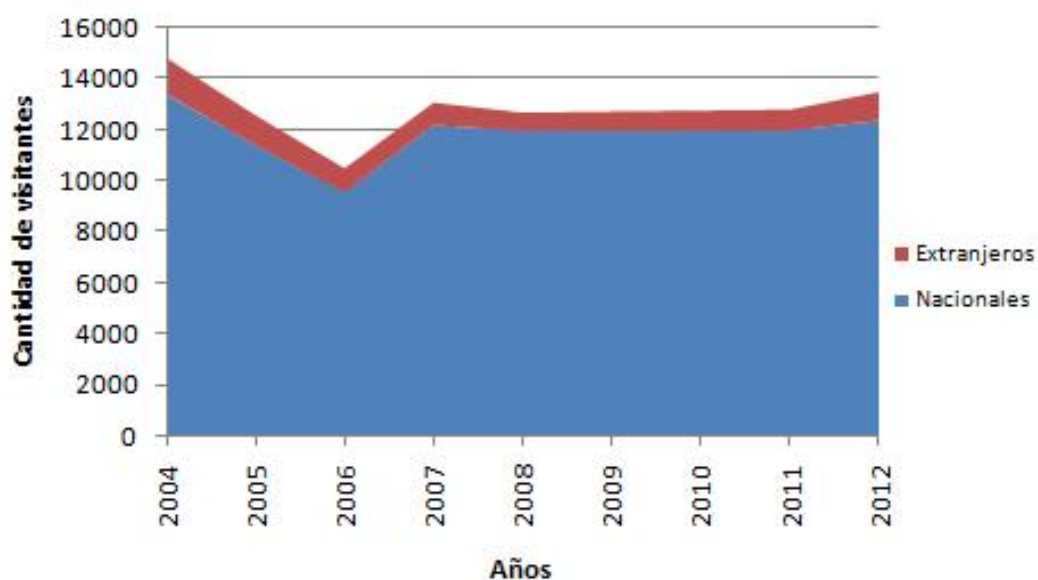


Figura 4. Cantidad de visitantes que ingresaron al Parque Nacional Pan de Azúcar en el periodo (2004-2012). Fuente: Elaboración propia en base a CONAF (2004, 2005, 2006a, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011 y 2012).

La Reserva Nacional (RN) Altos de Lircay se ubica en el sector cordillerano de la Región del Maule (Figura 3) y tiene una superficie de 12.163 hectáreas (CONAF, 1998). Esta Reserva representa dos Regiones vegetales según la clasificación de Gajardo (1994): Región Vegetal del Bosque Caducifolio (Subregión del bosque caducifolio montano) y la Región Vegetal de Estepa Alto Andina (Subregión de Andes mediterráneos). La media de las precipitaciones en el área es de 2.086 mm, y la temperatura media mínima es de 3,3°C y media máxima de 25,8°C (CONAF, 1998). La zona de bosque caducifolio se encuentra dominada por los árboles *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus pumilio*, existiendo también individuos de *Nothofagus alpina* y *Nothofagus antarctica* (CONAF, 1998). En cuanto a la fauna, destaca la presencia de Carpintero negro (*Campephilus magellanicus*), Tricahue (*Cyanoliseus patagonicus*) y Sapo de pecho espinoso de Lircay (*Alsodes hugoi*), las cuales se encuentran Vulnerables (MINSEGPRES, 2007; MINSEGPRES, 2012b), y de Sapo hermoso (*Telmatobufo venustus*), el cual se encuentra en Peligro de Extinción (MINSEGPRES, 2012b).

Si bien es cierto el número de visitantes de esta Reserva Nacional es bajo en comparación a otras ASP del país (Figura 5), el número es alto en comparación con otras ASP de la región del Maule, llegando a 10.354 visitas el año 2012 (CONAF, 2013c).

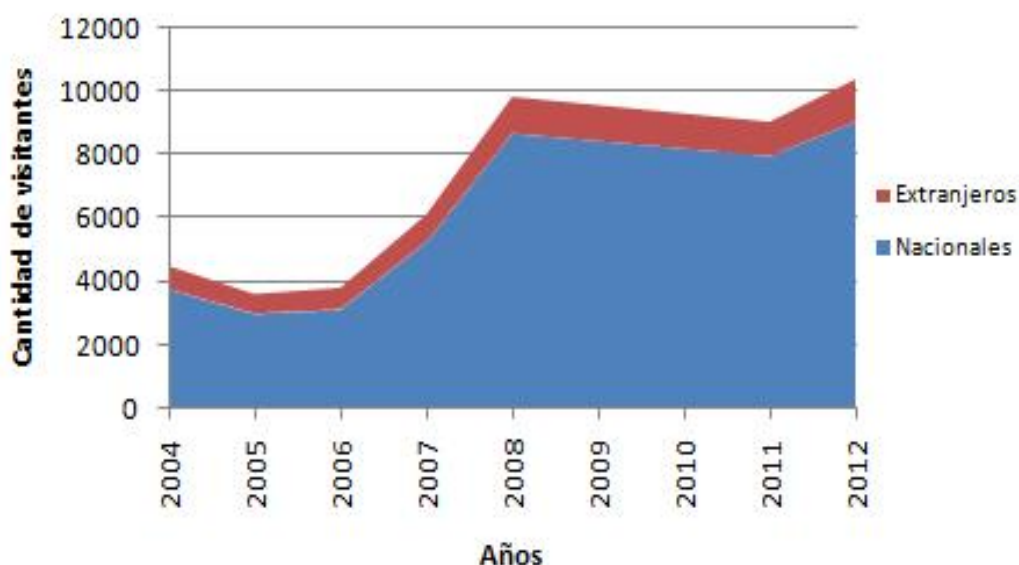


Figura 5. Cantidad de visitantes que ingresaron a la Reserva Nacional Altos de Lircay en el periodo (2004-2012). Fuente: Elaboración propia en base a CONAF (2004, 2005, 2006a, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011 y 2012).

El Parque Nacional (PN) Villarrica se ubica en el sector cordillerano de la Región de la Araucanía (Figura 3) y tiene una superficie de 15.000 hectáreas (CONAF, 2006b). Este PN se sitúa entre las Regiones vegetales del Bosque Andino-Patagónico (sub-región de las cordilleras de la Araucanía) y la de Bosque Caducifolio (sub-regiones de bosque

caducifolio andino y bosque caducifolio del llano) según la clasificación de Gajardo (1994). Las especies arbóreas dominantes en el PN son *Nothofagus dombeyi*, *Nothofagus pumilio* y *Araucaria araucana*. Dentro de la fauna destaca la presencia de Carpintero negro (*Campephilus magellanicus*) y de la Rana rosácea de hojarasca (*Eupsophus roseus*), las cuales se encuentran Vulnerables (MINSEGPRES, 2012a) y de ranita de Darwin (*Rhinoderma darwinii*), la cual se encuentra En Peligro (MINSEGPRES, 2012b).

Este parque es el ASP con más visitas de los tres casos de estudio (Figura 6), alcanzando en el año 2012 las 115.761 visitas (CONAF, 2013b). Por esta razón el parque fue escogido por SERNATUR como “Área Silvestre Protegida del Estado para el desarrollo turístico sustentable” (SERNATUR, 2013a; SERNATUR, 2013c).

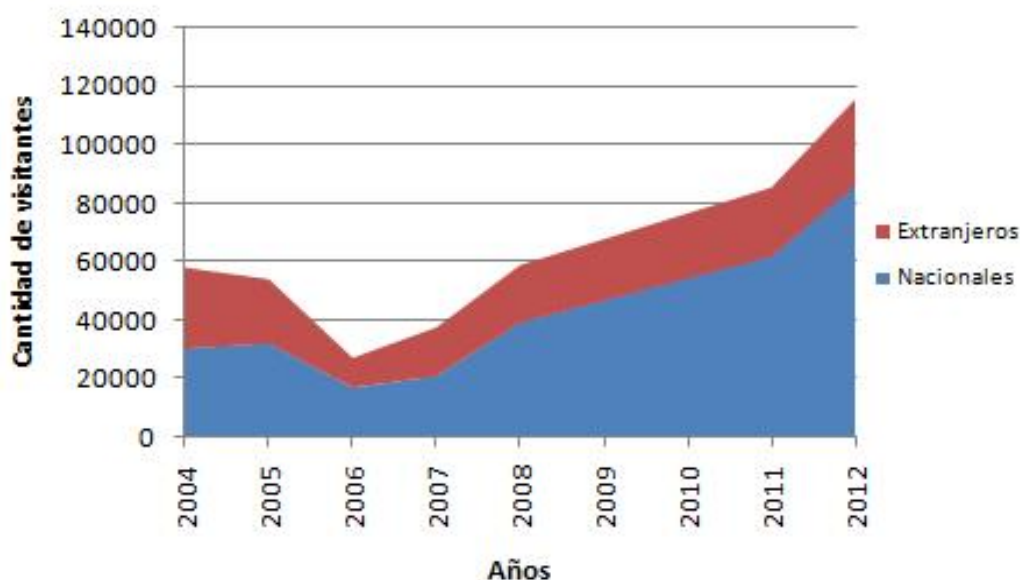


Figura 6. Cantidad de visitantes que ingresaron al Parque en el periodo (2004-2012).

Fuente: Elaboración propia en base a CONAF (2004, 2005, 2006a, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011 y 2012).

### Diseño muestral

Se realizaron al menos dos tratamientos por cada ASP: áreas intervenidas por el turismo (senderos, áreas de acampar y zonas de esquí, cuando corresponde) y áreas sin presencia de turistas. Las áreas sin presencia de turistas fueron consideradas la condición control y para lograr este requisito los puntos de muestreo debieron estar al menos a 100 metros de distancia desde las áreas intervenidas, de acuerdo a lo utilizado por Miller et al. (1998). Además, los puntos de muestreo estuvieron situados por al menos 200 metros de distancia entre sí para asegurar la independencia de datos.

Cada unidad muestral fue escogida aleatoriamente dentro de la superficie de los dos tratamientos (muestreo estratificado) en cada ASP, siguiendo las recomendaciones de Ojasti (2000) y como utilizaron en Miller et al. (1998).

En el PN Pan de Azúcar, las zonas con presencia de turistas fueron el sector de acampar y el sendero hacia el mirador principal del Parque, ambas parte del matorral desértico costero. En el caso de los micromamíferos se añadió la situación “Roqueríos”, donde se escogió un área impactada dentro de la zona de acampar y una situación control.

En la RN Altos de Lircay, las zonas con presencia de turistas muestreadas fueron el sendero principal y las zonas de acampar, ubicadas todas en bosque caducifolio.

En el PN Villarrica las zonas con presencia de turistas muestreadas fueron el camino principal hacia el volcán Villarrica (bosque caducifolio montano) y la zona de esquí en el volcán (vegetación azonal).

Dentro de las cinco clases de vertebrados terrestres presentes del *Phyllum Vertebrata*, se muestrearon sólo tres en función de los recursos monetarios y humanos disponibles para el muestreo: *Aves*, *Mammalia* y *Reptilia*. Dentro de estas clases, existen diversos modos de vida y por ende diversas formas de muestreo (Ojasti, 2000), por lo que en función del tiempo disponible para muestrear, se priorizaron los micromamíferos, las aves terrestres (excluyendo rapaces) y los reptiles.

En base a estas condiciones, se escogieron los siguientes métodos para cada tipo de vertebrados:

Para medir la abundancia de aves terrestres se utilizaron conteos puntuales de radio fijo (Ralph *et al.*, 1996). Este método es considerado estándar para el monitoreo de este tipo de especies debido a su sencillez y eficacia en el registro de información cuantitativa (Ralph *et al.*, 1996; Elzinga *et al.*, 2001; Gibbons y Gregory, 2006).

A cada uno de los puntos de muestreo se accedió causando la mínima perturbación posible con el fin de no alterar la densidad de aves en el lugar (Ralph *et al.*, 1996). Tras acceder al punto de conteo, se esperó cinco minutos antes de comenzar la toma de datos, asumiendo que en este tiempo la actividad de las aves vuelve a la normalidad como postula Ralph *et al.* (1996). Posteriormente, se registraron todos los individuos detectados en un periodo de 5 minutos en un radio de 50 metros (Ralph *et al.*, 1995; Gibbons y Gregory, 2006).

El conteo se repitió dos veces por cada punto, promediando la abundancia entre ambas observaciones, acercándose de esta forma a estimar la densidad real del sitio (Ralph *et al.*, 1995). Para aumentar la precisión de los datos, los conteos fueron realizados entre las 6:30 AM y las 11:00 AM (horario de mayor actividad en la mayoría de las especies) (Ralph *et al.*, 1995) y no se realizaron conteos en situaciones meteorológicas que disminuyeran la detectabilidad de los individuos (viento, lluvia, niebla) (Ralph *et al.*, 1995).



La vestimenta utilizada para el muestreo fue de tonalidades similares a cada ambiente muestreado, dado que los colores llamativos disminuyen la actividad de las aves, generando un sesgo en el muestreo (Riffell y Riffell, 2002).

La variable a obtener en este tipo de muestreo es la densidad poblacional (individuos/hectárea) de cada especie.

El número de puntos realizados por cada ambiente en las ASP se encuentra en el Cuadro 1, y estos fueron repetidos tanto en la campaña de primavera (2013) como en la de verano (2012).

En el caso particular del muestreo en la estepa en Villarrica, el bajo número de muestras se debe a las condiciones meteorológicas desfavorables que no permitieron muestrear más días.

Cuadro 1. Número de puntos de conteos de radio fijo de aves terrestres para cada tratamiento en cada ASP

Área Silvestre Protegida	Tratamientos		
	Senderos	Zonas de infraestructura para el turismo	Control
Pan de Azúcar: Matorral desértico	8	8	7
Altos de Lircay: Bosque caducifolio	13	3	9
Villarrica: Bosque caducifolio andino	No aplica	5	8
Villarrica: Estepa	No aplica	6	6

Fuente: Elaboración propia

Para cuantificar la abundancia de micromamíferos (roedores y marsupiales), se utilizaron transectos lineales en los cuales se dispusieron veinte trampas de captura viva tipo Sherman (de lata en ambientes cerrados y de reja en ambientes abiertos para evitar la mortalidad) (Jones *et al.*, 1996). La distancia entre cada trampa fue de diez metros, y cada trampa fue dejada por tres días en un mismo lugar. Para la utilización de estas trampas, se obtuvo el permiso de captura del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) para cada área protegida (Yañez, 2010).

Se utilizó avena como cebo en cada trampa, lo que permite capturar un mayor número de especies debido a que es alimento de especies granívoras y especies generalistas (Jones *et al.*, 1996; Yañez, 2010).

Para evitar el traspaso de enfermedades entre poblaciones de micromamíferos de distintos

lugares las trampas fueron lavadas y desinfectadas con cloro de acuerdo al protocolo dispuesto por Jones *et al.* (1996). Se utilizaron además las medidas de bioseguridad dispuestas por el mismo autor para evitar el traspaso de enfermedades hacia los investigadores.

El número de transectos realizados por cada ambiente en las ASP se encuentra en el Cuadro 2, y estos se realizaron sólo en la campaña de primavera debido a la falta de permiso de captura en la campaña de verano. Además, no se realizaron transectos en la zona de senderos para evitar posibles pérdidas de trampas. En el caso de los transectos en las zonas de acampar, estos fueron instalados en sectores y constantemente vigilados por los investigadores. La variable respuesta es la tasa de captura que corresponde a un índice de abundancia calculado a partir del número de micromamíferos en relación al número de trampas abiertas.

Cuadro 2. Número de transectos para micromamíferos en cada tratamiento para cada ASP

Área Silvestre Protegida	Tratamientos	
	Zonas de acampar	Control
Pan de Azúcar:		
Matorral desértico	2	2
Altos de Lircay:		
Bosque caducifolio	2	2
Villarrica: Bosque caducifolio andino	2	2

Fuente: Elaboración propia

En el caso de la cuantificación de la abundancia de reptiles, se realizaron transectos lineales de ancho y largo variable. El ancho variable permite conocer la detectabilidad de los individuos, estableciendo el ancho máximo de cada transecto como aquel en el cual se registró el individuo más lejano desde la línea central del transecto (Figura 9, donde el largo marcado con un óvalo es el establecido como el ancho del transecto para calcular la densidad). El largo debe ser adaptable de acuerdo a los obstáculos que se puedan presentar en el muestreo, como acantilados o quebradas (Thompson *et al.*, 1998; Elzinga *et al.*, 2001). Para este estudio los largos promedio fueron para Pan de Azúcar de 100 metros, 86 metros para Altos de Lircay y 158 metros para Villarrica. La detección de los individuos se realizó de forma visual y todos los individuos detectados fueron registrados, incluyendo aquellos no identificados (Thompson *et al.*, 1998).

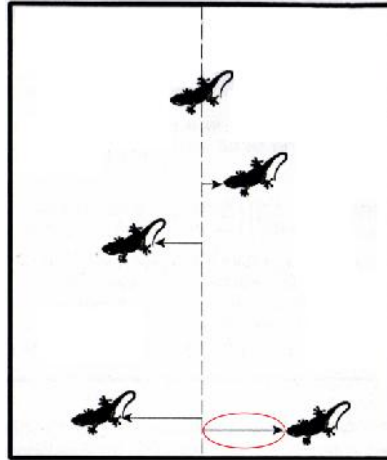


Figura 9. Representación visual de transecto de ancho variable. Fuente: Adaptado de Thompson *et al.* (1998).

Para comparar entre los distintos tratamientos, los muestreos fueron realizados en días soleados lo que limitó el estudio de este grupo solo a la temporada de verano. Durante los días fríos (invierno generalmente) y no soleados los reptiles no se encuentran activos (Blomberg y Shine, 2006) lo que limita su detectabilidad.

La variable respuesta es la densidad (individuos/hectárea) de cada especie. El número de transectos realizados por cada ambiente en las ASP se encuentra en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Número de transectos de muestreo de reptiles para cada tratamiento en cada ASP

Área Silvestre Protegida	Tratamientos		
	Senderos	Zonas de infraestructura para el turismo	Control
Pan de Azúcar:			
Matorral desértico	15	No aplica	5
Altos de Lircay:			
Bosque caducifolio	17	4	4
Villarrica: Bosque caducifolio andino	n/a	4	3
Villarrica: Estepa	n/a	4	6

Fuente: Elaboración propia

### Análisis de datos

Para el caso de las aves terrestres y el caso de los reptiles se obtuvo la densidad de individuos de cada una de las especies por cada uno de los sitios de muestreo (punto o transecto). Estos datos fueron ingresados a un Modelo General Lineal (GLM) para cada

especie, comparando entre los sitios con distintos tratamientos (sitios con actividades turísticas y sitios sin esta intervención). En los GLM, se asumió que la distribución de los datos corresponde a Poisson, pues existe un alto número de sitios donde no se observaron individuos para la especie, lo que implica muchos valores “cero”.

