

**PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA
CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO**

**Densidad, uso de hábitat y presas del jaguar (*Panthera onca*) y el
conflicto con humanos en la región de Talamanca, Costa Rica.**

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de Educación para el
Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y
Enseñanza como requisito para optar por el grado de:

Magister Scientiae

en

Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Por

José Fernando González-Maya

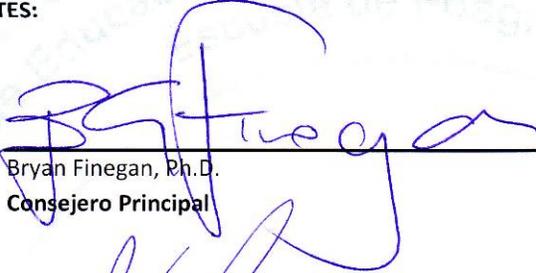
Biólogo

Turrialba, Costa Rica, 2007

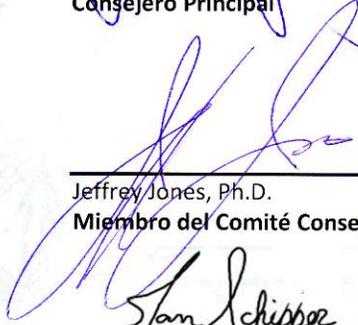
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE, y aprobada por el Comité Consejero del estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

FIRMANTES:



Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal



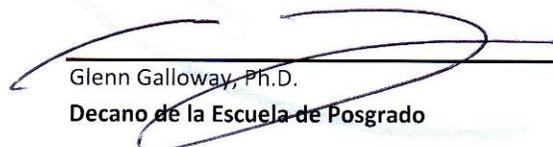
Jeffrey Jones, Ph.D.
Miembro del Comité Consejero



Jan Schipper, Ph.D. (c)
Miembro del Comité Consejero



Fernando Casanoves Ph, D.
Miembro del Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
Decano de la Escuela de Posgrado



José Fernando González Maya
Candidato

DEDICATORIA

A mis padres Pastor y Dolly, mi familia Mauro, Paula, Camilo, Ceci y Jaime por su apoyo y cariño durante toda mi vida. A ellos mi más sincero agradecimiento y cariño por la educación, valores y sobretodo amor que me han enseñado y profesado durante toda mi vida. Les dedico esta tesis como símbolo de la fuerza que nos une y las grandes cosas que logramos juntos a cada paso y reto que nos pone la vida.

AGRADECIMIENTOS

A mis profesores Bryan, Jan, Fernando, Jeffrey, y Joel, por su apoyo, ayuda, amistad y entrega a todo mi trabajo. A mi familia, a la cual dedico esta tesis, y todos mis amigos y compañeros de maestría que hicieron estos dos años memorables, Uds. saben quienes son (ole no mas), un agradecimiento especial a Gustavo Hernández y Osvaldo Corella que me brindaron su ayuda incondicional. A Jan por su amistad, su gran apoyo y su esfuerzo por empujarme hacia adelante. Al personal de ACLA-P en especial Adrián Arias y Luís Sánchez, el personal del PILA en especial Nelson Elizondo. Al personal de Las Alturas, Águila, Pollo, Najera, Furcio, Sapín, Pana, Cele, Doña Alicia, y todos los habitantes de ese pueblo maravilloso. A Moisés Romero, Edward Jackson, Melqui Gamba, Juan Mata y Nathalia Suescun por su ayuda, apoyo y amistad. A Fernando Castañeda y Addison Fischer por su apoyo y confianza. A Bernal Herrera por esta oportunidad y todo el personal de TNC que estuvo relacionado. A Talamanca, su gente y su biodiversidad por permitirme conocerla un poco mas, a la gente linda que de una u otra forma estuvo involucrada en esta locura del jaguar. A TODOS GRACIAS!!!

BIOGRAFÍA

El autor nació en Bogotá-Colombia el 18 de noviembre de 1983. Se graduó en la Universidad Latina de Costa Rica en el 2004 en la Escuela de Ciencias Biológicas, en la carrera de Ciencias Biológicas con Énfasis en Ecología y Desarrollo Sostenible. Fue estudiante por tres años de la carrera de Antropología de la Universidad de Costa Rica, donde fue Asistente de Investigación en el Laboratorio de Etnología.

Laboró para el Instituto Nacional de Biodiversidad y ha sido Consultor de esta misma entidad y del Ministerio de Ambiente y Energía, la Unión Mundial Para la Naturaleza (UICN) y The Nature Conservancy. Actualmente es coordinador de Investigación y Coordinador General del Proyecto de Conservación del Área de Talamanca.

CONTENIDO

DEDICATORIA	II
AGRADECIMIENTOS	IV
BIOGRAFÍA	V
CONTENIDO	VI
ÍNDICE DE CUADROS	VIII
INDICE DE FIGURAS	IX
RESUMEN	11
ABSTRACT	12
1. INTRODUCCIÓN	13
1.1 Generalidades.....	13
1.2 Planteamiento del problema.....	14
1.3 Justificación	16
1.4 Objetivos del estudio.....	17
<i>1.4.1 Objetivo general</i>	17
<i>1.4.2 Objetivos específicos</i>	17
1.5 Hipótesis del estudio	18
2. MARCO CONCEPTUAL	19
2.1 Generalidades.....	19
2.1.1 Jaguar	20
2.1.2 Dieta y Simpatricidad de grandes depredadores.....	22
2.1.3 Conflictos Humanos-Vida Silvestre	23
2.1.3.1 Cacería de vida silvestre.....	23
2.1.3.2 Otros conflictos	24
2.1.4 Marcaje y Re-captura	26
2.1.5 Trampas-Cámara.....	29
3. MATERIALES Y MÉTODOS	31
3.1 Descripción del área de estudio	31
3.2 Metodología	36
3.2.1 Objetivo 1.....	38
3.2.2 Objetivo 2.....	42
3.2.3 Objetivo 3.....	43

3.2.4 Objetivo 4.....	46
4. RESULTADOS Y DISCUSION	47
4.1 Objetivo1. Densidad absoluta de jaguar y horas de actividad	48
4.1.1 Discusión.....	54
4.2 Objetivo2. Abundancia relativa de presas y horas de actividad	60
4.2.1 Discusión.....	67
4.3 Objetivo3. Cacería y conflictos humanos	71
4.3.1 Discusión.....	78
4.4 Objetivo4. Análisis y modelación geográfica	84
4.4.1 Discusión.....	92
4.5 Recomendaciones de conservación.....	96
5. BIBLIOGRAFÍA.....	104
ANEXOS.....	115
Anexo1. Entrevista estructurada para la evaluación de Cacería y Conflictos con Humanos .	116
Anexo2. Formulario de consulta a expertos para análisis multi-criterio	121
Anexo3. Lista de especialistas invitados a participar del análisis multi-criterio	125

ÍNDICE DE CUADROS

<i>Cuadro 1. Modelos estadísticos para la estimación de abundancias por medio de marca-recaptura.</i>	28
<i>Cuadro 2. Elementos a evaluar en las entrevistas y preguntas asociadas.</i>	43
<i>Cuadro 3. Total de cámaras, esfuerzo y área de muestreo.</i>	47
<i>Cuadro 4. Total de fotografías y especies por sitio de estudio.</i>	48
<i>Cuadro 5. Historial por fechas de capturas de jaguar en Las Tablas.</i>	48
<i>Cuadro 6. Modelos de captura-recaptura según criterio, estimación y error estándar.</i>	49
<i>Cuadro 7. Jaguares capturados y Distancia Máxima Recorrida (MDM) por sitio.</i>	49
<i>Cuadro 8. Periodos de actividad del jaguar y presas potenciales.</i>	51
<i>Cuadro 9. Otros estudios realizados y estimación de densidad de jaguares.</i>	57
<i>Cuadro 10. Tasa de captura (100 noches/trampa), riqueza y capturas según orden.</i>	60
<i>Cuadro 11. Cantidad de cazadores según origen.</i>	71
<i>Cuadro 12. Distribución e intensidad de consumo de carne silvestre.</i>	72
<i>Cuadro 13. Tipos de cacería según origen.</i>	73
<i>Cuadro 14. Valoración del análisis de consistencia por variable.</i>	84
<i>Cuadro 15. Área por categoría de hábitat potencial.</i>	86
<i>Cuadro 16. Área potencial bajo los tres escenarios de influencia.</i>	90
<i>Cuadro 17. Área cubierta por áreas protegidas y reservas indígenas.</i>	92

INDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Hipótesis de alteraciones intermedia. Fuente: Stenneck 2005</i>	20
<i>Figura 2. Factores a tomar en cuenta para reducir el impacto de la depredación de ganado por vida silvestre.</i>	25
<i>Figura 3. Relaciones entre los modelos de marcaje-recaptura Fuente: Otis et ál. (1973)</i>	28
<i>Figura 4. Mapa del área de estudio según bosque/no bosque y áreas protegidas del estudio.</i>	31
<i>Figura 5. Reservas indígenas y áreas protegidas del área de estudio.</i>	33
<i>Figura 6. Precipitación de la Región de Talamanca Pacífico y áreas protegidas</i>	34
<i>Figura 7. Mapa de elevación de la Región de Talamanca Pacífico y áreas protegidas</i>	35
<i>Figura 8. Modelo conceptual del estudio, según objetivos, metodología y productos.</i>	36
<i>Figura 9. Área de distribución potencial de jaguar según clases de elevación.</i>	37
<i>Figura 10. Área de distribución potencial de jaguar según pendientes.</i>	37
<i>Figura 11. Ejemplo de distancias y distribución de cámaras y áreas.</i>	39
<i>Figura 12. Ejemplo del arreglo espacial de trampas-cámara y su relación con el área total de muestreo.</i>	41
<i>Figura 13. Distancia potencial de conflictos jaguar-humanos, clasificación por distancia a poblados con respecto al hábitat de mayor potencial.</i>	44
<i>Figura 14. Distribución de poblados, carreteras y cantones para la evaluación de conflictos humano-vida silvestre.</i>	45
<i>Figura 15. Distribución de cámaras y área muestreada en la región de Estudio</i>	47
<i>Figura 16. Distribución de cámaras y área muestreada en la Zona Protectora Las Tablas.</i>	50
<i>Figura 17. Distribución de actividades de jaguar en el día.</i>	51
<i>Figura 19. Índice de similitud de Chao et ál. (2005) de puma y jaguar y las especies de este estudio.</i>	53
<i>Figura 20. Mínimo Polígono Convexo del Ámbito de Hogar.</i>	54
<i>Figura 21. Abundancia Relativa de cada especie por sitio</i>	61
<i>Figura 22. Riqueza y capturas según sitio</i>	61
<i>Figura 23. Abundancia por especie en el Parque Nacional Chirripó</i>	62
<i>Figura 24. Abundancia por especie en el Parque Internacional La Amistad sector Valle del Silencio</i>	62
<i>Figura 25. Abundancia por especie en Fila Pittier</i>	63
<i>Figura 26. Abundancia por especie en el Zona Protectora Las Tablas</i>	63