Se escogió la utilización de GLM en vez de otros modelos estadísticos clásicos (e.g. ANOVA), pues estos son generalmente más potentes estadísticamente para los análisis ecológicos (Mangeaud & Videla, 2005). Esto se debe a que los GLM no asumen la existencia de homocedasticidad de los datos ni una distribución normal, lo cual en pocas ocasiones se cumple en este tipo de estudios (Cayuela, 2010). Si bien es cierto la distribución se puede ajustar con una normalización mediante algunos algoritmos (e.g. logaritmo, raíz cuadrada, arcoseno), esto no arregla la falta de homocedasticidad de los datos (Cayuela, 2010)

La estructura de los GLM se presenta en la Ecuación 1.

$$y_{(i)} = \mu + \beta_1 x_{(i)}$$

Ecuación 1. Estructura general de los modelos lineales generalizados

Donde,

$y_{(i)}$	:	<i>Índice de abundancia para una especie en una unidad muestral</i>
$\mu$	:	<i>Coefficiente del modelo</i>
$\beta_1$	:	<i>Coefficiente del modelo</i>
$x_{(i)}$	:	<i>Tratamiento</i>

En el caso de los micromamíferos, éstos no fueron comparados con ningún test estadístico, debido al bajo número de muestras por tratamiento (dos).

### **Búsqueda de patrones en familias de vertebrados**

Se realizó una síntesis de los estudios del impacto del turismo sobre la fauna silvestre mediante una revisión sistemática (RS). La RS incluyó estudios internacionales, y en el análisis se incluyeron las conclusiones a las que llegaron otras revisiones sistemáticas previas de grupos específicos de animales (Pullin y Stewart, 2006).

La RS tiene por objetivo establecer cuáles son los factores que hacen a una especie menos tolerante a la presencia de turistas. Dentro de estos factores, hay los asociados a la historia de vida de una especie, a los turistas, y al ambiente.

En la RS se utilizó literatura disponible en bases de datos específicas sobre las interacciones entre el turismo y la fauna (Meseguer, 2007). Dado que la RS debe ser en principio

repetible, se establecieron los criterios utilizados en la búsqueda de literatura y los criterios de selección de estudios (Pullin y Stewart, 2006; Meseguer, 2007). En esta RS además se examinaron estudios considerados “literatura gris” debido a que los estudios en los cuales la hipótesis nula no es rechazada rara vez son publicados (Meseguer, 2007).

### **Búsqueda y selección de trabajos**

Los artículos fueron buscados en el integrador del conocimiento científico “ISI Web of Knowledge”, utilizando los siguientes criterios:

- El título, el resumen o las palabras claves incluyen las palabras “animal”, “bird”, “mammal”, “reptile”, “wildlife” o “fauna”.
- El título, el resumen o las palabras clave incluyen los términos “touris\*” (donde se incluyen las palabras tourism, tourist y derivados), “recreat\*” (donde se incluyen las palabras recreation, recreational y derivados), o “pedestrian”.
- El título, el resumen o las palabras clave incluyen las palabras “behav\*” (donde se incluyen behavior, behaviour, y sus derivadas), “flee”, “flight” o “response”.

Luego se combinaron las búsquedas que tuvieran los tres criterios de forma simultánea, lo cual otorgó 1.111 artículos. Tras esta revisión, se hizo una primera selección a partir de la información otorgada por el título y/o el resumen todos aquellos artículos que según la información otorgada trabajaron con respuestas fisiológicas, conductuales, poblacionales o del éxito reproductivo a la visita de turistas.

A los artículos seleccionados (207 artículos), se les aplicó la herramienta “Artículos relacionados” de “Web of Knowledge”, la cual revela aquellos artículos que han sido citados en conjunto con el artículo seleccionado. Esta herramienta permite ampliar la búsqueda a aquellos artículos que podrían no haber sido encontrados por no utilizar las mismas palabras claves incluidas en la búsqueda. Para acotar el esfuerzo de búsqueda, se buscó sólo en las dos primeras páginas de artículos relacionados de cada investigación.

De forma conjunta, se realizó una búsqueda en revistas que no son ISI para obtener más resultados negativos: se buscó en todos los volúmenes del Boletín chileno de ornitología, y en el integrador de base de artículos ornitológicos “Searchable Ornithological Research Archive (SORA)”. Adicionalmente se buscó en la base de datos de las universidades en Chile que tienen carreras afines al turismo y/o biología: Universidad de Chile, Universidad Católica, Universidad de Concepción, Universidad de Los Lagos, Universidad Católica del Norte, Universidad Arturo Prat, Universidad de Talca, Universidad Andrés Bello, Universidad Mayor, Universidad Santo Tomás, Universidad de Magallanes, Universidad Austral y Universidad del BíoBío.

Estos trabajos fueron descargados durante el mes de Julio y Agosto del año 2013 y se utilizaron sólo estudios cuyo resumen estuviera publicado en inglés o español.

Esta nueva compilación de artículos dio un total de 223 artículos. Tras esta recopilación, se realizó nuevamente un filtro en base al resumen o al artículo completo, donde se buscó que efectivamente el artículo hubiese estudiado la respuesta frente al turismo de la fauna a nivel de individuo y/o población del turismo sobre una o más especies, sea la respuesta positiva o negativa (existe o no existe efecto del turismo). En esta ocasión además se excluyeron aquellos trabajos en los cuales no se realizaron tratamientos control, puesto que en este tipo de artículos no se estudia la existencia de un impacto. Se excluyeron además aquellos estudios que no explicitan qué especies están involucradas (e.g. Cornelius *et al.* (2001), Cardoni *et al.* (2008))

Tras estos filtros, se incluyeron en este estudio 98 artículos. Estos contienen 211 casos de estudio (Anexo 1), a lo cual se incluyeron los datos de esta tesis, logrando un total de 286 casos de estudio. Se nombra “caso de estudio” a la investigación sobre el impacto del turismo sobre una especie y en una situación particular.

Los trabajos fueron divididos de acuerdo al tipo de respuesta estudiada, los cuales son los mismos criterios de Steven *et al.* (2011):

- Impacto del turismo sobre las variables fisiológicas (ritmo cardiaco o nivel de cortisol). En esta categoría existieron 15 casos de estudio.
- Impacto del turismo sobre la conducta de una especie, donde se estudiaron los cambios en el tiempo de vigilancia, en el tiempo dedicado al forrajeo, la ansiedad de los individuos y/o en las distancias de alerta y de escape. En esta categoría existieron 79 casos de estudio.
- Impacto del turismo sobre la abundancia y/o distribución de una especie en un sitio específico. En esta categoría existieron 80 casos de estudio.
- Impacto del turismo sobre el éxito reproductivo. En esta categoría existieron 37 casos de estudio.

De cada uno de estos trabajos se extrajo la información de los rasgos de cada especie estudiada, de los visitantes que producen la interacción y de los ambientes donde se producen los encuentros. En el caso de que no existiera alguna información sobre la biología o ecología de una especie en el artículo estudiado, se recolectó de los tomos de la series de enciclopedias “Handbook of the mammals of the World” (editados por Wilson & Russell) y “Handbook of the birds of the world” (editados por del Hoyo *et al.*)

Esta información fue clasificada de acuerdo a un principio de parsimonia, escogiendo el mínimo posible de tipos de categoría de forma de aumentar las probabilidades de obtener

resultados. Los rasgos utilizados fueron:

- **Dieta:** Se clasificó a cada especie según la fuente principal de alimentación, lo cual determina el tipo de forrajeo y la energía gastada en este. Las categorías posibles en este rasgo fueron “Animal”, “Vegetal” y “Omnívoro”.
- **Distribución poblacional:** Se clasificó a cada especie de acuerdo a la sociabilidad que presenta, donde si la especie generalmente se encuentra en grupos de tres o más individuos, se clasificó como “Agregada” y en caso contrario se clasificó como “No agregada”.
- **Cacería:** Se clasificó a cada especie según su relación con las actividades cinegéticas, donde las categorías posibles fueron “Cazada en el presente”, “Cazada en el pasado” y “No cazada”. También se incluyó dentro de las mismas categorías aquellas especies capturadas vivas.
- **Lugar de forrajeo:** Se clasificó a cada especie según el lugar donde forrajean, siendo las categorías posible “Suelo”, “Árboles”, “Aire”, “Agua dulce”, “Ecotono agua-tierra”, “Matorral”, “Pradera” y “Mar”.
- **Modo de vida:** Se clasificó a las especies según el sitio que generalmente utilizan. Las categorías posibles fueron “Terrestre”, “Acuático” y “Anfibio”.
- **Horario de actividad:** Se clasificó a las especies según el horario en el que están activas en el lugar de estudio. Las categorías fueron “Diurna” y “Nocturna”.
- **Tipo de perturbación:** Se dividió a las perturbaciones posibles en aquellas generadas por peatones, cabalgatas, paseos en bote, zonas de acampar y por automóviles.
- **Cobertura vegetal:** Se clasificó al ambiente donde se realizó la interacción turista-fauna en ambientes de cobertura vegetal baja, media o alta.
- **Tipo de ambiente.** Se clasificaron las formaciones vegetales de cada estudio en tipos de ambientes más genéricos. Las categorías posibles fueron “Pradera”, “Bosque”, “Bosque abierto”, “Matorral”, “Costa”, “Selva”, “Mar”, “Laguna o río” y “Ambiente polar”.

Tras la obtención de esta información, esta fue sistematizada de forma de resumir el número de veces que se repite cada rasgo en cada categoría de impacto (negativo, neutro o positivo).

**Análisis estadístico**

Las tablas de cada rasgo fueron analizadas mediante tablas de contingencia, con un test de chi cuadrado utilizando el software R Commander. Esto permite conocer si existe independencia entre los rasgos ecológicos, de la perturbación o del ambiente con la categoría del impacto (negativo, neutro o positivo) (Fowler y Cohen, 1997). En caso de que ambas variables fueran dependientes, fue necesario realizar un test exacto de Fisher con el software Xlstat para saber cuál(es) de los rasgos utilizados provocaron esta dependencia, a partir de la comparación de las frecuencias observadas respecto a las frecuencias esperadas por las probabilidades.



## RESULTADOS

### Evaluación del impacto del turismo sobre la fauna en ASP

#### Aves terrestres

En el PN Pan de Azúcar, la evaluación de la densidad media de Cachudito, Canastero, Canastero chico y Chercán durante la época de mayor afluencia de público presentó diferencias significativas entre el sendero y la zona de control (Cuadro 5). La mayoría de las especies a excepción del platero presentaron una densidad media menor en el sendero. En la época de menor afluencia de público sólo existieron diferencias negativas significativas en la densidad del tijeral, pese a que en general las especies presentaron una densidad menor (Cuadro 5). Las especies afectadas en verano a excepción del Cachudito no fueron encontradas en los senderos, pero en este caso la diferencia entre ambos tratamientos no fue significativa.

La composición de especies entre ambas temporadas presentó variaciones debido a la incorporación de una zona de muestreo (camping) y a la migración de algunas especies.

En el caso de Altos de Lircay, (en la época de alta afluencia de público sólo el Picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*) se vio afectado de forma significativa por el turismo. Pese a esto, la mayoría de las especies de insectívoros (Colilarga, Cachudito, Churrín del sur, Churrín de la mocha, fiofío, rayadito, viudita) tuvieron una densidad media menor en la zona con visitantes que en la zona control (Cuadro 6). El Diucón, el Hued hued castaño y el Tijeral fueron las únicas especies beneficiadas de forma significativa por el turismo, y en particular por las zonas de acampar.

En la época de menor afluencia de público, no existieron especies que tuvieran una densidad significativamente menor en senderos y campings frente a la zona control, y además existió un menor número de especies con densidad menor pero no significativamente diferente que en la época de mayor afluencia de público. En cambio, el Chincol, la Diuca y el Zorzal fueron más abundantes, y de forma significativa, en la zona de acampar que en la zona control. El picaflor chico en esta época también fue más abundante en la zona de acampar que en la zona control, pero esta relación no fue significativa.

Cuadro 5. Densidad media de las especies de aves para los distintos tratamientos en Pan de Azúcar.

Especie		Verano			Primavera						
Nombre común	Nombre científico	C	S	NS	C	S	ZA	NS			
Cachudito	<i>Anairetes parulus</i>	1,52	0	*	0	a	0,1	a	0	a	-
Canastero	<i>Pseudasthenes humicola</i>	1,8	0	*	0,2	a	0	a	0	a	-
Canastero chico	<i>Asthenes modesta</i>	1	0	*	0,2	a	0	a	0	a	-
Chercán	<i>Troglodytes musculus</i>	3	0,7	*	0,4	a	0	a	0,1	a	-
Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	1,5	0,2	-	0,2	a	0,1	a	0	a	-
Cometocino de Gay	<i>Phrygilus gayi</i>	1	0,7	-	0	a	0,1	a	0	a	-
Diuca	<i>Diuca diuca</i>	4,2	0,4	-	0	a	0,2	a	0	a	-
Dormilona de nuca rojiza	<i>Muscisaxicola rufivertex</i>	-	-	-	0	a	0,1	a	0	a	-
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>	-	-	-	0	a	0	a	0,2	b	*
Pequén	<i>Athene cunicularia</i>	-	-	-	0,1	a	0	a	0	a	-
Picaflor del norte	<i>Rhodopsis vesper</i>	0,25	0	-	0	a	0,1	a	0	a	-
Platero	<i>Phrygilus alaudinus</i>	0	2,7	**	-	-	-	-	-	-	-
Tijeral	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	1,8	1,5	-	0,4	a	0	b	0	b	*

(\*) valor  $p < 0.05$ . (\*\*) valor  $p \geq 0.05$  y  $< 0.07$ .

C: Control. S: Senderos. ZA: Zona de acampar. NS: Nivel de Significancia

Fuente: Elaboración propia

En el caso del bosque de Villarrica, se hizo el estudio sólo en la época de alta afluencia de público. En esta época sólo se registró diferencias estadísticamente significativas para el Chercán, y marginalmente significativas para el Picaflor chico. El Chercán sin embargo fue más abundante en la zona intervenida, mientras el Picaflor chico fue más abundante en la zona control. Aunque no presentaran diferencias estadísticamente significativas, el Carpinterito, Chucao, Cometocino patagónico, Diucón, Tijeral y Zorzal fueron más abundantes en la zona visitada que en la situación control (Cuadro 7).

Cuadro 6. Densidad media de las especies de aves para los distintos tratamientos en Altos de Lircay

Nombre común	Especie Nombre científico	Verano				Primavera					
		C	S	ZA	NS	C	NS	S	NS	ZA	NS
Cachaña	<i>Enicognathus ferrugineus</i>	0	a 0,53	a 0	a -	0	a 0,11	a 0	a -	0	a -
Cachudito	<i>Anairetes parulus</i>	0,92	a 0,16	a 0,42	a -	0,27	a 0	a 0	a -	0	a -
Carpinterito	<i>Veniliornis lignarius</i>	0,28	a 0,27	a 0	a -	0,09	a 0,16	a 0	a -	0	a -
Carpintero	<i>Campephilus magellanicus</i>	0	a 0,32	a 0	a -	0,18	a 0,11	a 0	a -	0	a -
Chercán	<i>Troglodytes musculus</i>	0,35	a 0,58	a 0,42	a -	1,46	a 0,85	a 1,91	a -	1,91	a -
Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	-	-	-	-	0	a 0	a 0,21	b *	0,21	b *
Chucao	<i>Sceorchilus rubecula</i>	0,21	a 0,16	a 0,42	a -	0,18	a 0,21	a 0	a -	0	a -
Churrín de la Mocha	<i>Eugralla paradoxa</i>	0,14	a 0	a 0	a -	-	-	-	-	-	-
Churrín del norte	<i>Scytalopus fuscus</i>	0,07	a 0,05	a 0	a -	0	a 0,08	a 0	a -	0	a -
Colilarga	<i>Sylviothorhynchus desmursii</i>	0,14	a 0	a 0	a -	-	-	-	-	-	-
Comesebo grande	<i>Pygarrichas albogularis</i>	0,14	a 0,27	a 0,42	a -	1,18	a 0,5	a 0,42	a -	0,42	a -
Cometocino patagónico	<i>Phrygilus patagonicus</i>	0,07	a 0,21	a 0,64	a -	0,45	a 1,33	a 1,06	a -	1,06	a -
Diuca	<i>Diuca diuca</i>	-	-	-	-	0	a 0	a 0,85	b *	0,85	b *
Diucón	<i>Xolmis pyrope</i>	0	a 0	a 0,21	b -	0,09	a 0,53	a 0,64	a -	0,64	a -
Fío-fío	<i>Elaenia albiceps</i>	2,55	a 1,27	a 1,7	a -	6,55	a 5,57	a 4,25	a -	4,25	a -
Golondrina chilena	<i>Tachycineta meyeni</i>	-	-	-	-	0,09	a 0,08	a 0,21	a -	0,21	a -
Hued hued castaño	<i>Pterotochos castaneus</i>	0,07	a 0,11	a 0,21	a -	0,09	a 0,21	a 0	a -	0	a -
Jilguero	<i>Sporagra barbata</i>	0,42	a 4,03	a 0,64	a -	0,64	a 1,43	a 0,21	a -	0,21	a -
Picaflor	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	0,57	a 0,05	ab 0	b *	0,45	a 0,56	a 0,85	a -	0,85	a -
Pitío	<i>Colaptes pitius</i>	-	-	-	-	0	a 0,16	a 0	a -	0	a -
Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	2,12	a 2,02	a 1,49	a -	3,64	a 2,65	a 1,91	a -	1,91	a -
Tijeral	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	0	a 0	a 0,42	b *	0	a 0,19	a 0	a -	0	a -
Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>	0	a 0,05	a 0	a -	0	a 0,05	a 0	a -	0	a -
Viudita	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	0,07	a 0	a 0	a -	-	-	-	-	-	-
Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	-	-	-	-	0,18	a 0,03	ab 0,85	b *	0,85	b *

(\*) valor  $p < 0.05$ .

C: Control. S: Senderos. ZA: Zona de acampar. NS: Nivel de Significancia

Fuente: Elaboración propia

Para la zona de estepa no existió diferencias estadísticamente significativas para la densidad de ninguna especie, no obstante algunas especies fueron más abundantes en la zona control que en la zona intervenida (Chercán, Torcaza). El resto de las especies fue más abundante en la zona intervenida que en la zona control, situación que se ve más pronunciada para la Dormilona de ceja blanca y el Yal cordillerano (Cuadro 7).