<i>Figura 27. Abundancia de depredadores, presas y especies dominantes en los tres niveles.</i>	64
<i>Figura 28. Análisis de componentes principales por abundancia y sitios</i>	64
<i>Figura 29. Actividad de todas las especies capturadas por categoría de horario.</i>	65
<i>Figura 30. Distribución de actividades de mamíferos durante ciclos diarios.</i>	66
<i>Figura 31. Índices de sobre posición de actividades de mamíferos.</i>	66
<i>Figura 32. Patrones de actividad por orden taxonómico.</i>	67
<i>Figura 33. Índices de similitud de Chao-Jaccard entre órdenes y la clase Aves.</i>	67
<i>Figura 34. Análisis de correspondencias principales por abundancia y sitios.</i>	72
<i>Figura 35. Análisis de correspondencias entre comunidad e intensidad de cacería</i>	74
<i>Figura 36. Análisis de correspondencias entre Área protegida y especie más consumida.</i>	75
<i>Figura 37. Distribución de poblados según influencia de cacería.</i>	76
<i>Figura 38. Modelo evaluado por Model Builder 2.0 para la evaluación de hábitat.</i>	85
<i>Figura 39. Grillas base de pendiente y elevación categorizadas en rangos.</i>	85
<i>Figura 40. Grillas base de cobertura categorizada en rangos.</i>	86
<i>Figura 41. Modelo final obtenido de sobre-posición por pesos (weighted overlay).</i>	87
<i>Figura 43. Influencia humana potencial, carreteras y poblados de 3 km.</i>	89
<i>Figura 44. Influencia humana potencial, carreteras y poblados de 5 km.</i>	90
<i>Figura 45. Áreas protegidas y reservas indígenas dentro del área de modelación.</i>	91
<i>Figura 46. Hábitat potencial de jaguar según pendiente. (Fuente: Schipper et ál. 2005).</i>	96
<i>Figura 47. Distribución de tipos de hábitat para mamíferos</i>	98
<i>Figura 48. Efecto de la elevación sobre disponibilidad de hábitat potencial (Fuente: Schipper et ál. 2005)</i>	99
<i>Figura 49. Elevación entre 1300 y 2300 msnm, áreas protegidas y poblados.</i>	100

RESUMEN

Talamanca representa una de las áreas de mayor importancia para la conservación de grandes mamíferos, y uno de los más importantes en Mesoamérica. La presente tesis tuvo como objetivo principal: Contribuir al conocimiento ecológico sobre el jaguar y sus presas e identificar los conflictos entre estas especies y comunidades aledañas en la región de Talamanca, y dar pautas para la conservación de la vida silvestre en la región y como objetivos específicos: 1) Estimar la densidad absoluta y distribución de jaguares por zonas de vida y su abundancia relativa según otras características importantes de hábitat como pendiente, cobertura, cercanía de cuerpos de agua, y factores humanos en la región de Talamanca; 2) Estimar las abundancias relativas y distribución de presas por zonas de vida y otras características de hábitat como pendiente, cobertura, cercanía de cuerpos de agua, y factores humanos en la región de Talamanca, 3) Estimar los patrones de actividad del jaguar y sus presas y la relación entre estos; 4) Determinar los conflictos humano-vida silvestre y la problemática social relacionada con la conservación de vida silvestre en la región, especialmente los conflictos relacionados con el jaguar y sus presas y la cacería de la región; y 5) Modelar el hábitat y distribución potencial del jaguar, así como las amenazas y las problemáticas de conservación asociadas a estas especies. Se realizó una evaluación de densidad y abundancia relativa de las especies en cuestión por medio de trampas cámara en un gradiente altitudinal en la región pacífico. A su vez, se evaluaron las dimensiones humanas de la conservación de vida silvestre por medio de entrevistas estructuradas a lo largo de la región y por último se modeló el hábitat potencial por medio de un análisis multi-criterio y una sobre-posición por pesos. Se obtuvo una densidad de 5.42 ± 2.30 jaguares / 100 km² para uno de los tres pisos elevacionales evaluados. Se analizaron a su vez los patrones de actividad del jaguar y se realizaron inferencias sobre su relación simpátrica con el puma, y relaciones depredador-presa. Se encontró a su vez una relación significativa entre la distribución de especies presas con respecto a variables como elevación y pendiente, y se estimó la distribución de estas relaciones con respecto a la región en términos de riqueza y abundancia. Se determinaron también las principales características humanas de la región en temas de conservación, encontrando relaciones entre origen cultural y variables como tipo de cacería, intensidad y distribución de estas, a la vez que se observó un alto grado de disconformidad con las áreas protegidas, y se determinaron zonas críticas para ejecutar acciones de conservación. Por último, se evaluó el hábitat potencial del jaguar para todo el ACLA-P y se determinó que el hábitat remanente de alta calidad está distribuido variegadamente en el paisaje, y existen algunas zonas críticas para restauración, a la vez que se rescata la importancia de áreas protegidas y reservas indígenas como hábitats permanentes dentro del paisaje. Se recomienda una zonificación con fines de conservación, utilizando criterios de diversidad, abundancia y potencialidad, para la región entera, así como acciones prioritarias para asegurar el mantenimiento de las poblaciones de mamíferos en la zona.

ABSTRACT

Talamanca represents one the most important areas for big mammal conservation in Costa Rica and in Mesoamerica. The present thesis has as main objective: to contribute to the ecological knowledge of jaguar and prey and the identification of conflicts between these species and local communities in Talamanca, and to provide guidelines for wildlife conservation in the region; and as specific objectives: 1) To estimate absolute densities and jaguar distribution by life zones and its relative abundance according to other characteristics as slope, elevation, natural cover, and human factors in Talamanca region; 2) To estimate relative abundances and distribution of prey species by life zones, slope, natural cover and human factors in Talamanca region; 3) To estimate the activity patterns of jaguar and its prey and the relationship among them; 4) To determine the wildlife-human conflicts and the social problematic related with wildlife conservation in the region specially the conflicts related with jaguar, prey and hunting in the region; and 5) To model potential habitat, potential distribution, threats and conservation problems associated with these species. We evaluated the absolute densities and relative abundances of species using camera-trapping on an elevation gradient in the pacific slope of Talamanca. Also, we evaluated the human dimensions of conservation using structured surveys across the entire region and finally we modeled jaguar potential habitat using a multi-criteria analysis and weighted overlay of variables using GIS. A 5.42 ± 2.30 jaguars / 100 km^2 density was estimated for one of the four elevation gradients. Also, the activity patterns of jaguar and prey were analyzed and sympatric relationships and predator-prey inferences were proposed. A significant relationship was found among the distribution of prey species and environmental variables such as slope and elevation, and species distribution through the region was estimated according to abundance and diversity parameters. The main human-conservation characteristics were also determined, finding strong relations among cultural origin and variables like hunting intensity and distribution, also protected areas discomfort was found and critical areas for conservation were identified. Jaguar potential habitat was modeled for the entire Conservation Area (ACLA-P), and high quality remnants were found distributed in a variegated way across the region with critical restoration areas, highlighting the potential role of protected areas and indigenous territories as remnant habitats for jaguar in the area. Recommendations about conservation zones using diversity, abundance, and potentiality criteria were made, together with priority actions in order to secure the maintenance of mammal populations in this important area.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Generalidades

La conservación de grandes carnívoros en un mundo que se encuentra en un proceso de conversión a sistemas humanos intervenidos, es una de los retos más importantes que enfrenta la humanidad (Redford 2005). Por este motivo, es necesaria la investigación de estas especies de forma permanente, y en especial la estimación de parámetros poblacionales básicos como densidad y abundancia, los cuales son condicionantes para que las estrategias de conservación sean aplicables y efectivas (Aranda 1990). Estas estrategias se consideran de suma urgencia principalmente desde dos perspectivas: en primer lugar por los roles y servicios ecológicos que estos grandes carnívoros prestan en el mantenimiento de la biodiversidad, y en segundo lugar por el valor intrínseco como componente de la diversidad (Redford 2005). A su vez, se ha evidenciado que son importantes indicadores de la productividad de los ecosistemas, son vulnerables a la alteración y explotación de los hábitats, algunos autores mencionan también que proveen una protección tipo sombrilla para otras especies (Lucherini *et ál.* 2004, Steneck 2005) y tienen a su vez un complejo histórico de relaciones con los humanos y poseen una concisa preocupación en la política conservacionista actual (Clark *et ál.* 1996, Almeida 2000).

En Costa Rica como indica Rodríguez et ál. (2002) la conservación e investigación de mamíferos, aún es incipiente y debe de consolidarse, sobre todo tomando en cuenta el crecimiento poblacional esperado.

A pesar de que el país cuenta con la mayor investigación de la región, aun son pocos los esfuerzos realizados por conocer el estado de las poblaciones de mamíferos, y la de generar estrategias de conservación para estos. Por este motivo, Rodríguez et ál. (2002) afirman que la conservación de los mamíferos en Costa Rica depende del fortalecimiento de las áreas protegidas ya existentes, del desarrollo de conocimiento biológico en el campo de la mastozoología y del control efectivo de la cacería.

La región de Talamanca, por su parte, se distingue en el país por su alto nivel de endemismo, a la vez que representa la mayor cobertura boscosa del país, y cuenta con la menor información, desde colectas hasta cantidad de estudios realizados (Rodríguez et ál. 2002), por lo que la generación de

información ecológica en la zona es uno de las necesidades prioritarias para la conservación de esta importante eco región (WWF 2007).

1.2 Planteamiento del problema

La conservación de fauna en paisajes fragmentados representa uno de los grandes retos en la actualidad para la biología de la conservación, principalmente debido a la complejidad de las relaciones, procesos y cualidades ecológicas de estas especies.

En general, la conservación de la biodiversidad ha sido tradicionalmente un enfoque al mantenimiento y creación de áreas protegidas, las cuales no representan la mayoría de los paisajes, ecosistemas, comunidades, especies y genotipos naturales en los bosques tropicales (Scott et ál. 1993, Powell et ál. 2000, Putz et ál. 2001). Sin embargo, actualmente existe una tendencia a pensar mas allá de las fronteras de los parques y dar valores a los agro paisajes, sobre todo a sistemas que incluyen la cobertura arbórea como componente primordial, lo cual puede brindar servicios como la conservación de la biodiversidad (Harvey y Taber 1999).

A su vez, aunado a la problemática de la pérdida de hábitat por destrucción, el impacto de las actividades humanas reduce la viabilidad de las poblaciones de fauna, debido principalmente a actividades insostenibles de cacería entre otros factores asociados. Por otra parte la problemática creciente en cuanto a las disyuntivas entre conservación y producción, principalmente a nivel de vida silvestre, donde esta no es considerada un beneficio para los habitantes locales (Almeida 2000, Naughton-Treves y Salafsky 2004), por lo que desde el inicio ya existen diferencias y trabas para unir estos dos campos.

En este mismo sentido, el cambio del uso del suelo es una de las variables determinantes para la conservación de la biodiversidad, tanto como aporte como amenaza; es claro que en los trópicos estos cambios son radicales y generalmente de forma brusca y repentina, cambiando la cobertura boscosa por monocultivos estacionales y pastizales (Turner 1996), lo cual reduce de forma fundamental la conectividad del paisaje, y crea una matriz de parches en la mayoría de las ocasiones no conectados entre si estructuralmente (Forman y Godron 1981, Correa do Carmo et ál. 2001, Bennet 2004).

En esta matriz, se dificulta aún más las acciones de conservación, a la vez que se fragmenta cada vez más el paisaje causando una separación mayor de las poblaciones de mamíferos grandes, y la misma fragmentación tiene impactos fuertes como la pérdida de las especies mismas en los parches, cambios en la composición de las comunidades y, cambios en los

procesos ecológicos que los involucren (Bennet 2004). Por otra parte, Terborgh (1992) menciona que las actividades humanas adyacentes pero fuera de los fragmentos de bosque, especialmente los pequeños, pueden concluir en una aceleración mayor de la pérdida de especies que la operación misma de los procesos biológicos internos. Turner (1996) menciona los posibles mecanismos de extinción de especies debido a la fragmentación, entre ellos: disturbios relacionados con la deforestación, restricciones al tamaño poblacional, prevención o reducción de la inmigración, efectos de borde, efectos de orden superior e inmigración de exóticas. Por su parte, Terborgh (1992) enumera los efectos potenciales directos de la fragmentación sobre las especies como son las pérdidas determinísticas, pérdidas por depresión endogámica, pérdidas por factores estocásticos e intrusión de bordes, donde a su vez enfatiza en el primer factor, el cual puede afectar directamente al jaguar.

Actualmente se hace creciente la necesidad de priorizar acciones de conservación con el fin de que estas intenten cubrir la mayor cantidad de intereses y la mayor porción posible de la diversidad biológica. Como afirma Monjeau (1999) dentro de los vertebrados, los homeotermos son los que mayores espacios demandan para mantener constante su medio interno en un ambiente cambiante y a su vez dentro de estos, los mamíferos tienen áreas de acción mayores a otros vertebrados lo que los convierte en herramientas ideales para priorizar las necesidades de conservación de una región o país, ya que las áreas capaces de conservar mamíferos podrían asumirse que son, por su extensión, también capaces de conservar a especies de menores requerimientos de área. Y no solo por su extensión, si no que su abundancia y papel ecológico es de vital importancia en el mantenimiento de la biota en general, desde herbívoros dispersores y depredadores hasta carnívoros depredadores, en un control de “arriba hacia abajo” de las relaciones y cadenas tróficas en ecosistemas naturales (Miller y Rabinowitz 2002). Esta importancia dentro de los ecosistemas naturales es muy clara y se conoce de forma extendida su papel en las cadenas tróficas, a la vez que representan especies sombrillas y especies bandera, ya que su conservación representa la conservación de un vasto número de especies además de ellos (Emmons et ál. 1989).

Aunado a la problemática mencionada anteriormente, el conocimiento de especies importantes de niveles altos en las cadenas tróficas, como jaguares y pumas, aun es restringido y se hacen necesarias aunque sea las estimaciones básicas poblacionales, así como la descripción

de las problemáticas que más les afectan, como cacería o problemas de depredación de animales domésticos.

1.3 Justificación

El presente trabajo de tesis intentará dar respuesta a interrogantes sobre el estado poblacional y aspectos relacionados con los jaguares que habitan en la región de Talamanca, y los factores sociales y ecológicos relacionados con este depredador en la región. La pérdida de hábitat, la cacería para consumo y por depredación de animales domésticos, la cacería de presas, entre otros, son los factores que están afectando al jaguar actualmente (McNab y Polisar 2002). Debido a estas problemáticas, se ha sugerido en los planes de conservación que las poblaciones de jaguar se encuentran en estado de peligro, y por ende se hacen necesarias acciones en torno a todos los aspectos relacionados del jaguar, dentro de los cuales se mencionan actividades de censo, investigación y manejo de los factores limitantes, e investigaciones y acciones en torno a la cacería (Nowell and Jackson 1996, Matamoros et ál. 1997). En este sentido, la necesidad de estimar poblaciones de esta especie en zonas de importancia para la conservación, como es el caso de Talamanca, es una de las necesidades más importantes en el contexto de la conservación de los trópicos, más aun abrigados en el concepto de especie sombrilla, especie bandera, especie indicadora y especie focal, donde el jaguar encaja en cada una de ellas, y por ende es una de las herramientas más poderosas con que cuenta la biología de la conservación para emprender acciones más aplicadas (Miller y Rabinowitz 2002).

Así, la conservación del jaguar implica un mayor énfasis en el conocimiento de su ecología, no solo para su conservación *per se*, sino para la conservación de ecosistemas críticos en los cuales el jaguar cumple un papel importante y de los cuales es muy representativo (Miller y Rabinowitz 2002). Rodríguez et ál. (2002) afirman que el caso del jaguar es el más crítico de los grandes mamíferos y podría llegar a ser una especie extinta si las tendencias actuales de cacería (incluyendo la cacería de sus presas) y la pérdida de hábitat fuera de áreas protegidas continúan (Sáenz y Carrillo 2002, Vaughan y Temple 2002).

Según Taber et ál. (2002) la conservación del jaguar en el nuevo milenio se puede definir en tres prioridades, cada una con acciones a realizar, y dentro de estas acciones cabe resaltar en la prioridad I, la “investigación de las restricciones a escala de paisaje para la conservación de jaguar”, dentro de la prioridad II, la “investigación e instrumentación de proyectos piloto para abordar los conflictos entre el jaguar y el ser humano” y “ el desarrollo e instrumentación de proyectos piloto

sobre técnicas de monitoreo de jaguares, sus presas y las unidades de conservación del jaguar”, todas consideradas en el diseño de la presente investigación, y por la que se justifican necesarias este tipo de investigaciones para la conservación de la biota.

Por otra parte, además de justificarse por los anteriores planteamientos, Robinson y Redford (1986) afirman que la estimación de densidades poblacionales de diferentes especies es una meta central del estudio de la ecología animal, además, Eisenberg (1980) afirma que no solo la masa corporal y la posición trófica de las especies es el determinante de la densidad de las poblaciones de una especie, sino que estas parecen variar según el hábitat, y el área biogeográfica (Peters y Raelson 1984). Por ende, el presente estudio toma en cuenta estas variaciones para realizar estimaciones más precisas.

Como se indicó anteriormente, el presente trabajo brindará no solo densidades puntuales en el tiempo de los jaguares y sus presas, sino que intentará sentar las bases para el monitoreo a largo plazo de jaguares y presas, en la región de Talamanca (Costa Rica y Panamá), iniciativa liderada por *The Nature Conservancy*. Por ende, la presente investigación intentará estimar las poblaciones de jaguar en Talamanca, así como relaciones de este con otros grandes depredadores y sus presas en general, e incorporando el factor socio-cultural como eje fundamental del análisis.

1.4 Objetivos del estudio

1.4.1 Objetivo general

Contribuir al conocimiento ecológico sobre el jaguar y sus presas e identificar los conflictos entre estas especies y comunidades aledañas en la región de Talamanca, y dar pautas para la conservación de la vida silvestre en la región

1.4.2 Objetivos específicos

Estimar la densidad absoluta y distribución de jaguares por zonas de vida y su abundancia relativa según otras características importantes de hábitat como pendiente, cobertura, y factores humanos en la región de Talamanca.

Estimar las abundancias relativas y distribución de presas por zonas de vida y otras características de hábitat como pendiente, cobertura, y factores humanos en la región de Talamanca.

Estimar los patrones de actividad del jaguar y sus presas y la relación entre estos.

Determinar los conflictos humano-vida silvestre y la problemática social relacionada con la conservación de vida silvestre en la región, especialmente los conflictos relacionados con el jaguar y sus presas y la cacería de la región.

Modelar el hábitat y distribución potencial del jaguar, así como las amenazas y las problemáticas de conservación asociadas a esta especie.

1.5 Hipótesis del estudio

H1. Existen efectos de los pisos altitudinales y las características de la zona sobre las densidades absolutas de jaguar.

H2. Existe una relación entre la abundancia relativa de presas y la densidad absoluta de jaguar en el área de estudio.

H3. Existen efectos de las características de hábitat sobre las abundancias relativas de presas y sus patrones diarios de actividad.

H4. Los patrones de actividad del jaguar coinciden con los patrones de las especies de presas más abundantes en cada zona.

H5. La distribución de especies, así como sus densidades absolutas y abundancias relativas, están relacionadas con las percepciones de las poblaciones humanas locales, así como la frecuencia y magnitud de la cacería y otros conflictos relacionados.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1 Generalidades

La conservación de mamíferos representa un reto para un sector de la ciencia actual, esta conservación se refiere principalmente a la mitigación de los efectos producidos por el hombre sobre poblaciones naturales (Emmons 1999). A su vez, los mamíferos son uno de los grupos de mayor complejidad dentro de los bosques tropicales, y a su vez representan uno de los grupos más importantes en el flujo de energía y la dinámica en general de estos ecosistemas, aunado a la gran diversidad de hábitats que estos ocupan (Wikramanayake et ál. 1998), por lo que su extinción de un ecosistema es una preocupación ecológica grave, y a pesar de que estos representan una baja proporción del número total de especies para la mayoría de ecosistemas, su valor se muestra en las complejas interacciones y en la diversidad de requerimientos ecológicos que existen a lo largo del grupo (Sokolov 1994).