Cuadro 7. Densidad media de las especies de aves para los distintos tratamientos en Villarrica.

Nombre común	Especie Nombre científico	Bosque			Volcán		
		C	CV	NS	C	ZE	NS
Carpinterito	<i>Veniliornis lignarius</i>	0	0,3	-	-	-	-
Chercán	<i>Troglodytes musculus</i>	0,16	1,15	-	0,11	0	-
Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	-	-	-	0,11	0,21	-
Chucao	<i>Sceorchilus rubecula</i>	0,24	0,51	-	-	-	-
Churrete acanelado	<i>Cinclodes fuscus</i>	-	-	-	0,32	0,42	-
Churrín de la Mocha	<i>Eugralla paradoxa</i>	0,08	0,13	-	-	-	-
Churrín del sur	<i>Scytalopus magellanicus</i>	0	0,13	-	-	-	-
Comesebo grande	<i>Pygarrichas albogularis</i>	0,24	0,76	-	-	-	-
Cometocino patagónico	<i>Phrygilus patagonicus</i>	0	0,25	-	-	-	-
Diucón	<i>Xolmis pyrope</i>	0	0,13	-	-	-	-
Dormilona de ceja blanca	<i>Muscisaxicola albilora</i>	-	-	-	0,11	1,38	-
Fío-fío	<i>Elaenia albiceps</i>	1,51	1,91	-	-	-	-
Hued hued del sur	<i>Pteroptochos tarnii</i>	0,08	0	-	-	-	-
Jilguero	<i>Sporagra barbata</i>	0,08	0,64	-	0,11	0,32	-
Picaflor	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	1,43	0,25	*	-	-	-
Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	1,11	1,66	-	-	-	-
Tijeral	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	0	0,13	-	-	-	-
Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>	-	-	-	1,27	0	-
Viudita	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	0,08	0,25	-	-	-	-
Yal cordillerano	<i>Melanodera xantogramma</i>	-	-	-	0,11	0,64	-
Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	0	0,51	-	-	-	-

(\*) valor  $p < 0.05$ .

C: Control. S: Senderos. ZA: Zona de acampar. NS: Nivel de Significancia

Fuente: Elaboración propia

## Reptiles

En Pan de Azúcar la densidad media de *Liolaemus nigromaculatus* y de *Liolaemus atacamensis* fue mayor en la zona de control que en los senderos, siendo esta relación significativa sólo para la primera especie. Para *Callopistes maculatus* y *Liolaemus platei*, la densidad media fue mayor en la zona de los senderos, no obstante, estas diferencias no fueron significativas. La densidad de lagartijas no identificadas fue a su vez mayor en la zona de control, las cuales fueron en general individuos juveniles (Cuadro 8).

Cuadro 8. Resultados del GLM de reptiles en la zona de matorral en Pan de Azúcar para la temporada de verano

Nombre común	Especies Nombre científico	Tratamiento			
		Sendero		Control	
Iguana chilena	<i>Callopistes maculatus</i>	1,11	a	0,00	a
Lagartija de Atacama	<i>Liolaemus atacamensis</i>	38,89	a	46,67	a
Lagartija de mancha	<i>Liolaemus nigromaculatus</i>	1,11	a	16,67	b *
Lagartija de Plate	<i>Liolaemus platei</i>	1,11	a	0,00	a
Lagartijas NN		1,11	a	16,67	b *

(\*) valor  $p < 0.05$ .

Fuente: Elaboración propia

Para los reptiles en Altos de Lircay no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para ninguna especie (Cuadro 9). Pese a esto, *Liolaemus Schroederi* fue más abundante en la zona de senderos que en los otros dos tratamientos, y *Liolaemus tenuis* fue el doble de abundante en la zona de acampar que en la zona control.

Cuadro 9. Resultados del GLM de aves en Altos de Lircay.

Nombre común	Especie Nombre científico	Tratamiento					
		Control	Sendero		Camping		
Lagartija lemniscata	<i>Liolaemus lemniscatus</i>	0,00	a	2,67	a	0,00	a
Lagartija arborícola común	<i>Liolaemus pictus</i>	105,89	a	92,98	a	53,82	a
Lagartija de Schroeder	<i>Liolaemus schroederi</i>	9,92	a	40,02	a	9,26	a
Lagartija esbelta	<i>Liolaemus tenuis</i>	66,71	a	27,70	a	123,49	a
Gruñidor del sur	<i>Pristydactilus torquatus</i>	10,68	a	22,51	a	13,31	a
Lagartijas NN		46,65	a	47,97	a	38,46	a

Fuente: Elaboración propia

En el caso del bosque en Villarrica, la densidad media de individuos tuvo diferencias significativas sólo en el caso de *Liolaemus tenuis*, existiendo más individuos en la zona control que en la zona del camino vehicular. Para *Liolaemus araucanensis* y los individuos de *Liolaemus* no identificados la densidad también fue mayor en la zona de control, en

cambio en el caso de *Liolaemus pictus*, la densidad de individuos fue mayor en la zona del camino vehicular. (Cuadro 10).

Cuadro 10. Resultados del GLM de reptiles en el bosque caducifolio de Villarrica.

<b>Especie</b>		<b>Tratamiento</b>			
Nombre común	Nombre científico	Camino vehicular	Control		
Lagartija parda	<i>Liolaemus araucanensis</i>	0,00	a	8,09	a
Lagartija arborícola común	<i>Liolaemus pictus</i>	165,04	a	100,14	a
Lagartija esbelta	<i>Liolaemus tenuis</i>	0,00	a	14,50	b *
Lagartijas NN		21,19	a	24,27	a

(\*) valor  $p < 0.05$ .

Fuente: Elaboración propia

En la zona del volcán Villarrica no existieron diferencias significativas en las densidades medias de las especies de reptiles, pese a que para todas las especies encontradas la densidad fue mayor en la zona de control

Cuadro 11. Resultados del GLM de reptiles en el sector de estepa de Villarrica.

<b>Especie</b>		<b>Tratamiento</b>			
Nombre común	Nombre científico	Zona de esquí	Control		
Lagartija parda	<i>Liolaemus araucanensis</i>	0,00	a	1,61	a
Lagartija arborícola común	<i>Liolaemus pictus</i>	15,16	a	44,04	a
Lagartijas NN		8,47	a	15,13	a

Fuente: Elaboración propia

### Micromamíferos

En Pan de Azúcar sólo fue capturado el ratón orejudo de Darwin tanto en el ambiente de rocas como en el ambiente del matorral desértico. La tasa de captura para ambos ambientes fue menor en las zonas intervenidas (sendero, camping) que en las zonas de control, obteniendo una captura nula en el camping (Cuadro 12)

Cuadro 12. Tasa de captura de micromamíferos en Pan de Azúcar

		Ambiente: Rocas		Ambiente: Matorral desértico	
Especie		Tratamiento		Tratamiento	
Nombre común	Nombre científico	Camping	Control	Sendero	Control
Ratón orejudo de Darwin	<i>Phyllotis darwini</i>	0,00	3,80	1,28	2,53

Fuente: Elaboración propia

En el caso de Altos de Lircay, la tasa de captura de los micromamíferos varió entre ambos tratamientos, obteniendo en el caso de las especies nativas (*Loxodontomys micropus* y

*Abrothrix longipillis*) una tasa de captura mayor en la zona de control. En el caso de las especies introducidas hubo variación en la respuesta, pues *Rattus norvegicus* tuvo una mayor tasa de captura en la zona de control y *Rattus rattus* tuvo una mayor tasa de captura en la zona de acampar.

Cuadro 13. Tasa de captura de micromamíferos en Altos de Lircay

<b>Especie</b>		<b>Tratamiento</b>	
Nombre común	Nombre científico	Control	Zona de acampar
Ratón de pie chico	<i>Loxodontomys micropus</i>	1,389	0,000
Ratón lanudo común	<i>Abrothrix longipillis</i>	7,792	5,128
Guarén	<i>Rattus norvegicus</i>	1,389	0,000
Rata	<i>Rattus rattus</i>	0,000	1,351

Fuente: Elaboración propia

En el caso de Villarrica, la riqueza de especies en el área de influencia del camino vehicular fue mayor que en la zona de control, encontrando sólo al ratón lanudo común en la zona de control (Cuadro 14). Además, la tasa de captura en el área de influencia del camino vehicular fue mayor para todas las especies que en la zona de control.

Cuadro 14. Tasa de captura de micromamíferos en el Parque Nacional Villarrica

<b>Especie</b>		<b>Tratamiento</b>	
Nombre común	Nombre científico	Control	Camino vehicular
Ratón de cola larga	<i>Olygoryzomys longicaudatus</i>	0,000	5,556
Ratón oliváceo	<i>Abrothrix olivaceus</i>	0,000	2,857
Ratón lanudo común	<i>Abrothrix longipillis</i>	1,282	4,225
Monito del monte	<i>Dromiciops gliroides</i>	0,000	1,449
Tunduco sp	<i>Aconaemys sp</i>	0,000	1,449

Fuente: Elaboración propia

## Búsqueda de patrones de intolerancia en vertebrados

### Patrones encontrados en la revisión sistemática

Se seleccionaron 98 artículos científicos, dentro de los cuales se estudian 210 casos en los cuales existen interacciones entre el turismo y la fauna. De estos, 15 casos estudiaron la respuesta fisiológica de la fauna frente al turismo, 79 casos estudiaron la respuesta conductual de la fauna, 36 casos estudiaron las interacciones entre la reproducción y el turismo, y 80 estudiaron los cambios poblacionales en abundancia y/o distribución generados por el turismo.

Tras los análisis realizados con tablas de contingencia, se encontraron las relaciones entre

las respuestas sobre las especies y los rasgos de las especies, del ambiente o de las perturbaciones presentadas en el Cuadro 15, donde los asteriscos (\*) representan una dependencia estadística entre ambas variables ( $p < 0.05$  en el test exacto de Fisher).

No existieron relaciones entre las respuestas fisiológicas y ningún rasgo. En el caso de las respuestas conductuales, sólo existió un efecto de la distribución poblacional (Cuadro 15). La respuesta poblacional está relacionada con la cobertura vegetal, el ambiente utilizado, el tipo de perturbación que genera el impacto y la fuente principal de alimentación de la especie afectada. La respuesta reproductiva tampoco estuvo relacionada con ningún rasgo.

Cuadro 15. Relaciones entre los rasgos ecológicos, de las perturbaciones y del ambiente con las respuestas de la fauna al turismo

	<b>Respuesta fisiológica</b>	<b>Respuesta conductual</b>	<b>Respuesta poblacional</b>	<b>Respuesta reproductiva</b>
Clase				
Distribución poblacional		*		
Situación cinegética				
Lugar de forrajeo				
Modo de vida				
Horario de actividad				
Cobertura vegetal			*	
Ambiente utilizado				
Tipo de impacto			*	
Fuente principal de alimentación			*	

(\*) valor  $p < 0.05$ .

Fuente: Elaboración propia

Para el caso de la dependencia existente entre la distribución poblacional y la respuesta conductual de las especies frente al turismo, existe una proporción mayor de especies que no viven agregadas que son afectadas por el turismo que la proporción esperada. Así mismo, existe una proporción menor de especies agregadas que fueron impactadas por el turismo frente a las impactadas que la proporción esperada (Cuadro 16). Por ende, las especies no agregadas son menos tolerantes al turismo que las especies con comportamiento social.



Cuadro 16. Relación entre la distribución poblacional de las especies y la respuesta conductual frente al turismo

Valoración impacto	Distribución poblacional				
	Agregada	TEF	No Agregada	TEF	Sin encontrar
Negativo	40	<	12	=	1
Neutro	25	=	1	<	

Fuente: Elaboración propia

Los valores de la columna TEF representan si el valor fue mayor, menor o igual respecto a lo estadísticamente esperado según el Test Exacto de Fisher.

Para el caso de la cobertura vegetal, para la cobertura vegetal alta existe una menor proporción de casos de estudio que reflejen un impacto negativo sobre las especies respecto a las proporciones esperadas. En cambio, para la cobertura vegetal baja, la proporción de estudios que presentan un impacto negativo es mayor a la esperada (Cuadro 17). Por esto, las especies que utilizan ambientes con cobertura vegetal baja son menos tolerantes que aquellos que utilizan cobertura vegetal alta. Respecto a la cobertura vegetal media no es posible tomar conclusiones significativas.

Cuadro 17. Relación entre la cobertura vegetal utilizada y la respuesta poblacional frente al turismo

Valoración impacto	Cobertura vegetal					
	Alta	TEF	Media	TEF	Baja	TEF
Negativo	6	<	14	=	32	>
Neutro	40	>	27	=	32	<
Positivo	3	=	0	<	1	=

Fuente: Elaboración propia

Los valores de la columna TEF representan si el valor fue mayor, menor o igual respecto a lo estadísticamente esperado según el Test Exacto de Fisher

En el caso del tipo de perturbación, la proporción de estudios de peatones que tuvieron un resultado negativo fue menor a la esperada. En cambio, la proporción de estudios en deportes nivales con impactos negativos fue mayor a la esperada. Respecto a los estudios sobre el impacto de los autos y de los botes, no es posible tomar conclusiones significativas (Cuadro 18). Por esto, los deportes nivales generan un mayor impacto sobre la fauna que los peatones.

En el caso de la dieta, la proporción de estudios con un impacto negativo sobre animales que se alimentan de otros animales (carnívoros, insectívoros, carroñeros) fue menor a la proporción esperada. En cambio, la proporción de estudios con un impacto negativo sobre especies omnívoras fue mayor a la esperada. Respecto a las especies con alimentación basada en vegetales (granívoros, herbívoros, nectarívoros) no se pueden tomar conclusiones significativas (Cuadro 19). Por esto, los animales con una dieta basada en otros animales son más tolerantes al turismo que los animales omnívoros.

Cuadro 18. Relación entre el tipo de perturbación y la respuesta poblacional de las especies

Valoración impacto	Tipo de impacto							
	Auto	TEF	Botes	TEF	Deportes nivales	TEF	Peatón	TEF
Negativo	1	=	2	=	5	>	44	<
Neutro	0	<	2	=	0	<	97	>
Positivo	0	<	0	<	0	<	4	=

Fuente: Elaboración propia

Los valores de la columna TEF representan si el valor fue mayor, menor o igual respecto a lo estadísticamente esperado según el Test Exacto de Fisher

Cuadro 19. Relación entre el tipo de dieta y la respuesta poblacional de las especies frente al turismo

Valoración impacto	Fuente principal de alimentación					
	Animal	TEF	Omnivoría	TEF	Vegetal	TEF
Negativo	30	<	12	>	10	=
Neutro	75	>	7	<	17	=
Positivo	3	=	0	<	1	=

Fuente: Elaboración propia

Los valores de la columna TEF representan si el valor fue mayor, menor o igual respecto a lo estadísticamente esperado según el Test Exacto de Fisher

Los cuadros de los casos que no se encontró una dependencia significativa entre las variables, se encuentran en los anexos 2-39.

### Resultados de otras revisiones sistemáticas y síntesis

Los criterios generados en otros estudios, revisiones sistemáticas y meta-análisis se pueden integrar de forma complementaria a los resultados de esta RS, para así priorizar las especies a estudiar con los recursos dispuestos a financiar este tipo de investigaciones. Entre los estudios incluidos se encuentran:

1. Heil *et al.* (2007), encontraron en el bosque de Córdoba mayores impactos sobre el gremio de las aves insectívoras, seguido por el de los carnívoros, no encontrando impactos sobre especies omnívoras y granívoras.
2. Kangas *et al.* (2010) encontraron mayores impactos sobre las aves que nidifican en copa en el suelo, frente a aquellas que nidifican en copas en los árboles. Las especies menos afectadas en este estudio fueron aquellas que nidifican en cavidades.
3. Smit y Visser (1993) encontraron que los botes generan mayores impactos sobre las aves playeras que las caminatas, y que la gente moviéndose o con perros genera mayores impactos que la gente quieta en un sector.
4. Martínez-Abraín *et al.* (2010) encontraron mayores impactos sobre la nidificación

de aves rapaces que utilizan árboles que sobre aquellas que nidifican en acantilados.

5. Campbell (2011) encontró que en paseriformes, mientras más grande es la especie y/o menos vegetación haya en el ambiente, la especie es menos tolerante al turismo.
6. Boyle y Samson (1985) encontraron que los botes afectan más a las aves que los senderistas.

Otros autores que realizaron revisiones sistemáticas y meta-análisis son:

1. Stankowich (2008), analizó las respuestas que presentan las especies del orden *Artiodactyla* frente a actividades recreativas, donde encontró que las especies menos tolerantes al turismo fueron aquellas que utilizan ambientes abiertos, las que se encuentran con crías o juveniles, las que tienen grupos pequeños (por la tasa de vigilancia), aquellas poblaciones que tuvieron una presión cinegética y/o aquellas poblaciones no habituadas al paso de peatones.
2. Blumstein *et al.* (2005) analizaron la variación de las respuestas de las aves a las visitas humanas en áreas silvestres y concluyeron que las aves más afectadas por el turismo son aquellas de un tamaño mayor.
3. Steven *et al.* (2011) sintetizaron los estudios de las respuestas de las aves hacia el turismo, donde encontraron que la mayoría de este tipo de estudios se realiza en pocos países (principalmente Estados Unidos, Inglaterra, Argentina y Nueva Zelanda), y estos se concentran en playas, humedales y en zonas templadas. A su vez, la mayoría de los estudios fue realizado en insectívoros, carnívoros y consumidores de moluscos y crustáceos.

Para sintetizar los resultados presentados por estos estudios y revisiones sistemáticas, se recopilaron en el Cuadro 20. Si bien es cierto en esta RS no se analizó para las aves qué tipo de nidos son más intolerantes al turismo, dos estudios señalan que las especies más afectadas son aquellas que nidifican en árboles, frente a las especies que nidifican en sotobosque, en cavidades o en acantilados (Kangas *et al.*, 2010; Martínez-Abraín *et al.*, 2010), no obstante no se incluyeron casos donde se estudiaran especies que nidifican en otro tipo de ambientes (e.g. humedales, matorral).

Este estudio encontró que las especies omnívoras fueron más afectadas que las especies que se alimentan exclusivamente de vegetales o de animales, lo que contradice las conclusiones de los otros dos estudios, no obstante, esta RS incluye en su análisis a las especies y datos obtenidos por Heil *et al.* (2010).

En esta RS no se analizó si existe un efecto del tamaño de los individuos de una especie sobre la intolerancia de ésta frente al turismo, no obstante, Blumstein *et al.* (2005) encontraron de forma consistente que las especies de aves más grandes son más intolerantes frente al turismo que las especies más pequeñas. Sin embargo, concluyen que este es un resultado utilizable para cualquier grupo.