Actualmente como indican Weber y Rabinowitz (1996) las amenazas contra la diversidad, especialmente contra los carnívoros, son un problema global y las especies más emblemáticas y representativas, en las que incluyen al jaguar, se enfrentan a procesos de extinción en cortos y medianos plazos. La importancia, o preocupación, de estas tendencia surge de preguntas acerca de la pérdida de las especies como tal, así como de las consecuencias que esto pueda tener para la biodiversidad en general (Redford 2005). Una gran cantidad de estudios se han realizado en torno a este aspecto, sin embargo, aún no se cuenta con el conocimiento necesario para dar una respuesta concreta sobre este tema (Stenneck 2005).

Algunos trabajos han tratado con este cuestionamiento, y se han planteado modelos que aun cuentan con validez científica (Figura1) y pueden dar luces en la resolución del interrogante (Stenneck 2005).

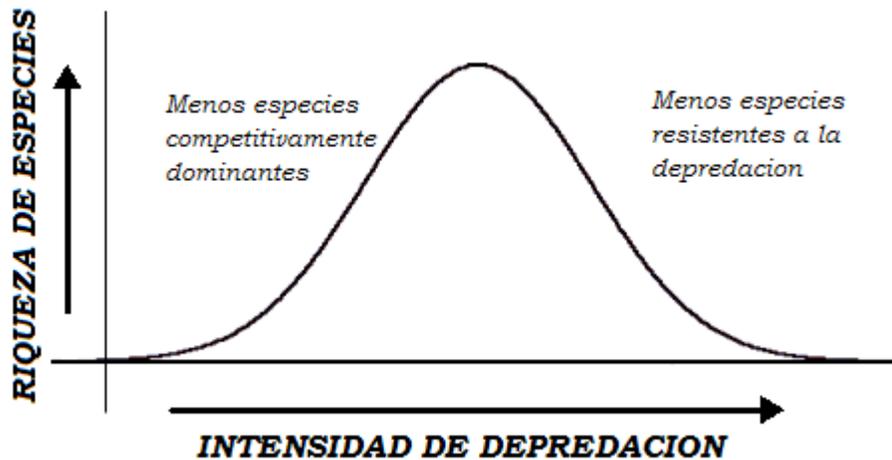


Figura 1. Hipótesis de alteraciones intermedia. Fuente: Stenneck 2005

A su vez, existen otro sin número de hipótesis relacionadas con la función específica de los carnívoros en los ecosistemas; la más aceptada actualmente es referida como fuerzas de *top-down control* (control arriba-abajo), la cual ha sido probada en sistemas acuáticos (Brewer et ál. 1997), y Terborgh (1992) la propone como un importante régimen en los trópicos (Brewer et ál. 1997). Bajo este supuesto, Stenneck (2005) afirma que la pérdida de grandes depredadores puede alterar los ecosistemas a todos los niveles tróficos, y en especial aquellos sistemas con un tipo de control arriba-abajo, los cuales pasarán a tener un control *bottom-up* (Abajo-arriba) lo que afectaría las funciones naturales de estos sistemas.

Terborgh (1992) afirma que la pérdida de grandes depredadores, como jaguares y pumas, debido a cacería y fragmentación, puede resultar en mayores abundancias de medianos y grandes mamíferos depredadores de semillas, que como resultado puede reducir las poblaciones de especies arbóreas de semillas grandes. Sin embargo la investigación en torno al tema continua, y las relaciones entre conservación de biodiversidad y grandes depredadores aun es un tema por investigar pero donde se han probado relaciones positivas importantes (Ray et ál. 2005).

2.1.1 Jaguar

El jaguar (*Panthera onca*) se encuentra en el apéndice I de CITES, y es actualmente reconocido como especie Casi Amenazada por la UICN (Cat Specialists Group, 2002). Es el felino más grande de América, con un peso record de 157 k y un largo de 1,12 m a 1,85 m (Seymour 1989). Sin embargo existe una gran variación a lo largo de su ámbito de distribución; según afirma Emmons (1999) el jaguar de lugares abiertos es más grande en promedio que el jaguar de bosques húmedos, donde en la zona del Pantanal en Brasil se han reportado los individuos más grandes (Crawshaw y

Quigley 1991). Originalmente el jaguar se distribuía desde el sur de los Estados Unidos hasta el norte de la Patagonia (Guggisberg 1975; Brown 1983), sin embargo en la actualidad está extinto o en peligro en varias áreas de su distribución original (Arra 1974, Brown 1983, Hoogesteijn et ál. 1986, Koford 1991) como Uruguay y Estados Unidos (Emmons 1999). En Suramérica el jaguar ocupa en la actualidad el 62% de su distribución original y en el 36% de estas áreas sus poblaciones están disminuidas o en peligro (Swank y Teer 1989, Perovic y Herran 1998).

Según Seymour (1989) esta especie, dada su amplia distribución, es tolerante a una gran variedad de condiciones ambientales, y es más comúnmente hallada en áreas con considerable cobertura arbórea, disponibilidad de agua y presas suficientes.

Existen estimaciones confiables de aspectos ecológicos del jaguar a lo largo de su distribución, Sanderson et ál. (2002) mencionan que aún no se ha elaborado un chequeo general del estatus del jaguar, donde se usen las escalas y la información adecuada para su conservación. Sunquist (2002) por su parte, afirma que los estudios ecológicos sobre jaguar son bastante recientes, y no tan numerosos como los estudios realizados sobre otros aspectos, e informa que existen patrones entre los resultados, donde además de que todos coinciden en los periodos cortos de estos, todos coinciden en que el humano es el causante de la mayoría de los problemas de estas poblaciones, y que aún falta mucha información, pues existe cierta falta de confiabilidad en los datos de varios aspectos de su ecología.

Sin embargo, dentro de la información generada, por ejemplo en Brasil, se estimaron densidades de un individuo cada 12.5 a 25 km², y que existen diferencias entre los ámbitos de machos y hembras (una hembra varía entre 25 y 38 km² y un macho más de 90 km²) donde las hembras se traslapan, y los machos incluyen a todas estas en los suyos (Schaller y Crawshaw 1980). En Belice se estimó que de 25 a 30 jaguares están representados en cerca de 250 km², y que existían diferencia también entre machos y hembras (machos de 28 a 40 km² con un promedio de 33.4 km², y las hembras de 10 a 11 km² (Rabinowitz y Nottingham, 1986). A su vez, estimaciones de éstos ámbitos varían de 2 a 5 km² en México (Leopold, 1959 en Seymour 1989) hasta 90 km² en Brasil (Doughty y Myers 1971, Seymour 1989) y 100 km² (Koford, 1991). Sin embargo, aún existen vacíos importantes de información en cuanto a las poblaciones de montaña del jaguar y según Sanderson et ál. (2002) se hace prioritario para zonas de desconocimiento del estado de la especie, realizar evaluaciones básicas de las poblaciones del jaguar; a su vez, aún no es clara la distribución altitudinal de la especie y la mayoría de las investigaciones realizadas a la fecha son en tierras bajas. Vaughan (1983) afirma la presencia de la especie a los 3820 msnm en Costa Rica, sin embargo este dato no es confirmado

(Vaughan com pers 2005¹) y falta información sobre las poblaciones en estos tipos de hábitat. Se esperaría una variación en este gradiente, ya que como afirman Shepeld y Kelt (1999), existen diferencias en cuanto a las comunidades de mamíferos en gradientes altitudinales, y en zonas templadas los carnívoros son más ricos a niveles medios (1500 msnm).

En cuanto a su dieta, se han realizado varios estudios a lo largo de su ámbito de distribución, los cuales varían significativamente, y con lo cual se han reportado más de 85 especies de presas (Seymour 1989).

Los estudios más representativos se han realizado en Belice (Rabinowitz y Nottingham 1986), Brasil (Crawshaw 1995, Quigley y Crawshaw 1992), México (Aranda 1990), y otros en Costa Rica (Chinchilla 1994), Peru (Emmons 1987), Paraguay (Taber et ál. 1997) y Venezuela (Hoogestein et ál. 1996).

Entre la dieta preferida se mencionan especies como pecaries (*Tayassu tajacu* y *Tayassu pecari*), capibaras (*Hydrochaeris* sp.), tepescuintlez (*Agouti paca*), guatuzas (*Dasyprocta* sp.), armadillos (*Dasypus* sp.), caimanes (*Caiman* sp.) y tortugas (*Podocnemis* sp.), entre otras presas ocasionales (Emmons 1987, Hoogesteijn et ál. 1996, Rabinowitz y Nottingham 1986) y en algunas ocasiones, grandes cantidades de herbáceas y pastos (Rabinowitz 1986). Se consideran depredadores oportunistas, y sus dietas varían de acuerdo a la densidad de presas, y la facilidad de captura de estas (Emmons 1987, Rabinowitz y Nottingham 1986) e incluso los patrones de movimiento y dispersión están relacionados con esta disponibilidad (Rabinowitz 1986).

2.1.2 Dieta y Simpatricidad de grandes depredadores

Descripciones acerca de la partición de recursos (tiempo, espacio, alimentos) entre especies simpátricas, pueden ser usadas para determinar los factores que dirigen la coexistencia de especies y a su vez a qué nivel o dónde existe la competencia (Konecny 1989). Algunos autores han discutido acerca de lo aleatorio o no aleatorio de la coexistencia de especies (Connor y Simberloff 1984, Gilpen y Diamond 1984). Históricamente se han probado correlaciones positivas entre tamaño corporal y tamaño de presa y entre tamaño corporal y coexistencia (Rosenzweig 1966, Konecny 1989), y mas recientemente partición de presas (Jaksic et ál. 1981, Sunquist et ál. 1989) y uso de hábitat diferencial (Sidensticker 1976, Schaller y Crawshaw 1980). Emmons (1987) afirma que por ejemplo entre el

¹ Vaughan, C. Dsistribucion altitudinal de Jaguares. INCOMVIS. UNA.

jaguar y el puma, existen diferencias entre el uso de hábitat con respecto a cuerpos de agua, muy similar a los datos reportados por Schaller y Crawshaw (1980) en el Pantanal.

La coexistencia de dos especies, en este caso depredadores, representa uno de los factores determinantes en los parámetros poblacionales de algunas especies, y es de vital importancia conocer estas interacciones para determinar acciones de conservación o manejo de las especies.