En la presente RS no se encontraron efectos de la cacería sobre la intolerancia de las especies. Sin embargo, Stankowich (2008) sí encontró estos efectos sobre los ungulados.

Cuadro 20. Síntesis de resultados de las especies menos tolerantes al turismo

<b>Rasgos</b>		<b>Fuente</b>			
<b>Ambientes</b>					
Abierto	>	Cerrado	Stankowich (2008)		
Abierto	>	Cerrado	Campbell (2011)		
Cobertura baja	>	Cobertura alta	Este estudio		
<b>Nidificación</b>					
Árboles	>	Acantilados	Martínez-Abraín <i>et al.</i> (2010)		
Copa en árboles	>	Copa en el suelo	>	Cavidades	Kangas <i>et al.</i> (2010)
<b>Dieta</b>					
Insectívoros	>	Carnívoros	>	Otros	Heil <i>et al.</i> (2010)
Omnívoros	>	Animal			Este estudio
<b>Perturbaciones</b>					
Botes	>	Caminatas			Smit & Visser (1993)
Botes	>	Caminatas			Boyle & Samson (1985)
Caminatas con perros	>	Caminatas sin perros	>	Gente quieta	Smit & Visser (1993)
Deportes nivales	>	Caminatas			Este estudio
<b>Tamaño</b>					
Grande	>	Pequeña			Campbell (2011)
Grande	>	Pequeña			Blumstein <i>et al.</i> (2005)
<b>Caza</b>					
Cazados	>	No cazados			Stankowich (2008)
<b>Distribución poblacional</b>					
No agregado	>	Agregado			Este estudio

Fuente: Elaboración propia

En esta RS se encontró que las especies que viven de forma agregada son más tolerantes al turismo que las especies no agregadas. En los tres estudios que analizaron el efecto de la cobertura vegetal sobre la intolerancia de la fauna se encontró que en los ambientes con una menor cobertura donde se produce la interacción turistas-fauna, la fauna se ve más afectada. El ambiente donde las especies se vieron más afectadas fue la costa y las praderas, siendo el resto de los ambientes poco significativos.

En cuanto a las perturbaciones, esta RS encontró que los deportes nivales y los automóviles generan un mayor efecto que otras perturbaciones, seguido por los botes y por las caminatas. Dentro de las caminatas, aquellas con perros fueron las que tienen mayor impacto, seguido por caminatas sin perros y por gente detenida en un lugar como un mirador según Smit y Visser (1993).

## DISCUSIÓN

### Evaluación del impacto del turismo sobre la fauna en ASP

Los resultados de este estudio no muestran un impacto significativo del turismo sobre la mayoría de las especies estudiadas en tres ASP de Chile. Estos resultados pueden deberse a que los niveles de ingresos de turistas aún no alcanzan a afectar de manera significativa a gran parte de las especies de las comunidades evaluadas.

#### Aves terrestres

En Pan de Azúcar las especies de aves afectadas de forma negativa por el turismo en la época de mayor confluencia de público, fueron principalmente insectívoras. Esto coincide con los resultados encontrados por Heil *et al.* (2007). Las especies insectívoras pueden ser las más afectadas debido a los cambios en la composición de insectos que genera el turismo, pero esta hipótesis debe ser comprobada, pues esta relación puede ser específica de ambientes áridos o de baja cobertura, como Pan de Azúcar y Córdoba.

En la época con baja afluencia de público no existieron diferencias significativas sobre las especies que fueron impactadas en verano, aún así las densidades de estas especies fueron menores en los senderos. Durante esta época además aparecieron dormilona de nuca rojiza (*Musciaxicola rufivertex*) y gorrión (*Passer domesticus*). Es probable que en verano no se haya detectado *M. rufivertex*, pues esta migra hacia su área de reproducción en esta época (Housse, 1945). Para el caso del gorrión, durante la temporada de primavera se añadieron zonas de muestreo en la zona de acampar, donde la especie se ve beneficiada de forma directa al ser comensalista del ser humano (Goodall *et al.*, 1957).

En el caso de Altos de Lircay, en la temporada de verano sólo se encontraron efectos negativos significativos en la densidad de Picaflor chico (*Sephanoides sephanoides*). Una de las causas de esto puede ser la menor cantidad de árboles y arbustos proveedores de recursos alimenticios en la zona de acampar y en los senderos que en la zona de control (e.g.: *Fuchsia magellanica*) (obs. Pers). El Tijeral (*Leptasthenura aegithaloides*) y el diucón (*Xolmis pyrope*) se vieron beneficiados por las zonas de acampar, lo cual puede deberse a que ambas especies utilizan ambientes más abiertos que el bosque predominante en la reserva (Housse, 1945). Sobre otras especies insectívoras (Chercán, Colilarga, Fio-fío) no se encontraron diferencias significativas, al contrario de lo ocurrido en Pan de Azúcar.

En la temporada primaveral, el chincol (*Zonotrichia capensis*), la diuca (*Diuca diuca*) y el zorzal (*Turdus falcklandii*) fueron más abundantes en las zonas de acampar que en senderos y en la zona control. Estas tres especies prefieren utilizar ambientes con una menor

cobertura vegetal y un menor volumen de follaje que el bosque caducifolio (Housse, 1945).

En el caso de Villarrica, en el bosque se detectaron diferencias significativas en la densidad media de picaflor chico (*Sephanoides sephanoides*) entre las zonas intervenidas y las no intervenidas, donde dicha disimilitud al igual que en Altos de Lircay puede deberse a cambios en la comunidad vegetal provocada por el borde, en este caso generado por el camino vehicular.

En la zona de estepa, sólo se encontraron diferencias marginalmente significativas para la dormilona de ceja blanca (*Musciaxicola albilora*), sin embargo, estos datos tienen baja validez, debido al bajo número de muestras.

La mayor cantidad de especies impactadas de forma negativa por el turismo en relación al total de especies presentes fue en Pan de Azúcar. Este Parque es el que tiene una menor cobertura vegetal al estar en el desierto, lo que hace que los refugios disponibles para una especie al huir de los visitantes se encuentren más lejanos entre sí, y por ende el sitio sea percibido como un ambiente de mayor peligro. Esto concuerda con la teoría energética del comportamiento de Ydenberg y Dill (1986), quienes plantean que en ambientes con menor cobertura, las especies deciden huir más rápidamente.

Las zonas de acampar favorecieron la presencia de algunas especies, principalmente aquellas granívoras y generalistas, y que normalmente son tolerantes a la presencia humana incluso beneficiándose de ella al alimentarse de sus residuos (Miller *et al.*, 1998). Otras especies se vieron beneficiadas por la existencia de infraestructura turística de las zonas de acampar y por la disminución de la cobertura arbórea.

Hubo especies en las cuales las densidades promedio entre las zonas perturbadas y las zonas sin perturbación fueron muy similares, como en el caso de las especies de la familia *Rhinocriptidae*. Esto probablemente tiene como causa que las zonas del borde del bosque no presentan un menor volumen de sotobosque, por lo que el tipo de vegetación al que se encuentran asociados según Reid *et al.*, (1994) no disminuye.

Sobre las especies que normalmente presentan densidades bajas o que viven principalmente agrupadas y tienen alta movilidad (e.g.: Cachaña) no se pueden generar conclusiones debido a que para tomar sus datos de forma precisa, deberían realizarse otros tipos de muestreo.

## **Reptiles**

En Pan de azúcar, existieron diferencias significativas en la densidad de la lagartija de mancha (*Liolaemus nigromaculatus*), lo cual concuerda con lo propuesto por Blumstein *et al.* (2005). Estos autores propusieron que las especies más grandes dentro de un grupo son las más afectadas, porque las especies más grandes tienden a tener una distancia de huida menor, lo cual cuando la interacción es con un turista genera una mayor pérdida energética.

La densidad de *Liolaemus* no identificados en el muestreo fue mucho mayor en la zona control que en los senderos. La explicación de esto es que la mayoría de estos individuos fueron juveniles, lo cual sugiere que el turismo puede estar generando efectos directos o indirectos sobre la reproducción de los individuos y/o sobre la supervivencia de los juveniles, menos tolerantes al turismo en general que los adultos (Stankowich y Blumstein, 2005).

En el caso de Altos de Lircay, ninguna de las especies de reptiles se encuentra afectada de manera significativa por el turismo en la Reserva. Esto puede ser por la gran disponibilidad de refugios que existen para estas especies en el bosque, lo que hace que según la teoría energética de Ydenberg y Dill (1986) se vean menos afectados que los reptiles de áreas más abiertas.

En el caso de Villarrica, en el bosque se encontraron diferencias significativas en *Liolaemus tenuis*, la cual sólo se encontró en la zona control. Lo mismo ocurrió con *Liolaemus araucanensis*, aunque en este caso las diferencias no fueron significativas.

En la zona del volcán no existieron diferencias significativas, pese a que las densidades de todos los taxos fue mayor en la zona de baja intervención. Al igual que con las aves, la falta de diferencias estadísticamente significativas puede tener como causa el bajo número de unidades muestrales realizadas en la zona de estepa.

En general, es importante recalcar el impacto generado sobre los juveniles de *Liolaemus* en la zona de los senderos, lo cual puede crear disminuciones poblacionales a largo plazo por el reclutamiento intergeneracional.

### **Micromamíferos**

En el caso de Pan de Azúcar, en ambos ambientes muestreados (rocas y matorral), la densidad de la única especie encontrada (*Phyllotis darwini*) fue mayor en la situación control que en los ambientes intervenidos. Este impacto es más notorio en el ambiente de rocas, donde no se encontraron individuos de esta especie en la zona de acampar, y la tasa de captura en la situación control fue la mayor.

El impacto fue mayor en la zona de menor cobertura vegetal (rocas) y con el mayor flujo de personas (zona de acampar), pero en este caso no puede ser separado de la influencia de la caleta de pescadores aldeaña al camping, donde existen otros factores que pueden ser la causa del impacto (e.g. gatos).

En el caso de Altos de Lircay, la Rata (*Rattus rattus*) se encontró sólo en la zona intervenida, lo que no es difícil de explicar, tomando en cuenta la asociación de esta especie con ambientes intervenidos por el ser humano, aunque en algunos sitios puede ser encontrada en áreas deshabitadas (Iriarte, 2008). El Guarén (*Rattus norvegicus*) -especie

que también es introducida e invasora- se encontró sólo en las zonas deshabitadas. Se ha observado que esta especie es más versátil que la rata en el tipo de ambientes utilizados (Iriarte, 2008). Sin embargo, el no haberla encontrado en sitios intervenidos puede ser parte del bajo número de trampas instaladas por transecto, porque esta especie también se encuentra asociada a ambientes humanos, incluso en ciudades (Iriarte, 2008).

El ratón de pie chico (*Loxodontomys micropus*) sólo apareció en la zona sin intervención, lo cual probablemente tenga como causa la alteración de la comunidad vegetal en la zona de acampar y el constante flujo de personas producto del paso en este lugar. El ratón lanudo común (*Abrothrix longipellis*) se vio menos afectado, lo cual puede tener como causa la amplia gama de ambientes que esta especie es capaz de utilizar (Iriarte, 2008).

En el caso de Villarrica, la mayor tasa de captura de micromamíferos se encontró en la zona intervenida, para lo cual se generan dos hipótesis:

- Posible error en el muestreo, debido a las precipitaciones acontecidas el día de la captura en la zona de influencia del camino vehicular. Esto ha sido percibido en otros estudios de Chile como un incentivo a entrar en las trampas, pero no ha sido demostrado (Uribe, Com. Pers.)<sup>1</sup>
- Los cambios en la estructura vegetal permitieron la entrada de más luz al suelo, lo que genera una mayor producción vegetal en el sotobosque. Esto hace que los micromamíferos se vean directamente favorecidos al existir más semillas e insectos.

### **Búsqueda de patrones de intolerancia en vertebrados**

#### **Respuesta fisiológica al turismo**

Pese a que se encontró que las respuestas fisiológicas de la fauna son independientes de los rasgos ecológicos, de las perturbaciones o de los ambientes, esto puede tener como causa al escaso número de estudios que investigan esta relación y por ende una baja cantidad de muestras. Esto no permite realizar un análisis estadístico sólido con resultados claros, y por ende una menor cantidad de resultados neutros.

---

<sup>1</sup> Uribe, S. 2013, Dic. Condiciones meteorológicas y trapeo. [Entrevista personal]. Dpto de Gestión Forestal y su medio ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.



### **Respuesta conductual al turismo**

El único patrón registrado en este tipo de estudios fue sobre la distribución poblacional de las especies, donde existe una mayor proporción de especies con interacciones negativas que tienen una distribución no agregada.

Probablemente este resultado está asociado a la tasa de vigilancia, debido a que los individuos solitarios deben utilizar una mayor cantidad de tiempo en vigilar que los individuos de especies que viven en grupos, de forma de disminuir el riesgo de depredación. Es por esto, que probablemente también las distancias de alerta y de escape en este tipo de especies sean mayores, y por ende se provoquen mayores impactos en la energía de cada individuo.

### **Respuesta poblacional al turismo**

Se encontró que las especies que viven en sitios con cobertura vegetal baja son menos tolerantes al turismo que las especies que viven en sitios con mayor cobertura, al igual que Stankowich (2008) y Campbell (2011). Esto se explica por la misma teoría energética planteada anteriormente (Ydenberg y Dill, 1986), donde las especies de ambientes abiertos perciben antes a los visitantes, y además sus refugios se encuentran más lejos entre sí, por lo que huyen antes que las especies de ambientes con mayor cobertura, y por ende pierden más energía. Uno de los casos más emblemáticos es la costa, donde la afluencia de turistas coincide con la época reproductiva de las especies, principalmente de aves. Esto además se suma a la presencia de perros llevados por los seres humanos a la costa, los que agobian y/o depredan a los padres y crías de los animales que habitan el borde costero. Por estas razones, disminuye el tiempo dedicado a la incubación, aumenta la depredación de crías y eventualmente se produce destrucción intencional de nidos por parte de seres humanos (Ver Anexo 40).

Las perturbaciones que tuvieron una mayor proporción de interacciones negativas fueron los deportes navales, seguido por los botes, y por último los peatones. Esto se explica porque los deportes navales generan una modificación de hábitat en una superficie más extensa que la superficie usada para crear infraestructura que los senderos de turistas.

También existe una relación entre la dieta y la respuesta poblacional al turismo, donde las especies omnívoras tuvieron una mayor proporción de especies afectadas por el turismo que especies que se alimentan de animales. Esto no concuerda con los resultados encontrados por Heil *et al.* (2010), donde encontraron que las especies insectívoras y las carnívoras eran las más amenazadas, no obstante este es un estudio particular y no un análisis de varios estudios.

El número de estudios relativos a la respuesta poblacional de especies frente al turismo es mayor que en el resto de las respuestas, y en este caso se incluye una mayor cantidad de estudios con resultados neutros, dado que se incluyeron los resultados de esta tesis. Esto

conlleva a que este tipo de respuesta sea el que tiene resultados más robustos.

### **Respuesta reproductiva al turismo**

No se encontró dependencia entre la reproducción y el turismo. Pese a esto, el bajo número de estudios que investigan el impacto del turismo sobre el éxito reproductivo impiden que las conclusiones sean significativas.

## **Síntesis y aplicaciones a la conservación en Chile**

### **Tipos de especies más intolerantes al turismo**

Los ambientes registrados donde existe una mayor proporción de especies con interacciones negativas con los turistas son aquellos con cobertura vegetal baja (e.g.: costas, praderas), en lo que concuerda este estudio con otros análisis realizados por Stankowich (2008) y Campbell (2011). Por esto, se sugiere que se priorice para estudiar y manejar los impactos, a especies que utilizan este tipo de ambientes frente a ambientes boscosos.

Las perturbaciones que mayor impacto generan según esta revisión sistemática fueron los automóviles y las zonas de esquí, lo cual sin embargo probablemente tiene como causa una modificación mayor del hábitat y no un aumento del riesgo de depredación. Esto, porque los automóviles son menos percibidos por la fauna como un depredador que los peatones. Otros estudios encontraron además que en general, los botes generan una mayor percepción de riesgo de depredación que los peatones, por lo que las aproximaciones de botes a colonias de animales con fines turísticos deberían ser reguladas (e.g. Oetiker, 2008), tanto en el mar, como en lagos y lagunas. Se recomienda además que se estudien las interacciones de especies con los automóviles que visitan ASP (e.g. Parque Nacional Llanos de Challe, Parque Nacional Lauca) que pueden estar afectando a algunas especies amenazadas. En caso de que existan impactos significativos, se recomienda establecer medidas de mitigación de estos impactos como el establecimiento de velocidades mínimas y máximas de forma de evitar la huida y la colisión con individuos.

La dieta de las especies también fue un factor que genera una menor tolerancia de los individuos ante los visitantes. En esta revisión sistemática se encontró que las especies omnívoras son menos tolerantes a los turistas que las especies que se alimentan de otros animales o de vegetales de forma mayoritariamente exclusiva. Esto contradice los resultados encontrados por Heil *et al.* (2010) y por Steven *et al.* (2011), quienes encontraron que aquellas especies que se alimentan de otros animales son menos tolerantes que aquellas especies que sólo se alimentan de vegetales, siendo en particular las especies insectívoras las menos tolerantes. Es preferible no considerar este criterio como determinante de una priorización de especies, pues los resultados no son claros y es

necesario realizar un estudio específico para resolver esta contradicción y además determinar las causas de que la dieta esté relacionada con la intolerancia ante el turismo.

El tamaño también es un criterio que define la intolerancia frente al turismo de las especies. Tanto Campbell (2011) como Blumstein *et al.* (2005) encontraron de forma sólida, que las especies más grandes son más afectadas por el turismo. Esto es explicado con la teoría de que las especies más pequeñas tienen un costo metabólico mayor por escapar de un depredador, y por ende huyen cuando la distancia entre el visitante y el animal es más corta, lo que se considera un beneficio en este caso para las especies pequeñas, donde la aproximación de los turistas no tiene como objetivo la obtención del ejemplar, por lo que no se genera un mayor riesgo para estos individuos.

En esta revisión sistemática no se encontró que las especies cazadas por humanos fueran menos tolerantes a los turistas. Stankowich (2008) sin embargo, sí encontró este efecto en su análisis para ungulados. Mediante observaciones en terreno de aves de humedal, se ha percibido que en las zonas donde existe cacería, las especies presentan una distancia de escape mucho más alta que en zonas sin cacería (Medrano, obs. Pers.). Si bien este criterio no puede ser incorporado en ASP en Chile, donde la cacería es ilegal, puede ser incorporado en áreas nuevas donde antes de la afectación del área exista cacería.

Las especies que no viven agregadas son menos tolerantes al turismo que aquellas que viven agregadas. No obstante como presentan Gill *et al.* (2001b), las especies que viven agrupadas debido a la baja disponibilidad de sitios alternativos son las menos tolerantes, como es el caso de las aves acuáticas o de las colonias de pingüinos y lobos marinos. Por ende, para utilizar este criterio es necesario evaluar el porqué se agrupa la especie a estudiar.

En esta revisión no se encontraron efectos del horario de la actividad de la especie sobre su intolerancia frente al turismo, lo cual probablemente se debe a la baja cantidad de estudios realizados en la noche (cuatro), frente a todo el resto de estudios realizados en el día. Esto hace imposible obtener resultados significativos. Pese a esto, es lógico que las especies diurnas sean más amenazadas por el turismo que las nocturnas, pues son las que tienen una mayor cantidad de encuentros con el humano.

En el particular de la nidificación de las aves, ambos estudios analizados encontraron que las especies menos tolerantes nidifican en árboles (Kangas *et al.*, 2010; Martínez-Abraín *et al.*, 2010). Combinando esta conclusión en conjunto con el estudio de que aquellos ambientes más abiertos son los que generan mayor intolerancia, se concluye que probablemente, de los ambientes con árboles. Además, las especies más tolerantes de las estudiadas son aquellas que nidifican en acantilados (Martínez-Abraín *et al.*, 2010) y aquellas que nidifican en cavidades (Kangas *et al.*, 2010). Sin embargo, no se incluyeron especies que nidifican en copas en el suelo en zonas no boscosas, por lo que no se incluye a las aves playeras las cuales según el criterio de la vegetación están dentro de las más afectadas por el turismo.

Una variable no evaluada en este estudio por los altos costos que implicaría, y en la revisión no fue evaluado porque no existen antecedentes al respecto, es la edad de los individuos. Es probable que los caminos al ser transitados sean un hábitat de peor calidad (según la definición de Hall *et al.* (1997)) en general. En ese caso, los individuos desplazados (en general, juveniles) por los individuos de una jerarquía mayor utilizarán este hábitat, por lo que podrían provocarse cambios en la estructura etaria de una población.

### **Medidas de manejo propuestas**

Se sugiere realizar una zonificación espacial y temporal del uso de las ASP (Yorio *et al.*, 2010). La zonificación espacial de las áreas protegidas debe incluir zonas buffer en la zona de interacción fauna-turistas, donde se recomienda que la distancia a establecer sea aquella en la cuales los animales cambien su comportamiento (distancia de alerta) y no la distancia de escape, tal como plantean Fernández-Juricic *et al.* (2001) y Oetiker (2009). Esto además ha sido considerado como algo positivo para los turistas que visitan las áreas protegidas en Australia (Glover *et al.*, 2011), por lo que crear este tipo de medidas de manejo puede incentivar la visita a estas áreas de ecoturistas mediante la promoción de buenas prácticas hacia la biodiversidad.

Dado que una mayor frecuencia de interacciones produce más impactos sobre la fauna, Blumstein *et al.* (2005) proponen que los grupos que visitan el área sean más grandes y así, menos frecuentes, pese a que esto puede disminuir la calidad de la visita para los turistas que buscan estar aislados del contacto humano. Es por esto que se sugiere adoptar este tipo de medidas sólo en casos particulares, como las visitas a sitios en que existen especies particularmente intolerantes al turismo.

La zonificación temporal incluye la restricción de uso de turistas a zonas particularmente importantes para alguna especie durante las épocas críticas, como la reproducción o la muda en el caso de las aves (Davidson y Rotwell, 1993).

Una de las vías más utilizadas a nivel mundial es conocer la capacidad de carga de un lugar (Cifuentes, 1992), para conocer el número de personas máximo permitido para un ASP en un momento determinado. Debería incorporarse el impacto que tiene el turismo sobre la fauna en estas medidas de manejo, de forma de incluir también al máximo número de turistas que pueden ingresar a un área sin generar un cambio importante (en otras palabras, establecer el límite de cambio aceptable, de acuerdo a lo propuesto por Stankey *et al.* (1985)). Estas medidas irían en los planes de manejo específicas para cada área, y que deberían actualizarse conforme cambian las condiciones del área.

Otra medida directa sugerida para disminuir el impacto del turismo en este tipo de especies son los miradores modificados, como los encontrados en el Parque Ahuenco, donde los pingüinos no perciben a los seres humanos por el limitado espacio para observar que tiene el mirador, para el avistamiento de aves acuáticas (Ver Anexo 41).

Un ejemplo de un correcto diseño de un circuito turístico se presenta en Maldonado (2013), donde la autora genera a partir de las distancias de escape un circuito de observación de aves.

### **Inclusión en las políticas públicas**

El monitoreo de fauna y la inclusión de medidas de manejo para evitar los efectos perjudiciales sobre la fauna, debe ser incluido en los planes de manejo de cada área protegida en el caso de que se considere necesario. Esta es una decisión a tomar basada en las prioridades para cada ASP, y a los objetivos estipulados en las políticas públicas (Estrategia Nacional de Biodiversidad, Política Nacional de Áreas Protegidas, leyes relacionadas).

Técnicamente, estas decisiones deberían basarse en lo extendido que esté el impacto dentro de las poblaciones del área protegida, de la categoría de amenaza o grado de endemismo que presente cada especie del área protegida, y/o de la importancia de la especie en la calidad de la visita del sitio.

El monitoreo debe ser efectuado de forma regular, y la frecuencia de la toma de datos debe ser al menos anual, eligiendo la época del año donde se produce la interacción faunaturismo.

Así mismo, es necesario incluir y aplicar las distancias de escape para cada especie en el Reglamento General de Observación de Mamíferos, Reptiles y Aves hidrobiológicas (Ministerio de Economía, 2011). En este reglamento se especifican las distancias estándar de aproximación a la fauna, lo cual si bien es cierto es un primer paso a disminuir los impactos por colisión o por riesgo de depredación que provoca el turismo, no es la forma más apropiada de abordar dichos impactos. La forma recomendada para calcular la distancia mínima de aproximación distinta es conocer la distancia de alerta para la especie, y crear un buffer a partir de esto.

### **Vacíos y prioridades a estudiar en Chile**

En síntesis, las especies a priorizar en futuros estudios son aquellas que utilizan ambientes abiertos, de tamaño relativamente grande, y/o aquellas perturbadas por paseos en botes. Es necesario incluir además los criterios presentados por Gill *et al.* (2001b), donde es fundamental tomar en cuenta la disponibilidad de sitios alternativos a los utilizados por el turismo. Un ejemplo de esto son los humedales costeros o los roqueríos utilizados por pingüinos y lobos marinos para el descanso. Se recomienda estudiar los impactos que tiene el turismo sobre este tipo de especies, y en caso de que sea necesario, ejecutar estudios específicos para mitigar este tipo de impactos.

Este estudio incluye el sesgo de que los casos de estudio fueron principalmente especies

carismáticas (aves y mamíferos), lo cual impide generalizar a otros grupos con rasgos de historia de vida distintos, donde los balances energéticos y las decisiones tomadas por los individuos se ven presionadas por otros factores, como es el caso de los anfibios y de los reptiles. Es por esto, que este estudio se considera insuficiente para este tipo de especies, y es necesario añadir más antecedentes de forma de incluir y realizar una generalización más amplia para el grupo de los vertebrados.

Como los estudios en fauna son costosos, y los impactos sobre la fauna del turismo generalmente perjudica a la minoría de una metapoblación (exceptuando el caso de las especies agregadas entorno a un recurso), se recomienda que para cada área protegida se escojan aquellas especies que son parte del atractivo para los turistas y sobre esas se genere la mayor parte de las medidas de manejo, pues este componente motiva a los turistas a visitar un área (Miller *et al.*, 1998).

Finalmente, es fundamental comenzar a estudiar el cómo la variación en el número de visitantes impacta a la vida silvestre, pues es una variable clave que al no ser considerada en otros estudios, no pudo ser analizada en esta revisión sistemática.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Acevedo, M. 2006. Ecoturismo comunitario en la ecorregión valdiviana. En: Catalán, R., Wilken, P., Kandzior, A., Tecklin, D. y Burschel, H. (eds.). 2006. Bosques y comunidades del sur de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 359 p.
- Adams, W.; R. Aveling; D. Brockington; B. Dickson; J. Elliot; J. Hutton et al. 2004, nov. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science*. 306: 1146-1149
- Amo, L.; P. Lopez y J. Martin. 2006, ago. Nature-based tourism as a form of predation risk affects body condition and health state of *Podarcis muralis* lizards. *Biological conservation*. 131(3): 402-409
- Baudains, T. y P. Lloyd. 2007, ago. Habituation and habitat changes can moderate the impacts of humans disturbance of shorebird breeding performance. *Animal conservation*. 10(3): 400-407
- Beale, C. y Monaghan, P. 2004, nov. Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice?. *Animal Behaviour*. 68: 1065 – 1069.
- Bellefleur, D.; P. Lee y R. Ronconi. 2009, ene. The impact of recreational boat traffic on marbled murrelets (*Brachyramphus marmoratus*). *Journal of Environmental Management*. 90(1): 531-538
- Benítez-López, A.; R. Alkemade. y P. Verweij. 2010, jun. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*. 143(6): 1307-1316
- Blomberg, S. y R. Shine. 2006. Reptiles. In: Sutherland, W. (ed). 2006. Ecological census techniques. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. 410 p.
- Blumstein, D.; E. Fernández-Juricic.; P. Zollner. y S. Garity. 2005, jun. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology*. 42: 943-953
- Borkowski, J.; P. White.; R. Garrott.; T. Davis; A. Hardy. y D. Reinhart. 2006, oct. Behavioural response of vison and elk in Yellowstone to snowmobiles and snow coaches. *Ecological applications*. 16(5): 1911-1925.
- Bouton, S.; P. Frederick; C. Rocha; A. Dos Santos y T. Bouton. 2005, dic. Effects of tourist disturbance on Wood stork nesting success and breeding behavior in the Brazilian pantanal. *Waterbirds*. 28(4): 487-497.

- Boyle, S. y F. Samson. 1985, jun. Effects of non consumptive recreation on Wildlife: A review. *Wildlife society bulletin*. 13(2): 110-116.
- Braunisch, V.; P. Patther y R. Arlettaz. 2011, abr. Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. *Ecological applications*. 21(3): 955-967
- Campbell, M. 2011, jul. Passerine reactions to human behavior and vegetation structure in Peterborough, Canada. *Urban forestry & Urban greening*. 10: 47-51.
- Canaday, C. 1997, jul. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biological conservation*. 77: 63-77
- Canavire-Bacarreza G. & M. Hanauer. 2013, ene. Estimating the Impacts of Bolivia's Protected Areas on Poverty. *World Development*. 41: 165-285
- Cardoni, D.; M. Favero y J. Isacch. 2008, mar. Recreational activities affecting the hábitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbirds conservation. *Biological conservation*. 141: 797-806.
- Cassini, M. 2001, mar. Behavioral response of South American fur seals to approach by tourist - A brief report. *Applied animal behavior science*. 71(4): 341-346.
- Cayford, J. 1993, mar. Wader disturbance: a theoretical overview. *Wader study group bulletin*. 68: 3-5.
- Cayuela, L. 2010. Modelos Lineales Generalizados. Universidad de Granada, España. 30 p.
- Cifuentes, M. 1992. Determinación de Capacidad de Carga Turística en Áreas Protegidas. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. Serie Técnica, Informe Técnico N° 194.
- Cole, D. 2004. Environmental impacts of outdoor recreation in wildlands. In: Manfredo, M., Vaske, J., Field, D., Brown, P. y Bruyere, B. (eds.). Society and resource management: a summary of knowledge. Jefferson, Estados Unidos. 116 p.
- Cole, D. y R. Knight. 1990. Impacts of recreation on biodiversity in wilderness. In: Wilderness areas: their impacts. Actas de simposio. Jefferson, Estados Unidos. 90 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 1998. Plan de manejo Reserva Nacional Altos de Lircay. Ministerio de Agricultura. Chile. 145 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2004. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2004. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.



- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2005. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2005. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2006a. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2006. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2006b. Plan de manejo Parque Nacional Villarrica. Ministerio de Agricultura. Chile. 173p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2007. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2007. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2008. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2008. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2009. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2009. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2010. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2010. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2011. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2011. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2012. Estadística Visitantes Unidad SNASPE 2012. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2013a. Estadísticas de visitación. [en línea]. Recuperado en el WWW: < <http://conaf.cl/parques/seccion-estadisticas-de-visitacion.html>>. Consultado el 13 de Agosto de 2013.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2013b. Parque Nacional Pan de Azúcar. [en línea]. Recuperado en el WWW: <[http://www.conaf.cl/parques/ficha-parque\\_nacional\\_pan\\_de\\_azucar-11.html](http://www.conaf.cl/parques/ficha-parque_nacional_pan_de_azucar-11.html)>. Citado el 26 de Marzo de 2013.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2013c. Estadística Visitantes Unidad SNASPE. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 3 p.
- Cooper, C.; A. Neff; D. Poon y G. Smith. 2008, dic. Behavioural response of eastern gray squirrels in suburban habitats differing in human activity levels. *Northeastern naturalist*. 15(4): 619-625
- Cornelius, C.; S. Navarrete y P. Marquet. 2001, oct. Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile. *Conservation biology* (15): 1396-1404.

- Davidson, N. y P. Rothwell. 1993, may. Human disturbance to waterfowl on estuaries: conservation and coastal management implications on current knowledge. *Wader Study Group Bulletin*. Special Issue. (68).
- Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J. y D. Christie. 1992-2013. Handbooks of birds of the world (Serie). Lynx ediciones. Madrid, España. s.p.
- De Roos, G. 1981. The impact of tourism upon some breeding wader species on the Isle of Vileland in the Netherlands' Wadden Sea. Ph.D. Tesis, Medelingen Landbouwhogeschool Wageningen. s.p.
- Drumm, A. y A. Moore. 2002. Desarrollo del Ecoturismo, Un manual para los profesionales de la conservación: Introducción a la Planificación del Ecoturismo. The Nature Conservancy. Arlington. Virginia. EE.UU. 100 p.
- Dybbro, T. 1970. The Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*): a breeding bird in Denmark. *Dansk Ore. Foren Tidsskr.* 64: 205-222.
- Eggermann, J.; J. Theuerkauf; B. Pirga; A. Milanowski y G. Roman. 2013. Stress-hormone levels of wolves in relation to breeding season, pack size, human activity and prey density. *Annales zoologici fennici*. 50(3): 170-175
- Elgar, M. 1989, feb. Predator vigilance and group size in mammals and birds: a critical review of the empirical evidence. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 64:12-33.
- Ellenberg, U.; T. Mattern; P. Seddon y G. Luna-Jorquera. 2007, nov. Physiological and reproductive consequences of human disturbance in Humboldt penguins: The need of species-specific visitor management. *Biological conservation*. 133: 95-106
- Elzinga, C.; D. Salzer; J. Willoughby. y Gibbs, J. 2001. Monitoring plant and animal populations. Blackwell science. Londres, Inglaterra. 371p.
- Fairbanks, W. y R. Tullous. 2002, oct. Distribution of pronghorn (*Antilocapra americana* ord) on Antelope island State Park, Utah, USA, before and after establishment of recreational trails. *Natural Areas Journal*. 22(4): 277-282.
- Fernández-Juricic, E.; M. Jiménez y E. Lucas. 2001, sept. Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. *Environmental conservation*. 28(3): 263-269.
- Fernández-Juricic, E., R. Vaca y N. Schroeder. 2003, oct. Spatial and temporal responses of forest birds to human approaches in a protected area and implications for two management strategies. *Biological conservation*. 117: 407-416.

- Fernández-Juricic E.; P. Zollner; C. LeBlanc y L. Westphal. 2007, may. Response of nestling Black-crowned night heron (*Nycticorax nycticorax*) to aquatic and terrestrial recreational activities: A manipulative study. *Waterbirds*. 30(4): 554-565
- Ficetola, G.; R. Sacchi; S. Scali; A. Gentilli; F. Dbernardi y P. Galeoti. 2007, dic. Vertebrates response differently to human disturbance: implications for the use of a focal space approach. *Acta oecologica*. 31(1): 109-118.
- Figueroa, E. y E. Calfucura. 2009. Principales actividades productivas y su relación con la biodiversidad. En: Comisión Nacional de Medio Ambiente. 2008. Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos. Ocho libros Editores. Santiago, Chile. 640 p.
- Finney, S.; J. Pearse-Higgins y D. Yalden. 2005, ene. The effect of recreational disturbance on an upland breeding bird: the golden plover *Pluvialis apricaria*. *Biological conservation*. 121(1): 53-63.
- Fitzpatrick, S. y B. Bouchez. 1998, ene. Effects of recreational disturbance on the foraging behavior of waders on a rocky beach. *Bird study*. 45: 157-171.
- Fowler, G. 1999, sept. Behavioral and hormonal response of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) to tourist and nest site visitation. *Biological conservation*. 90(2): 143-149.
- French, S.; M. Gonzalez-Suarez; J. Young; S. Durham y L. Gerber. 2011, mar. Human disturbance Influences Reproductive Success and Growth Rate in California Sea Lions (*Zalophus californianus*). *Plos One*. 6(3). 133-145.
- Frid, A. y L. Dill. 2002, may. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation ecology*. 6(1): 11-27
- Fowler, J. y L. Cohen. 1997. Statistics for ornithologists. Second edition. British Trust for Ornithology. London, Inglaterra. 150 p.
- Fuentes, N. 2011. Efecto del turismo en la conducta del Guanaco en el área del Parque Nacional Torres del Paine. Memoria para optar al título de Ingeniero en recursos naturales renovables. Facultad de Ciencias agrónomas. Universidad de Chile. 58 p.
- Gajardo, R. 1994. La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165p.
- Gibbons, D. y R. Gregory. 2006. Birds. In: Sutherland, W (ed.). 2006. Ecological census techniques: A handbook. Cambridge press. Cambridge, Inglaterra. 410 p.
- Gill, J.; K. Norris y W. Sutherland. 2001a, dic. The effects of disturbance on habitat use by black tailed godwits *Limosa limosa*. *Journal of applied ecology*. 38(4): 846-856.