El jaguar y el puma son conocidos por ser simpátricos a lo largo de toda su área de distribución (Farrel et ál. 2000), sin embargo se cree que no existen interacciones directas, y en general tratan de evadirse (Emmons 1987, Rabinowitz 1986, Rabinowitz y Nottingham 1986, Schaller y Crawshaw 1980), lo cual no es necesariamente cierto para el jaguar y el ocelote (Emmons 1987).

A pesar de que no cuentan con bastante investigación en este aspecto (Farrel et ál. 2000), un número de estudios indican que para evitar competencia, el puma tomará una amplia variedad de tamaños de presas y más especies pequeñas que el jaguar (Rabinowitz y Nottingham 1986, Iriarte et ál. 1990), sin embargo, a pesar de que pueda existir esta separación, y que el jaguar tiende a tomar presas grandes (Jaksic et ál. 1981), en bosques en donde las presas son pequeñas, escasas y por ende sus encuentros son impredecibles, los jaguares toman lo que encuentran generalmente en proporción a su disponibilidad (Emmons 1987). Por ejemplo, en Venezuela, se ha probado que tanto jaguares como pumas se alimentan de presas medianas y grandes sin preferencia por alguna (Farrell et ál. 2000). Esta tendencia tiene implicaciones importantes para la conservación de estas especies, debido a que la presión de cacería puede tener efectos importantes sobre su coexistencia al afectarse las disponibilidades de una amplia variedad de presas.

2.1.3 Conflictos Humanos-Vida Silvestre

2.1.3.1 Cacería de vida silvestre

La cacería de especies silvestres es una práctica que ha estado ligada a las actividades humanas desde tiempos remotos, y que a su vez ha cambiado en relación a la evolución cultural de la misma (UICN 1996). Existen diferentes tipos de cacería, de tipo comercial y de subsistencia, y estas representan un aspecto importante de los medios de vida de la gente rural a través de centro y sur América (Redford y Robinson 1991, Bodmer et ál. 1994). La cacería representa además una actividad de impactos directos y profundos en poblaciones silvestres y efectos indirectos sobre los ecosistemas (Redford 1992). En estudios realizados en la Amazonia Peruana se pudo comprobar que el aporte de los mamíferos medianos y grandes, o aquellos de valor cinegético, fue del 55 al 78% de la biomasa total del ecosistema en zonas sin cacería y con bajos niveles de esta (Peres 2000). Se ha probado,

como en Panamá, que la cacería esta relacionada directamente con la sobrevivencia de semillas y el reclutamiento de plántulas de algunas especies (Wright et ál. 2000), lo que potencialmente tiene un impacto considerable sobre las poblaciones y dinámica de estos ecosistemas.

La cacería indiscriminada y su impacto difiere entre zonas. Para el neotrópico existen estimaciones de aproximadamente 60 millones de animales por año (Redford 1992). Algunas otras investigaciones, sin embargo, afirman que las estimaciones conservadoras para la amazonia Brasileña por ejemplo, se acercan a los 23,5 millones de vertebrados (Peres 2000).

Esta cacería, ya sea para consumo o mercado (Bennet y Robinson 2000), tiene diferentes impactos, donde según Dirzo y Miranda (1990) en los Tuxtlas, México, tanto los principales depredadores como herbívoros de mediano y gran tamaño fueron eliminados; sin embargo, en otros lugares donde el comercio de pieles ha sido erradicado, y por ende la presión de cacería sobre los gatos manchados grandes eliminada (Swank y Teer 1989), las poblaciones han mostrado resultados en cuanto a su recuperación (Brewer et ál. 1997). A su vez, Holmern et ál. (2004) mencionan que el apropiado conocimiento de cómo los factores económicos y biológicos dan forma a los patrones de cacería, es esencial para que las poblaciones locales den un vuelco a actividades más amigables con los parques.

2.1.3.2 Otros conflictos

Los conflictos humanos-vida silvestre han existido por décadas aunque de forma cambiante a lo largo del tiempo, factores como el aumento de la escasez de tierras, las prohibiciones de cacería y los daños a la propiedad inducidos por la vida silvestre pueden crear una hostilidad a nivel local acerca de la vida silvestre y las áreas protegidas (Holmern et ál. 2004). Algunos autores afirman que por haber perdido su comportamiento anti-depredador, los animales domésticos son más fácilmente perseguidos y atacados por depredadores que presas silvestres de similares tamaños (Jackson y Nowell 1996, Nowell y Jackson 1996).

Es por esto que animales como el jaguar y el puma son considerados depredadores importantes de animales domésticos, y un problema para las poblaciones rurales (Rau y Jiménez 2002, Rabinowitz 1986, Crawshaw 1995, Lopes 2004). Se considera que poseen una gran elasticidad de comportamiento, para adaptarse a variadas condiciones ambientales a lo largo de su distribución (Rabinowitz y Nottingham, 1986) y por ende son especies oportunistas, por utilizar una amplia variedad de presas silvestres (Rabinowitz y Nottingham 1986, Emmons 1987, Chinchilla 1997, Taber et ál. 1997), y este factor está determinado por la dinámica y abundancia de estas presas en el medio (Emmons 1987, Rabinowitz y Nottingham 1986). Este factor de abundancia o disponibilidad de

presas, denota patrones de comportamiento entre las poblaciones de forma diferenciada, existiendo jaguares individuales que han sido evidenciados como de preferencia por el ganado domestico (Mondolfi y Hoogestein 1986). Sin embargo, existen factores que pueden influir en el desarrollo de estas preferencias o patrones, entre otros se han documentado la presencia de cicatrices viejas de heridas a mano humana sobre el depredador (Rabinowitz 1986), o animales débiles heridos o con carencia de dentición (Jackson y Nowell 1996). A su vez, se ha evidenciado que la mayoría de ataques son realizados por machos adultos o sub-adultos, los cuales pueden depredar ganado como comportamiento de aprendizaje (Crawshaw y Quigley 1984).

Algunas propuestas han sido desarrolladas para evitar el problema, desde artículos tecnológicos (Sáenz y Carrillo 2002) hasta propuestas de manejo de hatos y animales domésticos en general (Hoogestein sf.). Lopes (2004) propone un modelo de interacciones necesarias para reducir el conflicto de la depredación realizada por jaguares y pumas (Figura2).

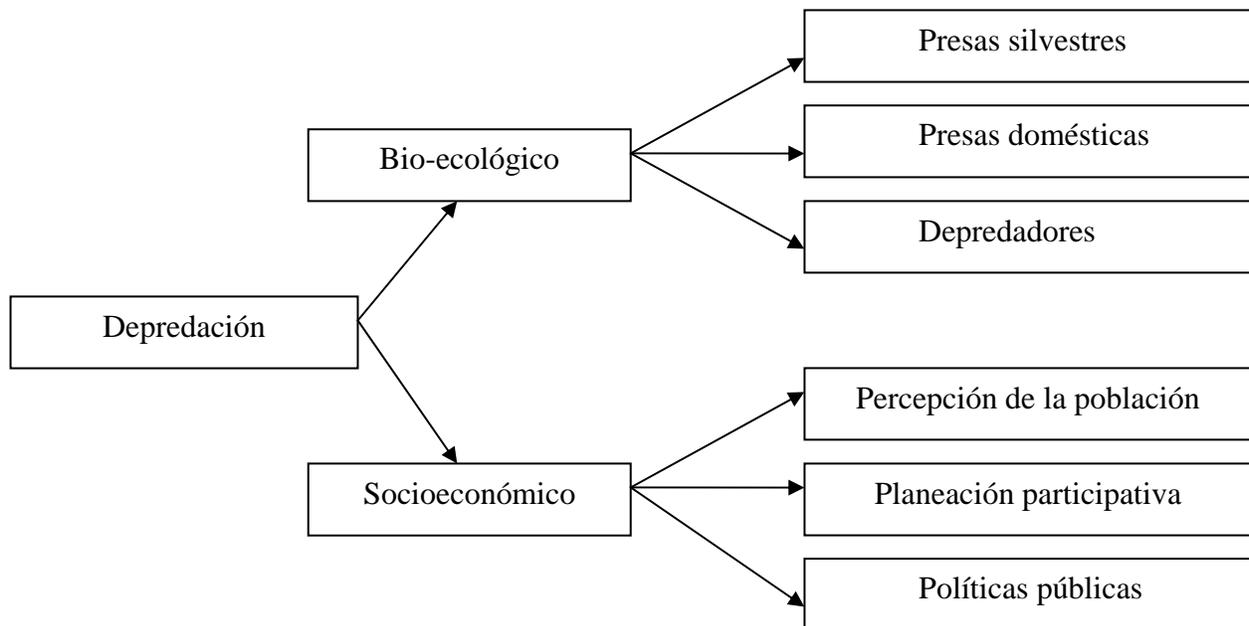


Figura 2. Factores a tomar en cuenta para reducir el impacto de la depredación de ganado por vida silvestre.

Por otra parte, Polisar et ál.(2003) definen once estrategias a seguir para mitigar el problema, las cuales incluyen: proteger todas las presas silvestres principales evitando la cacería, evitar la cosecha comercial de las principales especies, evitar la entrada del ganado al bosque, concentrar la reproducción de ganado vía inseminación artificial, localizar las pasturas de maternidad distante de lugares que los animales puedan gustar, explorar las cercas eléctricas, mover los becerros de zonas

con alta depredación y colocar individuos viejos, llevar un registro de todas las pérdidas y sus causas, y no eliminar todos los bosques, entre otras propuestas. Sin embargo, en la mayoría de los casos estas recomendaciones aun se mantienen en formulación y prueba con el fin de minimizar el impacto de doble vía de esta problemática.

2.1.4 Marcaje y Re-captura

El marcaje y re-captura como metodología es una de las que más éxito ha tenido en la estimación de poblaciones naturales (Otis et ál. 1978) y consiste en marcar M animales de la población en estudio de los que se recapturan (por captura real u observación) un total de I' . A partir de estos dos valores es posible calcular el coeficiente de detectabilidad/capturabilidad el cual es,

$$K = \frac{I'}{M}$$

el cual puede aplicarse al cálculo de

$$N = \frac{I}{K}$$

donde,

N = es el tamaño real de la población

I = es el número de individuos observados/capturados

K = capturabilidad/detectabilidad

El método asume como supuesto que todos los individuos son igualmente capturables, que las marcas no se pierden y que, tras el marcado, los animales no rehuyen a la recaptura, es decir que no se afecta su probabilidad de captura (Otis et ál. 1978). A su vez el método puede ser de dos tipos, para poblaciones cerradas, es decir aquellas poblaciones que no cambian en el tiempo del estudio (no hay nacimientos, muertes, ni migraciones), o poblaciones abiertas, las cuales pueden cambiar por eventos demográficos normales (Patton 1992).