- Gill, J.; K. Norris y W. Sutherland. 2001b, feb. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological conservation*. 97: 265-268
- Glover, H.; M. Weston; G. Maguire; K. Miller y B. Christie. 2011, dic. Towards ecologically meaningful and socially acceptable buffers: Response to distance of shorebirds in Victoria, Australia, to human disturbance. *Landscape and Urban planning*. 103: 326-334.
- Gobierno de Chile. 2013. Estrategia Nacional de Turismo. Subsecretaría de turismo. Santiago, Chile. s.p.
- González, L.; B. Arroyo; A. Margalinda; R. Sánchez y J. Oria. 2006, ene. Effect of human activities on the behavior of breeding Spanish imperial eagles (*Aquila adalberti*): Management implications for the conservation of a threatened species. *Animal conservation*. 9(1): 85-93
- Gonzalez-Pérez, F. y P. Cubero-Pardo. 2010, ago. Short-term effects of tourism activities on the behaviour of representative fauna on the Galapagos Island, Ecuador. *Latinoamerican Journal of Acuatic Research*. 38(3): 494-500
- Goodall, J.; A. Johnson y R. Philippi. 1957. Las aves de Chile: Su conocimiento y sus costumbre. Tomo primero. Platt Establecimientos gráficos. Buenos Aires, Argentina. 439 p.
- Griffin, S; T. Valois; M. Taper y L. Mills. 2007, ago. Effects of tourist on behavior and demography of Olympic marmot. *Conservation biology*. 21(4): 1070-1081.
- Gutzwiller, K.; S. Riffell y S. Anderson. 2002, ene. Repeated human intrusion an the potential for nest predation by grey jais. *Journal of wildlife management*. 66(2): 372-380
- Gutzwiller, K.; R. Wiedemann; K. Clements y Anderson, S. 1994, mar. Effects of human intrusion on song occurrence and singing consistency in subalpine birds. *Auk*. 111: 28-37.
- Hall, L.; P. Krausman y M. Morrison. 1997, may. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*. 25(1): 173-182.
- Hayward, M. y G. Hayward. 2009, sept. The impact of tourist on lion *Panthera leo* behavior, stress and energetic. *Acta theriologica*. 54(3): 219-224.
- Heil, L.; E. Fernandez-Juricic; D. Renison; A. Singolani y D. Blumstein. 2007, nov. Avian response to tourism in the biogeographically isolated high Cordoba mountains, Argentina. *Biodiversity and conservation*. 16(4): 1009-1026.
- Holcomb, K.; J. Young y L. Gerber. 2009, jul. The influence of human disturbance on California sea lions during the breeding season. *Animal conservation*. 12(6): 592-598

- Holmes, N.; M. Giese; H. Achurch; S. Robinson y L. Kriwoken. 2006, abr. Behavior and breeding success of gentoo penguins *Pygoscelis papua* in areas of low and high human activity. *Polar biology*. 29(5): 399-412.
- Holmes, N. 2007, dic. Comparing king, gentoo and royal penguin response to pedestrian visitation. *Journal of wildlife management*. 71(8): 2575-2582.
- Housse, R. 1945. Las aves de Chile en su clasificación moderna. Ediciones de la Universidad de Chile. Santiago, Chile. 390 p.
- Huang, B.; K. Lubarsky; T. Teng, D. Blumstein. 2011, jul. Take only pictures, leave only... Fear? The effects of photography on the West Indian anole *Anolis cristatellus*. *Current Zoology*. 57(1): 77-82.
- Ikuta, L. y D. Blumstein. 2003. Do fences protect birds from human disturbance?. *Biological conservation*. 112(3):447-452.
- Iriarte, A. 2008. Mamíferos de Chile. Lynx ediciones. Madrid, España. 424 p.
- Jayakodi, S.; A. Sibbald; I. Gordon y X. Lambin. 2008, mar. Red deer *Cervus elaphus* vigilance behavior differs with habitat and type of human disturbance. *Wildlife biology*. 14(1): 81-91
- Jian, T.; X. Wang; Y. Ding; Z. Liu y Z. Wang. 2013, jun. Behavioral responses of blue sheep (*Pseudois nayaur*) to nonlethal human recreational disturbance. *Chinese Science Bulletin*. 58(18): 2237-2247
- Jimenez, G.; J. Lemus; L. Melendez; G. Blanco y P. Laiolo. 2011, may. Dampened behavioral and physiological responses mediate birds' association with humans. *Biological conservation*. 144(5): 1702-1711
- Jones C.; W. McShea; M. Conroy y Kunz, T. 1996. In: Wilson D., Russell, F., Nichols, J., Rudran, R. y Foster, M. (eds.). 1996. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press. Washington D.C., Estados Unidos. 409 p.
- Kebririou, C.; I. Le Viol; A. Robert; E. Porcher; F. Gourmelon y R. Julliard. 2009, abr. Tourism in protected areas can threaten wild populations: from individual response to population viability of the chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. *Journal of applied ecology*. 46(3): 657-665
- Knight, R. y Cole, D. 1991a. Effects of recreational activity on wildlife in wildlands. In: Transactions of the 56th North American wildlife and natural resources conference: 238-247.

- Knight, R. y D. Cole. 1991b. Recreational impacts on Wildlife in Wildlands. In: Transactions of the 56th North American wildlife and natural resources conference: 129-134
- Knight, R. y D. Cole. 1995. Factors that influence wildlife responses to recreationists. In: Knight, R. y K. Gutzwiller. (eds.). Wildlife and recreacionists coexistence through management and research. Island press. Washington DC, Estados Unidos.
- Kangas, K.; M. Luoto; A. Ihantola; E. Tomppo y P. Siikamaki. 2010, sep. Recreation-induced changes in boreal bird communities in protected areas. *Ecological applications*. 20(6): 1775-1786.
- Ladrón de Guevara, J. y N. Vergara. 2012. El desafío para un turismo sustentable. Revista Agronomía y Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. 44: 30-35
- Lafferty, K. 2001, feb. Disturbance to wintering western snowy plovers. *Biological conservation*. 101(3): 315-325.
- Lafferty, K.; D. Goodman y C. Sandoval. 2006, jun. Restorate of breeding by snowy plovers following protection from disturbance. *Biodiversity and conservation*. 15(7): 2217-2230.
- Leseberg, A.; P. Hockey y D. Loewenthal. 2000, dic. Human disturbance and the chick-rearing ability of African black oystercatchers (*Haematopus moquini*): A geographical perspective. *Biological conservation*. 96(3): 379-385.
- Ley 20.417. Aprueba ley sobre bases generales del medio ambiente. Valparaíso, 2010, 68 pp. (Publicado en Diario Oficial el 26 de Enero de 2010)
- Ley 20.423. Aprueba ley del Sistema Institucional para el desarrollo del turismo. Valparaíso, 2010. 15 pp (Publicado en el Diario oficial el 4 de Febrero de 2010).
- Li, C.; R. Monclus; T. Maul; Z. Jiang y D. Blumstein. 2011, ene. Quantifying human disturbance on antipredator behavior and flush initiation in yellow-bellied marmots. *Applied animal behavior science*. 129(2): 146-152
- Madsen, J.; I. Tombre y N. Eida. 2009, may. Effects of disturbance on geese in Svalbard: implications for regulating increasing tourism. *Polar research*. 28(3): 376-389
- Maldonado, P. 2013. Diseño de un circuito guiado de observación de aves para el humedal del río Lingue y la bahía Maiquillahue, Región de los Ríos, Chile. Memoria para optar al título de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. 81 p.

- Mallord, J.; P. Dolman; A. Brown y W. Sutherland. 2007, feb. Linking recreational disturbance to population science in a ground-nesting passerine. *Journal of applied ecology*. 44(1): 185-195.
- Malo, J.; P. Acebes y J. Traba. 2011, dic. Measuring ungulate tolerance to human with flight distance: a reliable visitor management tool?. *Biodiversity and conservation*. 20(14): 3477-3488
- Mangeaud, A. y M. Videla. 2005, jul/dic. En busca de la independencia perdida: La utilización de Modelos Lineales Generalizados Mixtos en pruebas de preferencia. *Ecología Austral*. 15: 199-206.
- Manor, R. y D. Saltz. 2005, dic. Effects of human disturbance on use of space and flight distance of mountain gazelles. *Journal of Wildlife Management*. 69: 1683–1690.
- Marechal, L.; S. Semple; B. Majolo; M. Qarro; M. Heistermann y A. MacLarnon. 2011, sept. Impacts of tourism on anxiety and physiological stress levels in wild male Barbary macaques. *Biological conservation*. 144(9): 2188-2193
- Martin, J.; L. d Neve; J. Fargallo; V. Polo y M. Soler. 2004, jul. Factors affecting the scape behavior of juvenile chinstrap penguins, *Pygoscelis Antarctica* in response to human disturbance. *Polar biology*. 27(12): 775-781
- Martin, J. y D. Reale. 2008, jun. Animal temperament and human disturbance: Implications for the response of wildlife to tourism. *Behavioural process*. 77(1): 66-72.
- Martínez-Abraín, A.; D. Oro; J. Jiménez; G. Stewart y A. Pullin. 2010, jun. A systematic review of the effects of recreational activities on nesting birds of prey. *Basic an applied ecology*. 11: 311-319.
- McGowan, C. y T. Simons. 2006, ene. Effects of human recreation on the incubation behaviour of american oystercatchers. *Wilson Journal of Ornithology*. 118(4): 485-493
- Meseguer, F. 2007. Lectura crítica de un meta-análisis y de una revisión sistemática. En: Sánchez J. (ed.). Atención sanitaria basada en la evidencia: su aplicación a la práctica clínica. Murcia, España. 328 p.
- Millenium Assesment. 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Millennium ecosystem assessment. Washington, DC: Island Press. 266 p.
- Miller, S.; R. Knight y C. Miller. 1998, jun. Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological applications*. 8(1): 162-199
- Miller, S.; R. Knight y C. Miller. 2001, may. Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin*. 29: 124–132.

- MINSEGPRES (Ministerio Secretaría General de la Presidencia). 2007. Decreto Supremo 302/06: Oficializa primera clasificación de especies silvestres según su estado de conservación. (Publicada en Diario oficial el 24 de Marzo de 2007)
- MINSEGPRES (Ministerio Secretaría General de la Presidencia). 2008. Decreto Supremo 362/07: Oficializa segunda clasificación de especies silvestres según su estado de conservación. (Publicada en Diario oficial el 30 de Junio de 2008)
- MINSEGPRES (Ministerio Secretaría General de la Presidencia). 2012a. Decreto Supremo 10/11: Oficializa sexta clasificación de especies silvestres según su estado de conservación. (Publicada en Diario oficial el 11 de Abril de 2012)
- MINSEGPRES (Ministerio Secretaría General de la Presidencia). 2012b. Decreto Supremo 9/11: Oficializa séptima clasificación de especies silvestres según su estado de conservación. (Publicada en Diario oficial el 11 de Abril de 2012).
- Ministerio de Economía. 2011. Decreto supremo 38/12. Reglamento general de observación de mamíferos, reptiles y aves hidrobiológicas y del registro de avistamiento de cetáceos. (Publicada en Diario oficial el 16 de Febrero de 2011).
- Moore, M. y R. Seigel. 2006, jul. No place to nest or bask: effects of human disturbance on the nesting and basking habits of yellow-blotched map turtles (*Graptemys flavimaculata*). *Biological conservation*. 130(3): 386-393.
- Muehlenbein, M.; M Ancrenaz; R. Sakong; L. Ambu; S. Prall; G. Fuller et al. 2012, mar. Ape conservation physiology: Fecal glucocorticoid responses in Wild Pongo pygmaeus morio following human visitation. *Plos one*. 7(3). 124-132
- Mullner, A.; K. Linsenmayr y M. Wikelski. 2004, ago. Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in Hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). *Biological conservation*. 118(4): 549-558.
- Murúa, R. 2010. Estimación de la densidad. En: Muñoz, A. y Yañez, J. (eds). 2010. Mamíferos de Chile. CEA ediciones. Valdivia, Chile. 571 p.
- Naylor, L.; M. Wisdom y R. Anthony. 2009, dic. Behavioral responses of North American Elk to Recreational Activity. *Journal of wildlife management*. 73(3): 328-338
- Neuhaus, P. y D. Mainini. 1999, mar. Reactions and adjustment of adults and young alpine marmots (*Marmota marmota*) to intense hiking activities. *Wildlife biology*. 4(2): 119-123.
- Novick, K. 1996. An analysis of human recreation impacts on the reproductive success of American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*): Cape Lookout National Seashore, Northcarolina. Tesis de Magister. Universidad del Duke de Durham. Estados Unidos. 41 p.



- Oetiker, M. 2009. Efecto de la aproximación de botes turísticos sobre la conducta de alerta y escape en colonias de pingüinos en el Monumento Natural Islotes de Puñihuil. Memoria para optar al título de Médico Veterinario. Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias. Universidad de Chile. 54 p.
- Ojasti, J. 2000. Manejo de Fauna Silvestre neotropical. Smithsonian Institution. Washington D.C., Estados Unidos. 304 p.
- Ormazábal, C. 1988. Sistemas nacionales de áreas silvestres protegidas en América Latina. Food and Agriculture (FAO). Programa de las naciones unidad para el medio ambiente (PNUMA). 203 p.
- Papouchis, S.; F. Singel y W. Sloan. 2001, jul. Response of desert big horn sheep to increased human recreation. *Journal of wildlife management*. 65(3): 573-582.
- Parent, C. y P. Weatherheat. 2000, mar. Behavioral and life history response of eastern massasauga rattlesnake (*Sistrurus catenatus catenatus*) to human disturbance. *Oecologia*. 125(2): 170-178.
- Parque Ahuenco. 2008. Mirador de pingüinos. [en línea]. Recuperado en el WWW: <<http://www.ahuenco.cl/?p=273>>. Consultado el 18 de Diciembre de 2013.
- Parslow, J. 1967, jun. Changes in status among breeding birds in Britain and Ireland. *British Birds*. 60: 97-123.
- Pavez, G.; L. Muñoz; P. Inostroza y M. Sepúlveda. 2011, ago. Behavioral response of South American sea lion *Otaria flavescens* to tourist disturbance during the breeding season. *Revista de biología marina y oceanografía*. 46(2): 135-140
- Petel, T.; M. Giese y M. Hindell. 2008, jul. A preliminary investigation of the effect of repeated pedestrian approaches to Weddell seals (*Leptonychotes weddellii*). *Applied animal behavior science*. 112(1-2): 205-211
- Pineiro, A.; I. Barja; G. Silvan y J. Illera. 2012, ago. Effects of tourist pressure and reproduction on physiological stress response in wildcats: managements implications for species conservation. *Wildlife research*. 36(6): 532-539
- Pliscoff, P. y T. Fuentes. 2008. Análisis de representatividad ecosistémica de las áreas protegidas públicas y privadas en Chile. GEF y Ministerio de Medio Ambiente. Chile. 103 p.
- Pullin, A. y G. Stewart. 2006, jul. Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. *Conservation Biology*. 20: 1647-1656.

- Ralph, R.; G. Geupel; P. Pyle; T. Martin; D. DeSante y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Forest Service, U.S.A. Departamento de Agricultura. 46 p.
- Rees, E.; J. Bruce y G. White. 2005, feb. Factors affecting the behavioural response of whooper swans (*Cygnus cygnus*) to various human activities. *Biological conservation*. 121(3): 369-382
- Reid, S.; I. Díaz; J. Armesto y M. Willson. 2004, ene. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. *The Auk*. 121(2): 515-525.
- Reimers, E.; S. Eftestol y J. Colman. 2003, oct. Behavior response of wild reindeer to direct provocation by a snow mobile or skier. *Journal of wildlife management*. 67(4): 747-154.
- Reimers, E.; L. Loe; S. Eftestol; J. Colman y B. Dahle. 2009, dic. Effects of hunting on response behaviors of wild reindeers. *Journal of wildlife management*. 73(6): 844-851
- Reyes, C. 2006. Ecoturismo para la protección de la Araucaria: un desafío para la asociación pehuenche Quimque Wentrú de Lonquimay. En: Catalán, R., Wilken, P., Kandzior, A., Tecklin, D. y Burschel, H. (eds.). 2006. Bosques y comunidades del sur de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 359 p.
- Riffell, S. y B. Riffell. 2002, feb. Can observer clothing color affect estimates of richness and abundance? An experiment with point counts. *Journal Field Ornithology*. 73(4): 351-359
- Rosciano, N.; W. Svagelj y A. Rey. 2013, mar. Effect of anthropic activity on the Imperial Cormorans and Rock Shags colonies in the Beagle Channel, Tierra del Fuego. *Revista de Biología marina y Oceanografía*. 48(1): 165-176
- Rosengurtt, B.; B. Arrigalla y Izaguirre, P. 1970. Gramíneas uruguayas. Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. 21 p.
- Rytwinski T. y L. Fahrig. 2012, mar. Do species life history explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*. 147: 87-98
- Sabine, J. 2005. Effects of human activity and predation on breeding of American Oystercatchers. Thesis of Master Of Sciences, Georgia. Estados Unidos 110 p.
- Sabine, J.; S. Schweitzer y J. Meyers. 2006, sep. Nest fate and productivity of American Oystercatchers, Cumberland Island National Seashore, Georgia. *Waterbirds*. 29(3): 308-314

Scherl, L.; A. Wilson; R. Wild; J. Blockhus; P. Franks; J. McNeely et al. 2004. Can protected areas contribute to poverty reduction? Opportunities and Limitations. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Gland, Suiza. 60 pp.

Schummer, M. y W. Eddleman. 2003, oct. Effects of disturbance on activity and energy budgets of migrating waterbirds in south-central Oklahoma. *Journal of wildlife management*. 67(4): 789-795.

Schulz, R. y M. Stock. 1993, jul. Kentish plovers and tourists: competitors or sandy coasts?. *Wader study group bulletin*. 68: 83-91

Selman, W.; C. Qualls y J. Owen. 2013, jul. Effects of human disturbance on the behavior and physiology of an imperiled freshwater turtle. *Journal of Wildlife Management*. 77(5): 877-885

SERNATUR (Servicio Nacional de Turismo). 2011. Estudio de tipificación de la demanda turística real de Chile. Informe Final de Investigación de Mercado. Chile. 224 p.

SERNATUR (Servicio Nacional de Turismo). 2013a. Gobierno prioriza las primeras cinco ASP del estado para el desarrollo turístico sustentable. [en línea]. Recuperado en el WWW: <<http://www.sernatur.cl/noticias/gobierno-prioriza-las-primeras-cinco-asp-del-estado-para-el-desarrollo-turistico-sustentable>>. Citado el 26 de Marzo de 2013

SERNATUR (Servicio Nacional de Turismo). 2013b. Sernatur Atacama realiza evaluación de la temporada de verano 2013. [en línea]. Recuperado en el WWW: <<http://www.sernatur.cl/noticias/sernatur-atacama-realiza-evaluacion-de-la-temporada-de-verano-2013>>. Citado el 26 de Marzo de 2013

SERNATUR (Servicio Nacional de Turismo). 2013c. Sernatur Araucanía entregó balance oficial de alta temporada posicionándose como una de las industrias con mayor crecimiento. [en línea]. Recuperado en el WWW: <<http://www.sernatur.cl/noticias/sernatur-araucania-entrego-balance-oficial-de-alta-temporada-posicionandose-como-una-de-las-industri>>. Citado el 26 de Marzo de 2013

Sibbald, A.; R. Hooper; J. McLeod y I. Gordon. 2011, ago. Responses of red deer (*Cervus elaphus*) to regular disturbance by hill walkers. *European journal of wildlife research*. 57(4): 817-825

SINIA (Servicio Nacional de Información Ambiental). 2007. Cobertura Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado. [en línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <<http://ide.mma.gob.cl/>>. Consultado el 20 de Septiembre de 2013.

Smit, C. y G. Visser. 1993, may. Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *Wader Study Group Bull*. 68: 6-19

- Smith-Castro, J. y A. Rodewald. 2010a, jul. Effects of Recreational trails on Northern Cardinals (*Cardinalis cardinalis*) in Forested Urban Parks. *Natural Areas Journal*. 30(3): 328-337
- Smith-Castro, J. y A. Rodewald. 2010b, may. Behavioral responses of nesting birds to human disturbance along recreational trails. *Journal of Field Ornithology*. 81(2): 130-138
- Stankey, G.; D. Cole; C. Robert; E. Lucas y S. Petersen. 1985. The limits of acceptable change (LAC). Forest Service, Department of Agriculture. Estados Unidos. 43 p.
- Stankowich, T. 2008, sept. Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological conservation*. 141: 2159-2173
- Stankowich, T. y D. Blumstein. 2005, may. Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proc. Biol. Sci.* 272(1581): 2627-2634.
- Stalmaster, M. y J. Kaiser. 1998, may. Effects of recreational activity on wintering bald eagles. *Wildlife monographs*. 13: 1-46.
- Steven, R.; C. Pickering y J. Guy. 2011, oct. A Review of the impacts of nature based recreation on birds. *Journal of environmental management*. 92: 2287-2294.
- Steven, R.; J. Guy y R. Buckley. 2013, may. Tourism revenue as a Conservation Tool for threatened birds in protected areas. *PLoS ONE*. 8(5): 1-8.
- St-Louis, A.; S. Hamel; J. Mainguy y S. Cote. 2013, abr. Factors influencing the reaction of mountain goats towards all-terrain vehicles. *Journal of wildlife management*. 77(3): 599-605
- Tadesse, S. y B. Kotler. 2012, ago. Impacts of tourism on Nubian Ibex (*Capra nubiana*) revealed through assessment of behavioral indicators. *Behavioral ecology*. 23(6): 1257-1262
- Taylor, A. y R. Knight. 2003, ene. Wildlife response to recreation and associated visitor perceptions. *Ecological applications*. 13(4): 951-963.
- The Boston Consulting Group. Estudios de competitividad en Clusters de Economía Chilena: Documento de referencia Turismo. Consejo de Innovacion, Chile. 202 p.
- Thiel, D.; S. Jenni-Eiermann; B. Braunisch; R. Palme y L. Jenni. 2008, mar. Ski tourism affects hábitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie Tetrao urogallus: A new methodological approach. *Journal of applied ecology*. 45(3): 845-853

Thiel, D.; S. Jenni-Eiermann; R. Palme y L. Jenni. 2011, ene. Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie Tetrao urogallus. *IBIS*. 153(1): 122-133

Thompson, W.; G. White y Ch. Gowan. 1998. *Monitoring Vertebrate Populations*. Academic Press. California, Estados Unidos. 365 p.

UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2013a. Pelecanoides garnotii. [en línea]. Recuperado en el WWW: <<http://www.iucnredlist.org/details/106003948/0>>. Consultado el 6 de Agosto de 2013

UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2013b. Spheniscus humboldti. Recuperado en el WWW: <<http://www.iucnredlist.org/details/106003862/0>>. Consultado el 6 de Agosto de 2013

United Nations World Tourism Organization (UNWTO). 2006. *International Tourist Arrivals*. Tourism Mark Trends. World Tourism Organization. 1 p.

United World Tourism Organization (UNWTO). 2013. *Panorama OMT del turismo internacional*. 16 p.

Viblanç, V.; A. Smith; B. Gineste y R. Groscolas. 2012, jul. Coping with continuous human disturbance in the wild: insights from penguin heart rate response to various stressors. *BMC Ecology*. 12(1): 1-11

Villanueva C.; B. Walker y M. Bertellotti. 2012, ene. A matter of history: effects of tourism on physiology, behavior and breeding parameters in Magellanic penguins (Spheniscus magellanicus) at two colonies in Argentina. *Journal of Ornithology*. 153(1): 219-228

Waldron A.; A. Mooers; D. Miller; N. Nibbelink; D. Redding; T. Kuhn et al. 2013, jul. Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 110(29): 12144-12148

Walker, B.; J. Wingfield y P. Boersma. 2008, feb. Tourism and magellanic penguins (Spheniscus magellanicus): An example of applying field endocrinology to conservation problems. *Ornitología neotropical*. 19: 219-228

Wall, G. 1997, jul. Is ecotourism sustainable?. *Environmental Management*. 21: 483-491.

Wearing, S. y J. Neil. 2009. *Ecotourism: Impacts, potentials and possibilities*. Segunda edición. Butterworth-Heinemann ediciones. Oxford, Inglaterra. 283 pp.

Webb N., R. Clarke y J. Nicholas. 1984, ene. Invertebrate diversity on fragmented Calluna-heathland: effects of surrounding vegetation. *Journal of Biogeography*. 11: 41-46

Webb, N. y D. Blumstein. 2005, ene. Variation in human disturbance differentially affects predation risk assessment in Western gulls. *Condor*. 107(1): 178-181.

Web of Knowledge. 2013. Web of knowledge. [En línea]. Recuperado en el WWW: <[http://apps.webofknowledge.com/WOS\\_GeneralSearch\\_input.do?product=WOS&search\\_mode=GeneralSearch&SID=3C4@d9912CcogELoFjh&preferencesSaved=&highlighted\\_tab=WOS](http://apps.webofknowledge.com/WOS_GeneralSearch_input.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&SID=3C4@d9912CcogELoFjh&preferencesSaved=&highlighted_tab=WOS)>. Consultado el: 28 de mayo de 2013.

West, A.; J. Goss-Custard; R. Stillman; R. Caldow; S. Durell y S. McGrorty. 2002, ago. Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behavior-based model. *Biological conservation*. 106(3): 319-328.

Weston, M. y M. Elgar. 2007, sept. Response of incubating hooded (Thinornis rubricollis) to disturbance. *Journal of coastal research*. 23(3): 569-576

Wilson, D. y A. Russell.. 2009-2013. Handbooks of mammals of the world (Serie). Lynx Ediciones. Madrid, España. s.p.

Wheeler, M.; M. de Villiers y P. Majiedt. 2009, feb. The effect of frequency and nature of pedestrian approaches on the behaviour of wandering albatrosses at sub-Antarctic Marion Island. *Polar biology*. 32(2): 197-205

Wolf, I. y D. Croft. 2010, ago. Minimizing disturbance to wildlife by tourists approaching on foot or in a car: A study of kangaroos in the Australian rangelands. *Applied animal behavior science*. 126(1-2): 75-84

Yañez, J. 2010. Capturas y recolectas. En: Muñoz, A. y Yañez, J. (eds). 2010. Mamíferos de Chile. CEA ediciones. Valdivia, Chile. 571 p.

Ydenberg, R. y L. Dill. 1986. The economics of fleeing from predators, mar. *Advanced Studies Behavioural* 16: 229-249.

Yorio, P.; E. Frere; P. Gandini y A. Schiavini. 2001, dic. Tourism and recreation at seabird breeding sites in Patagonia, Argentina: current concerns and future prospects. *Bird conservation international*. 11: 231-245.

Zuberogoitia, I.; J. Zabala; J. Martínez; J. Martinez y A. Ascona. 2008, jul. Effects of human activities on egyptian vulture breeding success. *Animal conservation*. 11(4): 313-320

Zwijacz-Kosica, T.; N. Selva; I. Barja; G. Silvan; L. Martinez-Fernandez; Illera J et al. 2013, abr. Concentration of fecal cortisol metabolites in chamois in relation to tourist pressure in Tatra National Park (South Poland). *Acta theriologica*. 58(2): 215-222

## ANEXOS

## Anexo 1. Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
Amo et al. (2006)	<i>Podarcis muralis</i>	Fisiológico
Eggermann et al. (2013)	<i>Canis lupus</i>	Fisiológico
Ellenberg et al. (2006)	<i>Spheniscus humboldti</i>	Fisiológico
Fowler (1999)	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Fisiológico
French et al. (2011)	<i>Zalophus californianus</i>	Fisiológico
Jimenez et al. (2011)	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	Fisiológico
Jimenez et al. (2011)	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	Fisiológico
Marechal et al. (2011)	<i>Macaca sylvanus</i>	Fisiológico
Muehlenbein et al. (2012)	<i>Pongo pygmaeus</i>	Fisiológico
Pineiro et al. (2012)	<i>Felis silvestris</i>	Fisiológico
Selman et al. (2013)	<i>Graptemys flavimaculata</i>	Fisiológico
Thiel et al. (2011)	<i>Tetrao urogallus</i>	Fisiológico
Viblanc et al. (2012)	<i>Aptenodytes patagonicus</i>	Fisiológico
Villanueva et al. (2012)	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Fisiológico
Zwijacz-Kozica et al. (2013)	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Fisiológico
Amo et al. (2006)	<i>Podarcis muralis</i>	Conductual
Baudains & Lloyd (2007)	<i>Charadrius marginatus</i>	Conductual
Bellefleur et al. (2009)	<i>Brachyramphus marmoratus</i>	Conductual
Borbowski et al (2006)	<i>Bison bison</i>	Conductual
Borbowski et al (2006)	<i>Cervus elaphus</i>	Conductual
Cassini (2001)	<i>Arctophoca australis</i>	Conductual
Chunwang & Zhigang (2007)	<i>Elaphurus davidianus</i>	Conductual
Cooper et al. (2008)	<i>Sciurus carolinensis</i>	Conductual
Cooper et al. (2008)	<i>Sciurus carolinensis</i>	Conductual
Fairbanks & Tullous (2002)	<i>Antilocapra americana</i>	Conductual
Fernández-Juricic & Tellería (2000)	<i>Turdus merula</i>	Conductual
Fernández-Juricic et al. (2007)	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Conductual
Fitzpatrick & Bouchez (1998)	<i>Haematopus ostralegus</i>	Conductual
Fitzpatrick & Bouchez (1998)	<i>Numenius arquata</i>	Conductual
Fitzpatrick & Bouchez (1998)	<i>Tringa totanus</i>	Conductual
Fowler (1999)	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Conductual
González-Pérez & Cubero-Pardo (2010)	<i>Phalacrocorax harrisi</i>	Conductual

(Continúa)

## Anexo 1 (Continuación). Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
González-Pérez & Cubero-Pardo (2010)	<i>Phalacrocorax harrisi</i>	Conductual
González-Pérez & Cubero-Pardo (2010)	<i>Zalophus californianus</i>	Conductual
González-Pérez & Cubero-Pardo (2010)	<i>Zalophus californianus</i>	Conductual
González-Pérez & Cubero-Pardo (2010)	<i>Chelonia mydas</i>	Conductual
Griffin et al. (2007)	<i>Marmota olympus</i>	Conductual
Hayward & Hayward (2009)	<i>Panthera leo</i>	Conductual
Holcomb et al. (2009)	<i>Zalophus californianus</i>	Conductual
Holmes (2007)	<i>Aptenodytes patagonicus</i>	Conductual
Holmes (2007)	<i>Pygoscelis papua</i>	Conductual
Holmes (2007)	<i>Eudyptes schlegeli</i>	Conductual
Holmes et al. (2006)	<i>Pygoscelis papua</i>	Conductual
Huang et al. (2011)	<i>Anolis cristatellus</i>	Conductual
Jayakody et al. (2008)	<i>Cervus elaphus</i>	Conductual
Jiang et al. (2013)	<i>Pseudois nayaur</i>	Conductual
Jimenez et al. (2011)	<i>Pyrrhonorax pyrrhonorax</i>	Conductual
Jimenez et al. (2011)	<i>Pyrrhonorax pyrrhonorax</i>	Conductual
Kerbiriou et al. (2009)	<i>Pyrrhonorax pyrrhonorax</i>	Conductual
Lafferty (2001)	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Conductual
Lafferty (2001)	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Conductual
Leseberg et al. (2000)	<i>Haematopus moquini</i>	Conductual
Li et al. (2011)	<i>Marmota flaviventris</i>	Conductual
Li et al. (2011)	<i>Marmota flaviventris</i>	Conductual
Madsen et al. (2009)	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Conductual
Madsen et al. (2009)	<i>Branta leucopsis</i>	Conductual
Madsen et al. (2009)	<i>Branta bernicla</i>	Conductual
Malo et al. (2011)	<i>Lama guanicoe</i>	Conductual
Martin & Reale (2008)	<i>Tamias striatus</i>	Conductual
Martin et al (2004)	<i>Pygoscelis antarcticus</i>	Conductual
Naylor et al. (2009)	<i>Cervus elaphus</i>	Conductual
Neuhaus & Mainini (1998)	<i>Marmota marmota</i>	Conductual

(Continúa)



## Anexo 1 (Continuación). Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
Papouchis et al. (2001)	<i>Ovis canadensis</i>	Conductual
Papouchis et al. (2001)	<i>Ovis canadensis</i>	Conductual
Papouchis et al. (2001)	<i>Ovis canadensis</i>	Conductual
Parent & Weatherhead (2000)	<i>Sistrurus catenatus</i>	Conductual
Pavez et al. (2011)	<i>Otaria flavescens</i>	Conductual
Petel et al. (2008)	<i>Leptonychotes weddellii</i>	Conductual
Rees et al. (2005)	<i>Cygnus cygnus</i>	Conductual
Reimers et al. (2003)	<i>Rangifer tarandus</i>	Conductual
Reimers et al. (2003)	<i>Rangifer tarandus</i>	Conductual
Reimers et al. (2009)	<i>Rangifer tarandus</i>	Conductual
Schummer & Eddleman (2003)	<i>Fulica americana</i>	Conductual
Schummer & Eddleman (2003)	<i>Pelecanus erythrorhynchos</i>	Conductual
Schummer & Eddleman (2003)	<i>Chlidonias niger</i>	Conductual
Schummer & Eddleman (2003)	<i>Anas discors</i>	Conductual
Schummer & Eddleman (2003)	<i>Leucophaeus pipixcan</i>	Conductual
Selman et al. (2013)	<i>Graptemys flavimaculata</i>	Conductual
Sibbald et al. (2011)	<i>Cervus elaphus</i>	Conductual
Smith-Castro & Rodewald (2010b)	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Conductual
Stalmaster & Kaiser (1998)	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Conductual
Stalmaster & Kaiser (1998)	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Conductual
Tadesse & Kotler (2012)	<i>Capra ibex</i>	Conductual
Taylor & Knight (2003)	<i>Bison bison</i>	Conductual
Taylor & Knight (2003)	<i>Odocoileus hemionus</i>	Conductual
Taylor & Knight (2003)	<i>Antilocapra americana</i>	Conductual
Villanueva et al. (2012)	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Conductual
Walker et al. (2008)	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Conductual
Webb & Blumstein (2005)	<i>Larus occidentalis</i>	Conductual
Wheeler et al. (2009)	<i>Diomedea exulans</i>	Conductual
Wolf & Croft (2010)	<i>Macropus rufus</i>	Conductual
Wolf & Croft (2010)	<i>Macropus robustus</i>	Conductual
Wolf & Croft (2010)	<i>Macropus rufus</i>	Conductual
Wolf & Croft (2010)	<i>Macropus robustus</i>	Conductual
Amo et al. (2007)	<i>Iberolacerta cyreni</i>	Poblacional

(Continúa)

## Anexo 1 (Continuación). Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
Braunisch et al. (2011)	<i>Tetrao tetrax</i>	Poblacional
Fernández-Juricic (2000)	<i>Turdus merula</i>	Poblacional
Fernández-Juricic (2000)	<i>Columba palumbus</i>	Poblacional
Ficetola et al. (2007)	<i>Apodemus sylvaticus</i>	Poblacional
Ficetola et al. (2007)	<i>Clethrionomys glareolus</i>	Poblacional
Ficetola et al. (2007)	<i>Dendrocopos major</i>	Poblacional
Ficetola et al. (2007)	<i>Sitta europaea</i>	Poblacional
Ficetola et al. (2007)	<i>Parus caeruleus</i>	Poblacional
Ficetola et al. (2007)	<i>Hierophis viridiflavus</i>	Poblacional
Ficetola et al. (2007)	<i>Podarcis muralis</i>	Poblacional
Ficetola et al. (2007)	<i>Bufo viridis</i>	Poblacional
Finney et al. (2004)	<i>Pluvialis apricaria</i>	Poblacional
Fletcher et al. (1999)	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Poblacional
Fletcher et al. (1999)	<i>Buteo jamaicensis</i>	Poblacional
Fletcher et al. (1999)	<i>Buteo lagopus</i>	Poblacional
Fletcher et al. (1999)	<i>Buteo regalis</i>	Poblacional
Gill et al. (2001)	<i>Limosa limosa</i>	Poblacional
Hecnar & Closkey (1998)	<i>Eumeces fasciatus</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Aeronautes andecolus</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Agriornis montana</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Anthus correndera</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Anthus furcatus</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Anthus hellmayri</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Anthus lutescens</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Asthenes modesta</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Asthenes sclateri</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Bolborhynchus aymara</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Buteo albicaudatus</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Buteo polyosoma</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Carduelis magellanica</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Catamenia inornata</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Cathartes aura</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Cinclodes comechingonus</i>	Poblacional

(Continúa)

## Anexo 1 (Continuación). Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
Heil et al. (2007)	<i>Cinclodes fuscus</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Cinclodes olrogi</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Cistothorus platensis</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Falco sparverius</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Muscisaxicola rufivertex</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Nothura maculosa</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Phrygilus unicolor</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Caracara plancus</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Sappho sparganura</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Sturnella loyca</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Troglodytes aedon</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Turdus chiguanco</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Vanellus chilensis</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Vultur gryphus</i>	Poblacional
Heil et al. (2007)	<i>Zonotrichia capensis</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Pluvialis squatarola</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Himantopus mexicanus</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Ardea herodias</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Ardea alba</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Tringa melanoleuca</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Calidris minutilla</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Larus delawarensis</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Egretta thula</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Calidris mauri</i>	Poblacional
Ikuta & Blumstein (2003)	<i>Tringa semipalmata</i>	Poblacional
Mallord et al. (2007)	<i>Lullula arborea</i>	Poblacional
Martin & Reale (2008)	<i>Tamias striatus</i>	Poblacional
Miller et al. (1998)	<i>Poocetes gramineus</i>	Poblacional
Miller et al. (1998)	<i>Sturnella neglecta</i>	Poblacional
Miller et al. (1998)	<i>Ammodramus savannarum</i>	Poblacional
Miller et al. (1998)	<i>Contopus sordidulus</i>	Poblacional