Para la estimación de los parámetros, los datos de captura y recaptura son muestras, lo que impone un tratamiento probabilístico de los datos para derivar estimaciones correctas y los procedimientos inferenciales. Estos modelos son denominados estocásticos (Otis et ál. 1978).

La estimación entonces del número de individuos se basa en el índice de Lincoln, la cual es (Patton 1992):

$$\frac{M}{N} = \frac{m}{n}$$

donde,

M= número de animales marcados en el primer periodo de marcaje.

m= número de animales marcados recapturados en el segundo periodo de muestreo.

n= número de animales capturados en el segundo periodo de captura.

N= estimación de la población.

Es decir (Telleria 1986):

$$N = \frac{M * n}{m}$$

A su vez es posible calcular los límites de confianza para N a partir de,

$$SE = N \sqrt{\frac{(N - M)(N - m)}{Mn(N - 1)}}$$

donde SE= error estándar (Patton 1992).

Según Telleria (1986), la estimación más precisa esta relacionada con la selección del modelo más ajustado al estudio de marcaje y las características de esta, así como la probabilidad de captura de los individuos. Los modelos planteados para esto se resumen en la heterogeneidad de la probabilidad de la captura (Cuadro1).

Cuadro 1. Modelos estadísticos para la estimación de abundancias por medio de marca-recaptura.

Modelo	Descripción
<i>M₀</i>	Las probabilidades de captura son constantes
<i>M_t</i>	Las probabilidades de captura varían con el tiempo
<i>M_b</i>	Las probabilidades de captura varían según las respuesta del comportamiento a la captura
<i>M_h</i>	Las probabilidades de captura varían según individuo
<i>M_{tb}</i>	Las probabilidades de captura varían en el tiempo y por la respuesta de comportamiento de los individuos
<i>M_{th}</i>	Las probabilidades de captura varían en el tiempo y por las diferencias entre individuos
<i>M_{bh}</i>	Las probabilidades de captura varían según el individuo y la respuesta de comportamiento de los individuos
<i>M_{tbh}</i>	Las probabilidades de captura varían según la respuesta de comportamiento a la captura, el tiempo, y el individuo.

Fuente: Otis et ál. (1978), White et ál. (1974)

A su vez, Otis et ál. (1978) mencionan que la selección del modelo no es simple y de hecho no existe una teoría estadística óptima o rigurosa para esta selección. La escogencia del modelo está en función de la relación entre uno u otro (Figura 3), donde estas relaciones son aquellas en las cuales un modelo es un caso especial del otro.

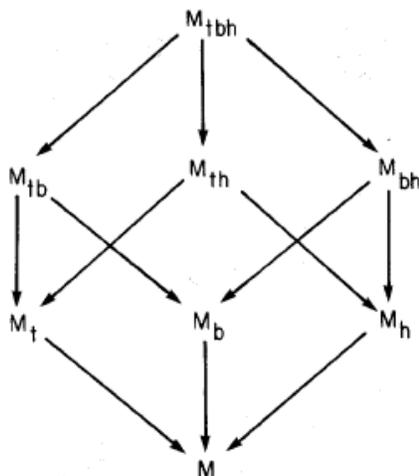


Figura 3. Relaciones entre los modelos de marcaje-recaptura Fuente: Otis et ál. (1973)

*Las flechas indican que un modelo es caso especial inmediato del otro.

También Burnham et ál. (1995) afirman que la selección del modelo apropiado es el elemento más crítico en el éxito de un estudio de marcaje-recaptura, y esta selección debe tomar en cuenta tanto las fuentes de variación, como la interacción entre los modelos, y describen un nuevo método a partir de la selección de un modelo de parsimonia.

La evolución de los métodos y la base estadística de los análisis de marcaje y recaptura han avanzado mucho en años recientes (Schwarz y Seber 1999), existiendo avances desde los supuestos básicos y su comprobación hasta la selección de modelos y nuevas formas de análisis de los mismos, así como diseño de los muestreos (Burnham et ál. 1995, Cormack 1992, Nichols 1992, Corn y Conroy 1998, Nichols et ál. 1992, Manning et ál. 1995, Alho 1990, Brownie 1987). En general estos avances se deben a desarrollos recientes de tecnologías estadísticas y a la amplitud de metodologías y estudios que utilizan este sistema para la evaluación de abundancias animales (Schwarz y Seber 1999)

2.1.5 Trampas-Cámara

El uso de trampas cámaras para la estimación de abundancias y densidades es una actividad relativamente reciente, la cual fue formulada y ha tenido una mayor aplicación en tigres asiáticos (Karanth 1995, Karanth y Nichols 1998, Karanth y Nichols 2002). Sin embargo su uso para fotografiar vida silvestre tiene más de 100 años (Sanderson 2005). El uso de este método parte de los supuestos y métodos planteados para investigaciones de marcaje y re-captura, con supuestos de poblaciones cerradas (Otis et ál. 1978), y se aplica por medio de trampas-cámara en la medida en que la especie de interés pueda ser identificada a nivel de individuos a partir de fotografías (Silver et ál. 2004). Es por esto, que esta metodología ha podido ser aplicada en especies con patrones diferenciables de coloración del pelaje, como tigres, jaguares y animales moteados en general, que permiten la identificación de individuos a partir de sus patrones bilaterales de manchas (Karanth y Nichols 1998, Silver et ál. 2004, Maffei et ál. 2004). Sin embargo, el uso de este tipo de trampas también permite la estimación de índices de abundancia relativa de aquellas especies que no pueden ser identificadas individualmente (Sanderson 2005, Maffei et ál. 2002)

Hasta el momento, la aplicación de este método ha resultado económicamente eficiente, y también beneficioso desde el punto de vista de tiempo-efectividad (Maffei et ál. 2002), su aplicación ha sido relativamente extendida en años recientes, y más aún para estimar poblaciones de jaguar (Maffei et ál. 2004). A su vez, esta metodología ha sido planteada para la estimación de índices de abundancia relativa de otros mamíferos raros, crípticos o con bajas densidades poblacionales (Karanth et ál. 2004), debido a que es una técnica no invasiva que no implica riesgos tanto para los animales como para el investigador (Maffei et ál. 2002) y disminuye el sesgo y los problemas de capturabilidad de estas especies. Sin embargo, aún falta mayor cantidad de estudios para la validación

total de la metodología, y aún no se cuentan con las herramientas estadísticas específicas para su uso con jaguares (Schipper com. pers. 2005²)

² Schipper, J. 2005. Uso de trampas cámara para estimación de poblaciones de jaguar. CATIE-UIdaho.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio abarca la Región de Talamanca del Centro-Sur de Costa Rica, cerca de la frontera de Panamá y sobre la vertiente del pacífico. Se ordena entre cuatro provincias, Cartago, Limón, Puntarenas y San José. Se ubica entre los 8° 40' y 9° 52' latitud norte y 82° 42' y 84° 03' longitud oeste. El sistema montañoso en esta área es el más extenso del país, con 320 km de longitud, la extensión total del área representa 631.782 ha aproximadamente (Figura 4). La región de estudio se ubica dentro del Área de Conservación La Amistad Pacifico (ACLA-P), la cual pertenece al Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Costa Rica (SINAC), y es una de las más representativas en cuanto a la cobertura natural que alberga y el nivel de protección de la misma (28,9% o 182.793 ha). El 44% del área total protegida está bajo la categoría de manejo de parque nacional, 41,4% reserva forestal, 14,5% zona protectora, el 0,02% refugio nacional de vida silvestre privado y 0.05% corresponde a humedales (Mora Carpio 2000).

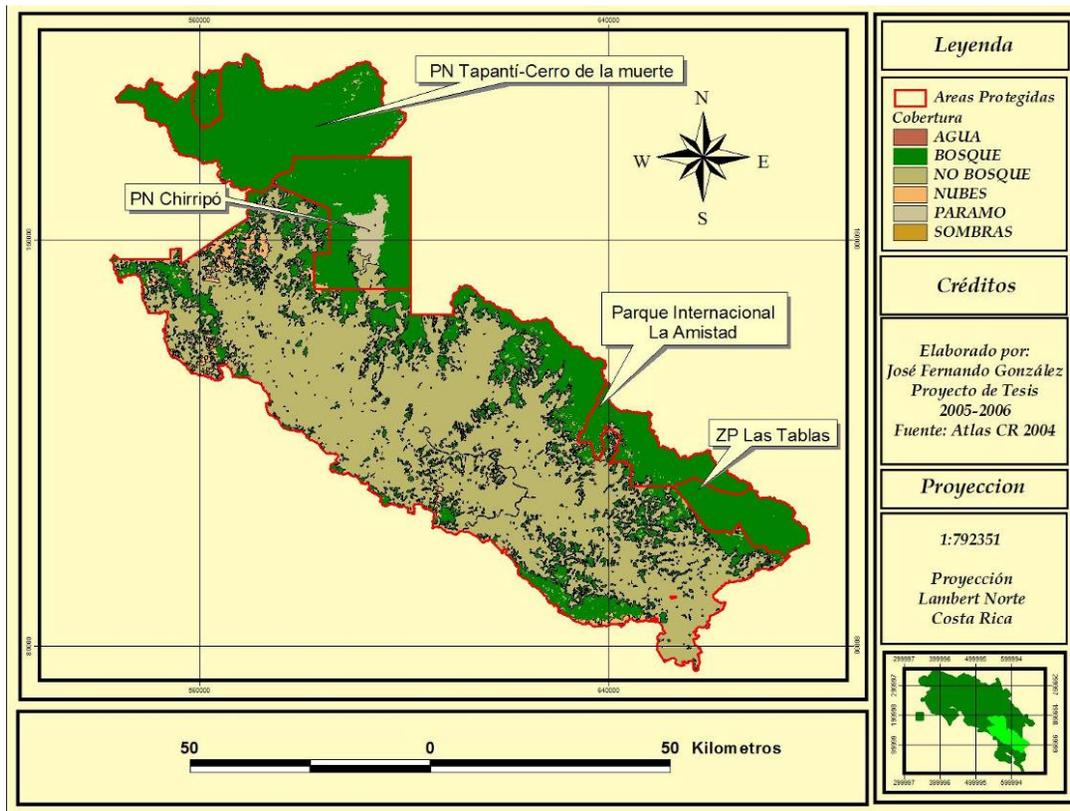


Figura 4. Mapa del área de estudio según bosque/no bosque y áreas protegidas del estudio.

La Cordillera es de origen Vulcano-plutónico y sedimentos marinos antiguos y forma el eje vertebral de Costa Rica; de allí, con una longitud de 320 km, se estableció el puente ístmico entre la parte sur de Centroamérica y Suramérica (Bergoeing 1998). Geológicamente, está constituida por materiales provenientes de los períodos terciario y cuaternario (Castillo 1984). De las nueve grandes clases geológicas que se presentan, cuatro clases corresponden a rocas originadas por magmatismo (rocas volcánicas y plutónicas) con presencia de ignimbritas e intrusivos, y cinco clases representan rocas de origen sedimentario del Terciario (Oligoceno, Mioceno y Plioceno) y Cuaternario (Pleistoceno) (INBio 2005).

En los años 1982 y 1983, el área recibió el título de Reserva de la Biosfera la Amistad (6.126 km²) y Sitio de Patrimonio Natural Mundial de la Humanidad respectivamente, por la UNESCO (Kappelle 1996). A su vez, el área de estudio incluye un Área de Endemismo de Aves (Harcourt et ál. 1996) y es considerado un punto caliente (*Hot spot*) de biodiversidad de Mesoamérica (Myers et ál. 2000, Mittermeier et ál. 2005).

Por otra parte, el componente indígena es de gran importancia en el área, donde existen actualmente siete reservas indígenas: Chirripó y Ujarrás del Grupo Étnico Cabécar; Boruca y Térraba del grupo étnico Brunca; Salitre y Cabagra del grupo étnico Bri-bri; y la RI Guaymí-Coto Brus del grupo étnico Guaymí. En total las siete reservas cubren 221.586 ha (Mora Carpio 2000), lo cual representa aproximadamente el 35,7% del total del área (Figura 5).

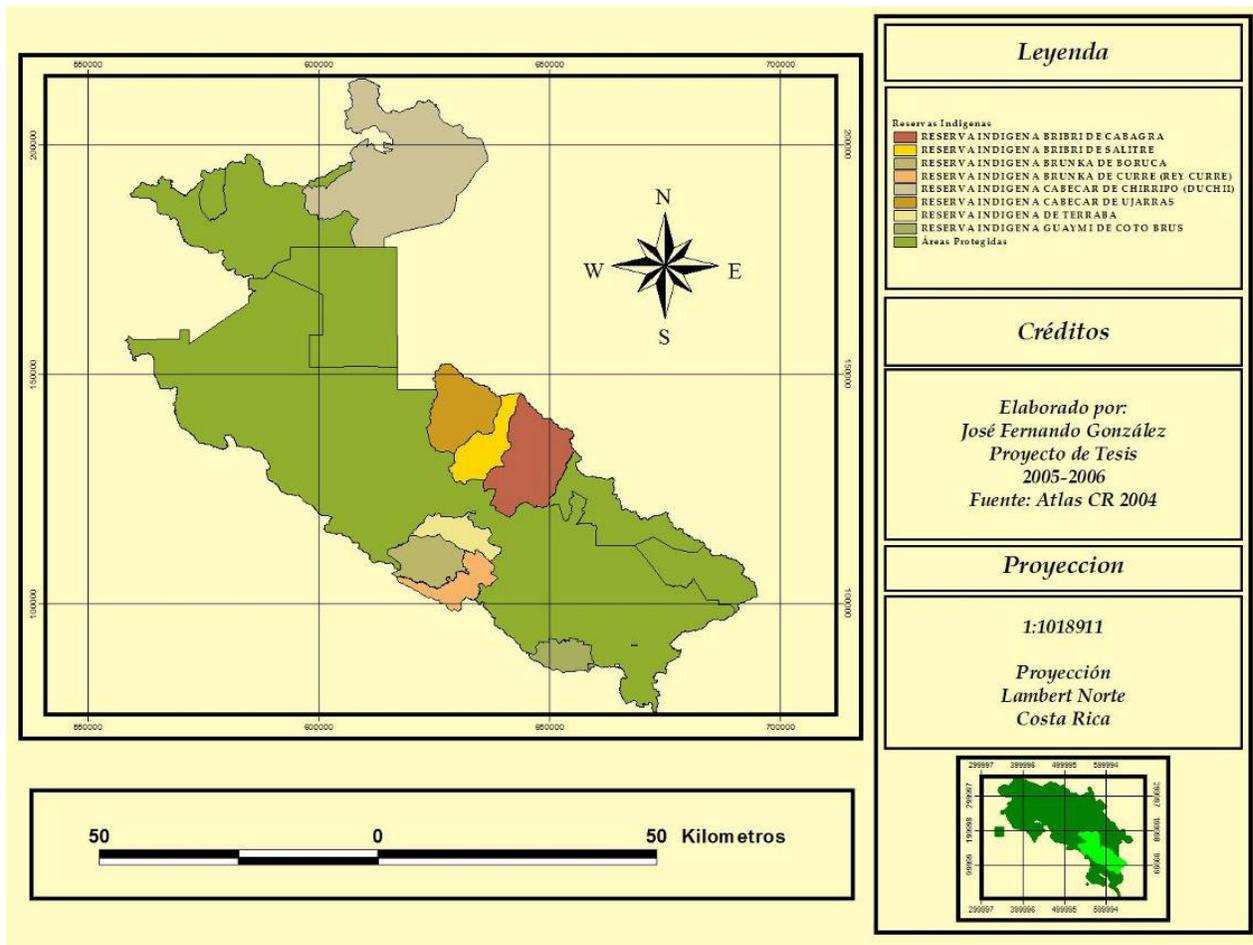


Figura 5. Reservas indígenas y áreas protegidas del área de estudio.

La precipitación promedio oscila en un rango de 2.000 a 5.000 mm anuales, generalmente comprendidos entre una estación lluviosa de finales de abril y/o principios de mayo hasta finales de octubre y/o inicios de noviembre, y una seca de noviembre/diciembre a marzo/abril (Mora Carpio 2000). La zona presenta temperaturas promedios anuales de 25 °C en las partes bajas de la cuenca media del Río Grande de Térraba y de 5 °C en las partes altas de la Cordillera de Talamanca, como en el Cerro Chirripó. La humedad relativa fluctúa entre el 70 y 90% durante casi todo el año (Figura 6).

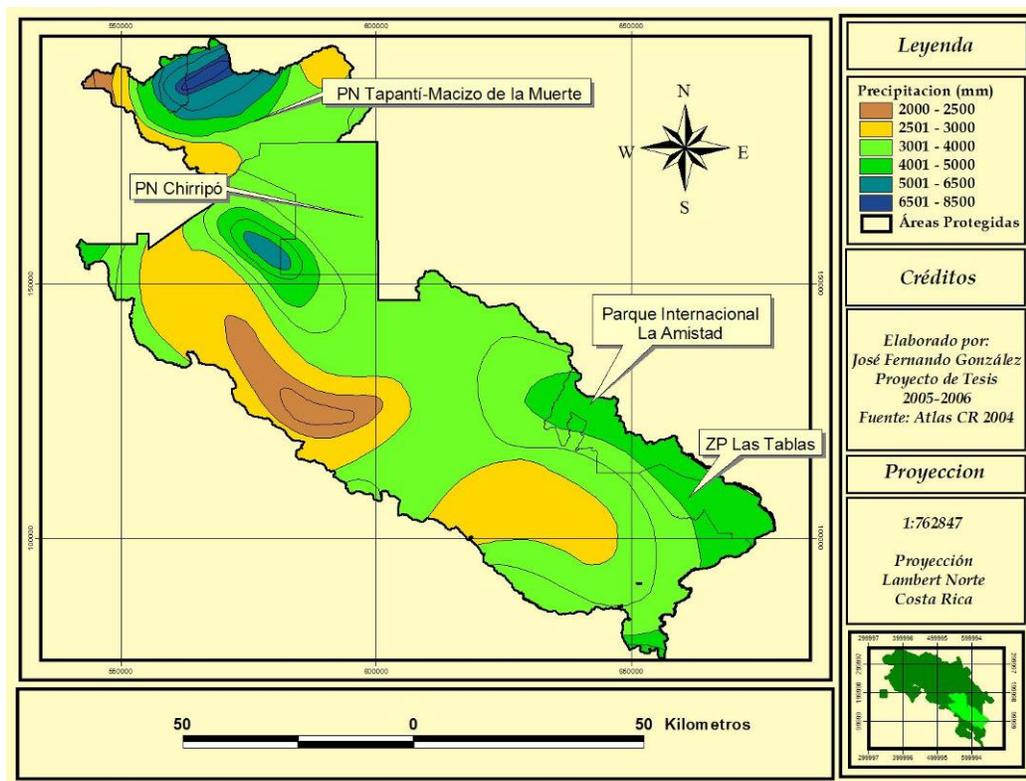


Figura 6. Precipitación de la Región de Talamanca Pacífico y áreas protegidas

Según Herrera y Gómez (1993) el área presenta seis pisos altitudinales (Figura 7) que corresponden con un similar número de provincias térmicas: piso basal de 0 a 500 m de altitud (tierras bajas) con una temperatura media anual tropical de 24 a 28 °C; piso pre-montano de 500 a 1.200 m de altitud con una temperatura media anual subtropical de 20 a 24 °C; piso montano-bajo de 1.200 a 2.100 m de altitud con una temperatura media anual templada de 15 a 20 °C; piso montano-alto de 2.100 a 3.100 m de altitud con una temperatura media anual templada de 10 a 15 °C; piso subalpino de 3.100 a 3.300 m de altitud con una temperatura media anual templada de 9 a 10 °C; y, piso alpino de 3.300 a 3.819 m de altitud con una temperatura media anual templada de 6 a 9 °C.

En cuanto a suelos, se distinguen tres órdenes para la región. Estos suelos son: entisoles en las partes altas del Parque Nacional Chirripó, en la cima del Cerro Kámuk y sobre la vertiente norte de la Fila Costeña al sur de la carretera Paso Real – San Vito; inceptisoles sobre todo en la zona occidental del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte cerca de Cartago, en la región de San Vito, y al noroeste de Palmar Norte, y ultisoles en el resto de ACLAP (ITCR 2000).