(Continúa)

## Anexo 1 (Continuación). Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
Miller et al. (1998)	<i>Spizella passerina</i>	Poblacional
Miller et al. (1998)	<i>Myadestes townsendi</i>	Poblacional
Miller et al. (1998)	<i>Turdus migratorius</i>	Poblacional
Miller et al. (1998)	<i>Carpodacus mexicanus</i>	Poblacional
Miller et al. (1998)	<i>Euphagus cyanocephalus</i>	Poblacional
Rosciano et al. (2013)	<i>Phalacrocorax atriceps</i>	Poblacional
Rosciano et al. (2013)	<i>Phalacrocorax magellanicus</i>	Poblacional
Sanecki et al. (2006)	<i>Rattus fuscipes</i>	Poblacional
Sanecki et al. (2006)	<i>Mastacomys fuscus</i>	Poblacional
Stalmaster & Kaiser (1998)	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Poblacional
St-Louis et al. (2013)	<i>Oreamnos americanus</i>	Poblacional
Thiel et al. (2008)	<i>Tetrao urogallus</i>	Poblacional
Velando & Munilla (2011)	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Poblacional
West et al. (2002)	<i>Haematopus ostralegus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Callopietes maculatus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus atacamensis</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus nigromaculatus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus platei</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus NN</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Charadrius nivosus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Cinclodes nigrofumosus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Cathartes aura</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Larus dominicanus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Leucophaeus modestus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Larus belcheri</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Pelecanus thagus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Haematopus palliatus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Haematopus ater</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Phrygilus alaudinus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Calidris canutus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Calidris alba</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Calidris bairdii</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Rynchops niger</i>	Poblacional

(Continúa)

## Anexo 1 (Continuación). Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
Este estudio (2014)	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Numenius phaeopus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Anairetes parulus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Asthenes modesta</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Diuca diuca</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Phrygilus alaudinus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Phrygilus gayi</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Pseudasthenes humicola</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Rhodopsis vesper</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Troglodytes aedon</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Zonotrichia capensis</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus pictus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus schroederi</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus tenuis</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Pristidactylus torquatus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Anairetes parulus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Campephilus magellanicus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Elaenia albiceps</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Enicognathus ferrugineus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Eugralla paradoxa</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Patagioenas araucana</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Phrygilus patagonicus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Pteroptochos tarnii</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Scelorchilus rubecula</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Scytalopus fuscus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Sephanoides sephanioides</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Spinus barbata</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Sylviorhynchus desmursii</i>	Poblacional

(Continúa)

## Anexo 1 (Continuación). Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
Este estudio (2014)	<i>Troglodytes aedon</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Veniliornis lignarius</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Xolmis pyrope</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus araucanensis</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus pictus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus tenuis</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Liolaemus NN</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Elaenia albiceps</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Eugralla paradoxa</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Phrygilus patagonicus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Pteroptochos tarnii</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Sceorchilus rubecula</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Scytalopus magellanicus</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Spinus barbata</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Troglodytes aedon</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Turdus falcklandii</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Veniliornis lignarius</i>	Poblacional
Este estudio (2014)	<i>Xolmis pyrope</i>	Poblacional
Baudains & Lloyd (2007)	<i>Charadrius marginatus</i>	Reproductivo
Bouton et al. (2005)	<i>Mycteria americana</i>	Reproductivo
Bouton et al. (2005)	<i>Mycteria americana</i>	Reproductivo
De Roos (1981)	<i>Haematopus ostralegus</i>	Reproductivo
Dybbro (1970)	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Reproductivo
Ellenberg et al. (2006)	<i>Spheniscus humboldti</i>	Reproductivo
Ellenberg et al. (2007)	<i>Megadyptes antipodes</i>	Reproductivo
Ellison & Cleary (1978)	<i>Phalacrocorax auritus</i>	Reproductivo
Fernández-Juricic et al. (2007)	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Reproductivo
French et al. (2011)	<i>Zalophus californianus</i>	Reproductivo

(Continúa)

## Anexo 1 (Continuación). Casos de estudio del análisis de la revisión sistemática

<b>Estudio</b>	<b>Especie</b>	<b>Tipo de impacto</b>
Giese (1996)	<i>Pygoscelis adeliae</i>	Reproductivo
González et al. (2006)	<i>Aquila adalberti</i>	Reproductivo
Griffin et al. (2007)	<i>Marmota olympus</i>	Reproductivo
Gutzwiller et al. (2002)	<i>Perisoreus canadensis</i>	Reproductivo
Holmes et al. (2006)	<i>Pygoscelis papua</i>	Reproductivo
Kerbiriou et al. (2009)	<i>Pyrhocorax pyrrhocorax</i>	Reproductivo
Lafferty et al. (2006)	<i>Charadrius nivosus</i>	Reproductivo
Madsen et al. (2009)	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Reproductivo
Madsen et al. (2009)	<i>Branta leucopsis</i>	Reproductivo
Madsen et al. (2009)	<i>Branta bernicla</i>	Reproductivo
McGowan & Simons (2006)	<i>Haematopus palliatus</i>	Reproductivo
McLung et al. (2003)	<i>Megadyptes antipodes</i>	Reproductivo
Moore & Seigel (2006)	<i>Graptemys flavimaculata</i>	Reproductivo
Mullner et al. (2004)	<i>Opisthocomus hoazin</i>	Reproductivo
Parent & Weatherhead (2000)	<i>Sistrurus catenatus</i>	Reproductivo
Parslow (1967)	<i>Charadrius hiaticula</i>	Reproductivo
Rosciano et al. (2013)	<i>Phalacrocorax atriceps</i>	Reproductivo
Rosciano et al. (2013)	<i>Phalacrocorax magellanicus</i>	Reproductivo
Safina & Burger (1983)	<i>Rynchops niger</i>	Reproductivo
Schulz & Stock (1993)	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Reproductivo
Smith-Castro & Rodewald (2010a)	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Reproductivo
Thiel et al. (2008)	<i>Tetrao urogallus</i>	Reproductivo
Villanueva et al. (2012)	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Reproductivo
Westmoreland & Best (1985)	<i>Zenaidura macroura</i>	Reproductivo
Weston & Elgar (2007)	<i>Thinornis rubricollis</i>	Reproductivo
Wheeler et al. (2009)	<i>Diomedea exulans</i>	Reproductivo
Zuberogitia et al. (2008)	<i>Neophron percnopterus</i>	Reproductivo

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 2. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo por cada clase

Valoración impacto	Clase			
	Aves	Mammalia	Reptilia	Amphibia
Negativo	4	5	3	0
Neutro	3	1	0	0

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 3. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo para cada distribución poblacional

Valoración impacto	Distribución poblacional	
	Agregada	No Agregada
Negativo	7	4
Neutro	4	0

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 4. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo en relación a su situación cinegética

Valoración impacto	Situación cinegética		
	Cazada	Cazada en el pasado	No cazada
Negativo	3	4	4
Neutro	0	1	3

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 5. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo en relación a su lugar principal de forrajeo

Valoración impacto	Lugar principal de forrajeo				
	Suelo	Árboles	Aire	Agua	Borde acuático
Negativo	5	1	0	5	0
Neutro	3	0	0	1	0

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 6. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo en relación al modo de vida

Valoración impacto	Modo de vida		
	Anfibio	Terrestre	Acuático
Negativo	5	6	0
Neutro	1	3	0

Fuente: Elaboración propia



Anexo 7. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo en relación a su horario principal de actividad

Valoración impacto	Principal actividad		
	Amanecer/Atardecer	Diurna	Nocturno
Negativo	1	9	1
Neutro	0	4	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 8. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo en relación a la cobertura vegetal utilizada por la especie

Valoración impacto	Cobertura vegetal utilizada		
	Alta	Baja	Media
Negativo	2	7	2
Neutro	1	3	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 9. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo en relación al ambiente utilizado por la especie en el estudio

Valoración impacto	Ambiente utilizado en el estudio								
	Mar	Bosque	Bosque abierto	Estepa	Montañas	Polar	Rio	Selva	
Negativo	4	2	1	1	1	0	1	1	
Neutro	0	1	0	2	0	1	0	0	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 10. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo en relación al tipo de impacto

Valoración impacto	Tipo de impacto						
	Peatones	Cabalgatas	Paseos en bote	Zonas de acampar	Automóviles	Peatón con perro	Deporte nival
Negativo	6	0	4	0	0	0	1
Neutro	4	0	0	0	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 11. Número de estudios del impacto fisiológico del turismo en relación a su tipo principal de alimentación

Valoración impacto	Fuente principal de alimentación	
	Animal	Vegetal
Negativo	8	3
Neutro	3	1

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 12. Países de los estudios de impactos fisiológicos del turismo

<b>País del estudio</b>	<b>Total</b>
Alemania y Suiza	1
Antártica	1
Argentina	2
Borneo	1
Chile	1
España	4
Marruecos	1
México	1
Polonia	2
USA	1

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 13. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación a su clase

Valoración impacto	Clase			
	Aves	Mammalia	Reptilia	Amphibia
Negativo	28	20	4	0
Neutro	11	15	1	0

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 14. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación a su situación cinegética

Valoración impacto	Situación cinegética			
	Cazada	Cazada en el pasado	No cazada	Sin encontrar
Negativo	16	6	28	5
Neutro	11	1	12	

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 15. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación a su lugar de forrajeo

Valoración impacto	Lugar de forrajeo				
	Agua	Aire	Arboles	Borde acuático	Suelo
Negativo	21	2	0	5	24
Neutro	11	0	2	1	13

Fuente: Elaboración propia

Anexo 16. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación a su modo de vida

Valoración impacto	Modo de vida		
	Acuático	Anfibio	Terrestre
Negativo	2	16	34
Neutro	1	8	18

Fuente: Elaboración propia

Anexo 17. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación a su horario de actividad

Valoración impacto	Horario de actividad		
	Diurna	Nocturno	Amanecer/Anochecer
Negativo	51	1	0
Neutro	27	0	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 18. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación a la cobertura vegetal utilizada por la especie

Valoración impacto	Cobertura vegetal		
	Baja	Media	Alta
Negativo	48	4	0
Neutro	26	1	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 19. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación al ambiente utilizado por la especie en el estudio

Valoración impacto	Espacio utilizado							
	Mar	Bosque abierto	Costa	Desierto	Pradera	Laguna	Polar	Rio
Negativo	2	4	15	1	19	5	5	1
Neutro	3	1	5	2	11	4	1	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 20. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación al tipo de impacto estudiado en el estudio

Valoración impacto	Tipo de impacto								
	Auto	Bicicleta	Botes	Cabalgatas	Deportes navales	Fotógrafos	Motos	Peatón	Peatón con perro
Negativo	1	4	12	1	1	1	1	31	0
Neutro	3	1	3	0	3	0	0	16	1

Fuente: Elaboración propia

Anexo 21. Número de estudios del impacto conductual del turismo en relación a su fuente principal de alimentación

Valoración impacto	Fuente principal de alimentación		
	Animal	Omnivoría	Vegetal
Negativo	29	2	21
Neutro	12	2	13

Anexo 22. Países de los estudios de impactos conductuales del turismo

País del estudio	Total
Antártica	2
Argentina	4
Australia	8
Canadá	3
Chile	1
China	2
Ecuador	4
Escocia	2
España	4
Francia	4
Inglaterra	1
Israel	1
Noruega	6
Nueva Zelanda	1
Sudáfrica	4
Suiza	1
Uruguay	1
USA	30

Fuente: Elaboración propia

Anexo 23. Número de estudios del impacto poblacional del turismo en relación a cada clase

Valoración impacto	Clase			
	Amphibia	Aves	Mammalia	Reptilia
Negativo	0	42	4	6
Neutro	1	86	2	10
Positivo	0	3	0	1

Fuente: Elaboración propia

Anexo 24. Número de estudios del impacto poblacional del turismo en relación a su distribución poblacional

Valoración impacto	Distribución poblacional		
	Agregada	No Agregada	Sin encontrar
Negativo	16	35	
Neutro	27	67	6
Positivo	1	3	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 25. Número de estudios del impacto poblacional del turismo en relación a su situación cinegética

Valoración impacto	Situación cinegética			
	Cazada	Cazada en el pasado	No cazada	Sin encontrar
Negativo	3	2	42	
Neutro	2	3	90	10
Positivo	0	0	3	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 26. Número de estudios del impacto poblacional del turismo en relación al lugar de forrajeo de cada especie

Valoración impacto	Lugar de forrajeo						
	Mar	Agua	Aire	Arboles	Intermareal	Matorral	Suelo
Negativo	1	2	5	3	10	5	26
Neutro	2	2	9	31	13	6	36
Positivo	0	0	0	2	0	1	1

Fuente: Elaboración propia

Anexo 27. Número de estudios del impacto poblacional del turismo en relación al modo de vida

Valoración impacto	Modo de vida		
	Aire	Anfibio	Terrestre
Negativo	0	10	42
Neutro	1	16	82
Positivo	0	0	4

Fuente: Elaboración propia

Anexo 28. Número de estudios del impacto poblacional del turismo en relación a su horario de actividad

Valoración impacto	Horario de actividad	
	Diurna	Nocturna
Negativo	51	0
Neutro	99	1
Positivo	4	0

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 29. Países de los estudios de impactos conductuales del turismo

<b>País del estudio</b>	<b>Total</b>
Alemania	1
Argentina	33
Australia	2
Canada	3
Chile	75
España	4
Inglaterra	3
Italia	8
Suiza	1
UK	1
USA	24

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 30. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación a su clase

Valoración impacto	Clase			
	Aves	Mammalia	Reptilia	Amphibia
Negativo	24	1	1	0
Neutro	9	1	1	0
Positivo	0	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 31. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación a su distribución poblacional

Valoración impacto	Distribución poblacional		
	Agregada	No Agregada	Sin encontrar
Negativo	18	7	
Neutro	1	1	1
Positivo	0	0	

Fuente: Elaboración propia

## Anexo 32. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación a su situación cinegética

Valoración impacto	Situación cinegética			
	Cazada	Cazada en el pasado	No cazada	Sin encontrar
Negativo	2	3	21	
Neutro	2	0	8	1
Positivo	0	0	0	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 33. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación al lugar principal de forrajeo de la especie en el estudio

Valoración impacto	Lugar principal de forrajeo					
	Suelo	Árboles	Aire	Agua	Borde acuático	Sin encontrar
Negativo	6	1	1	11	6	
Neutro	2	0	0	8	1	1
Positivo	0	0	0	0	0	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 34. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación al modo de vida

Valoración impacto	Modo de vida		
	Anfibio	Terrestre	Acuático
Negativo	8	18	0
Neutro	4	6	1
Positivo	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 35. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación al horario principal de las especies

Valoración impacto	Principal actividad		
	Amanecer/Atardecer	Diurna	Nocturno
Negativo	0	25	1
Neutro	0	11	0
Positivo	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 36. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación a la cobertura vegetal utilizada por la especie

Valoración impacto	Cobertura vegetal utilizada		
	Alta	Baja	Media
Negativo	1	21	4
Neutro	0	10	1
Positivo	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 37. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación al tipo de impacto

Valoración impacto	Tipo de impacto						
	Peatones	Cabalgatas	Paseos en bote	Zonas de acampar	Automóv iles	Peatón con perro	Deporte nival
Negativo	20	0	5	0	0	0	1
Neutro	8	0	3	0	0	0	0
Positivo	0	0	0	0	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 38. Número de estudios del impacto reproductivo del turismo en relación a la fuente principal de alimentación de la especie

Valoración impacto	Fuente principal de alimentación		
	Animal	Omnivoría	Vegetal
Negativo	20	2	4
Neutro	8	0	3
Positivo	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

Anexo 39. Países de los estudios de impactos en la reproducción del turismo

País del estudio	Total
Alemania	2
Antártica	1
Argentina	3
Australia	1
Brasil	2
Canada	2
Chile	1
Dinamarca	1
Ecuador	1
España	2
Francia	1
México	1
Noruega	3
Nueva Zelanda	3
Países bajos	1
Sudáfrica	2
UK	1
USA	9

Fuente: Elaboración propia

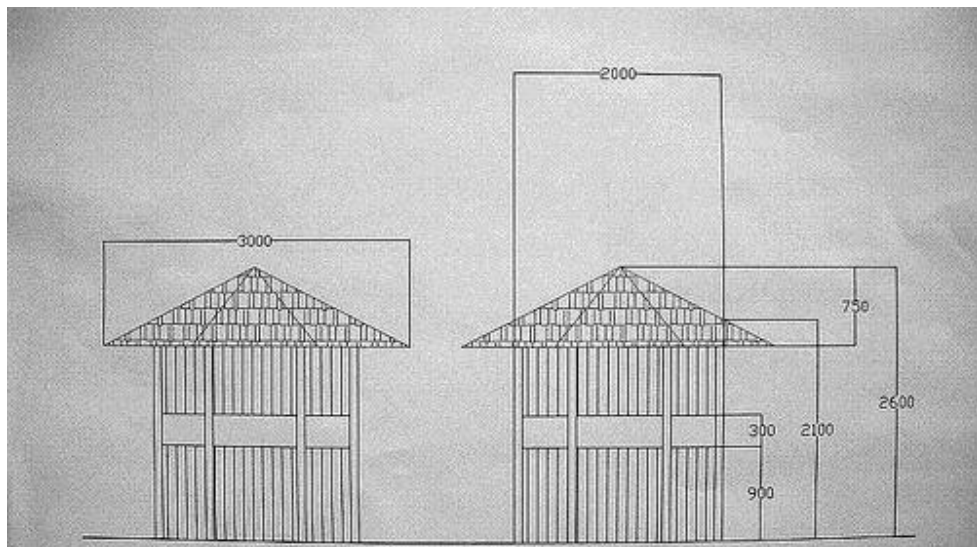


Anexo 40. Destrucción intencional de un nido de pilpilén por parte de un niño.



Fuente: Sabine (2005)

Anexo 41. Diseño de mirador con mitigación del impacto del turismo utilizado en el Parque Privado Ahuenco



Fuente: Parque Ahuenco (2008)