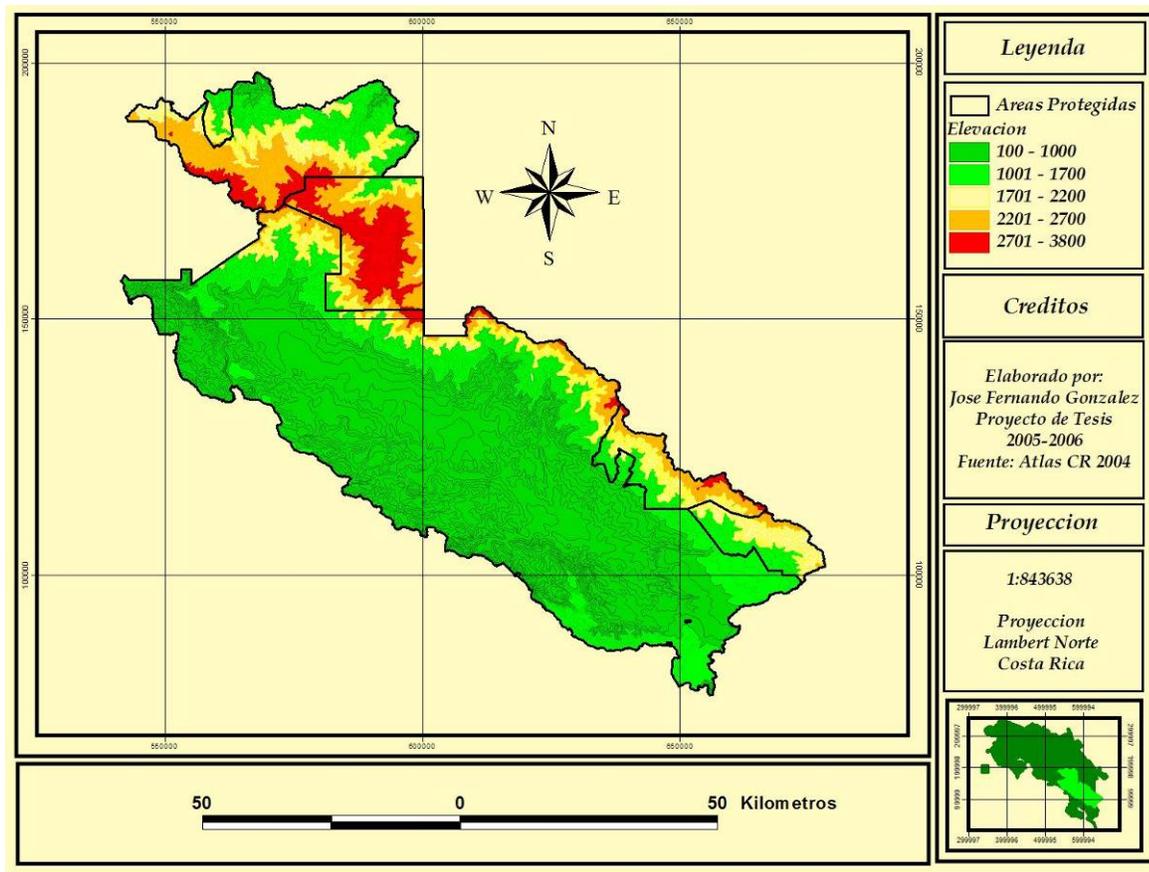


Figura 7. Mapa de elevación de la Región de Talamanca Pacífico y áreas protegidas

Dentro de esta región, se seleccionaron cuatro sitios de muestreo los cuales son: Parque Nacional Chirripó; Parque Internacional La Amistad (el muestreo se realizó en el sector Altamira, específicamente en el Valle del Silencio, a 13,5 km de la estación del parque); Sector Fila Pittier y Zona Protectora Las Tablas.

3.2 Metodología

La metodología estuvo compuesta por tres componentes principales: ecológico, social y de modelación (Figura 8). Estos componentes se utilizaron como insumos para obtener, como producto final, una serie de recomendaciones de conservación y un panorama del estado de conservación del jaguar y sus presas en la región.

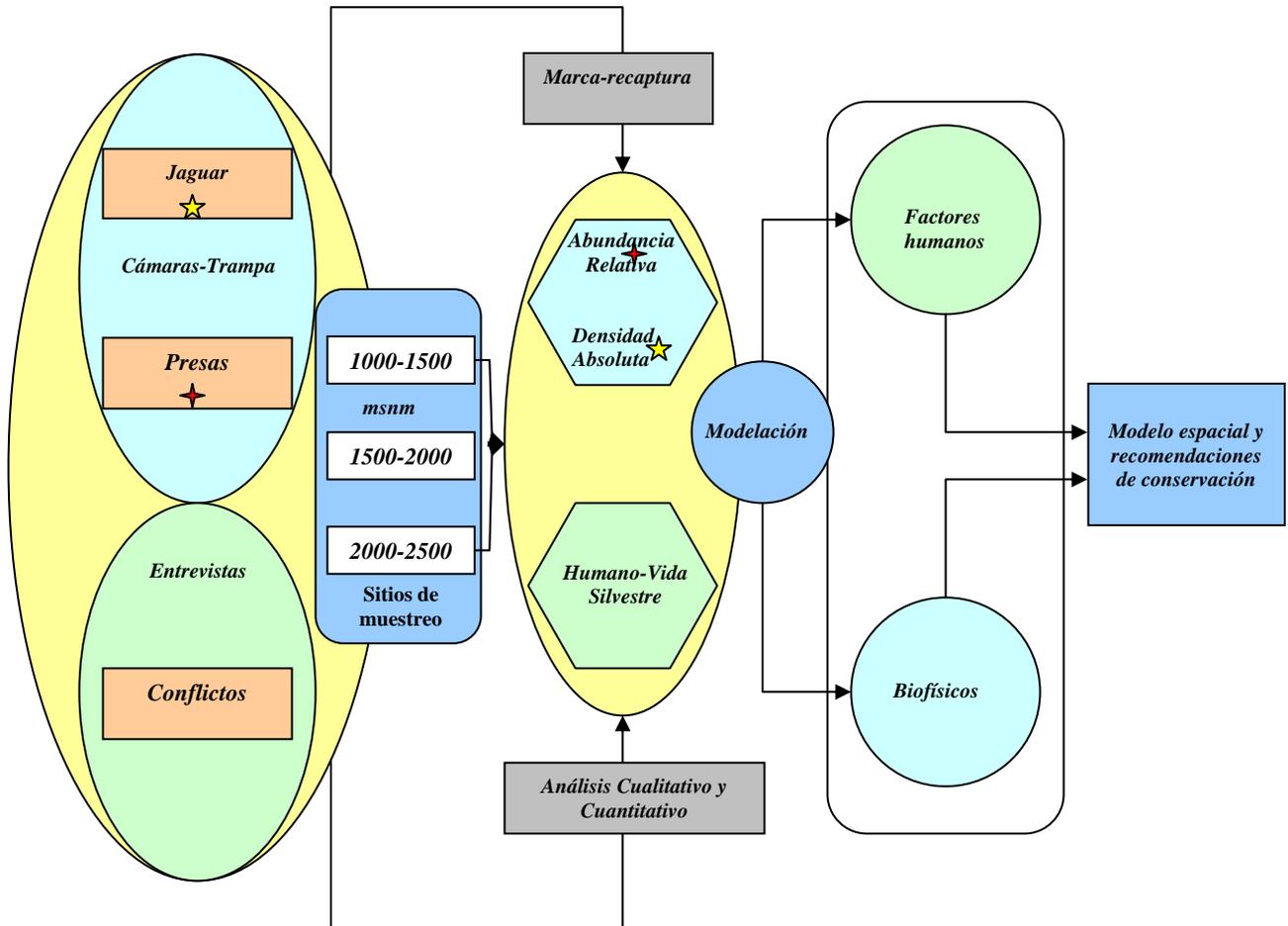


Figura 8. Modelo conceptual del estudio, según objetivos, metodología y productos.

El estudio se llevó a cabo a lo largo de la región de Talamanca Pacífico, y se ubica dentro de un contexto más amplio tratando de dar respuestas a cuestionamientos regionales, donde este se incluirá en el proceso de conservación a largo plazo establecido por algunas organizaciones. Para esto se tomaron tres tratamientos, los cuales están definidos por pisos altitudinales, incluyendo los niveles 1000-1500 msnm, 1500-2000 msnm y 2000-3500 msnm. El muestreo se llevó a cabo en tres áreas principales sobre la vertiente del pacífico, estas áreas están distribuidas a lo largo de la

cordillera, y se escogieron con base en mapas de disponibilidad de hábitat potencial para el jaguar realizados por Schipper et ál. (2005) por elevaciones (Figura9) y pendientes (Figura10).

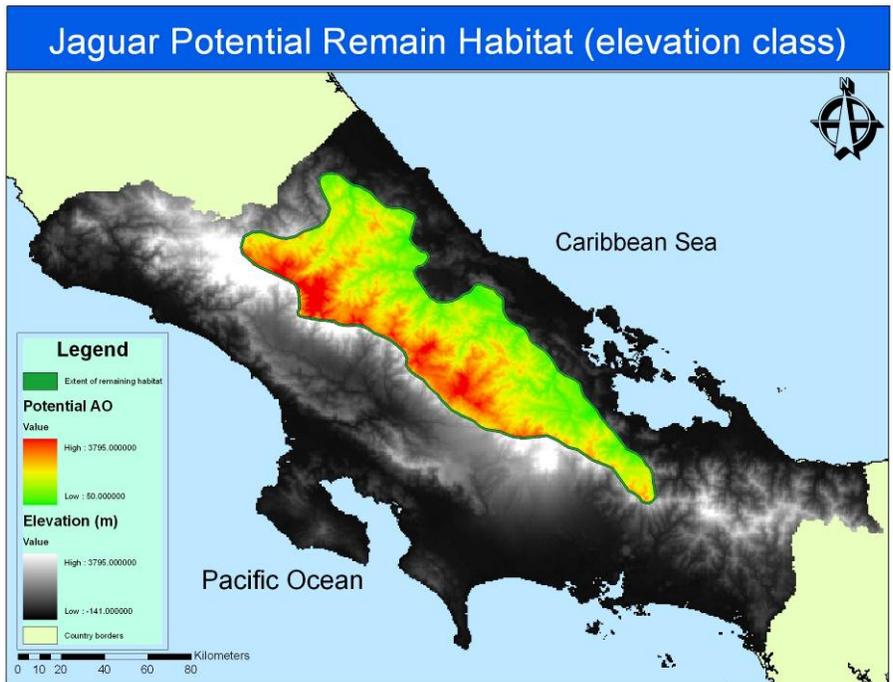


Figura 9. Área de distribución potencial de jaguar según clases de elevación.

Fuente: Schipper et ál. 2005

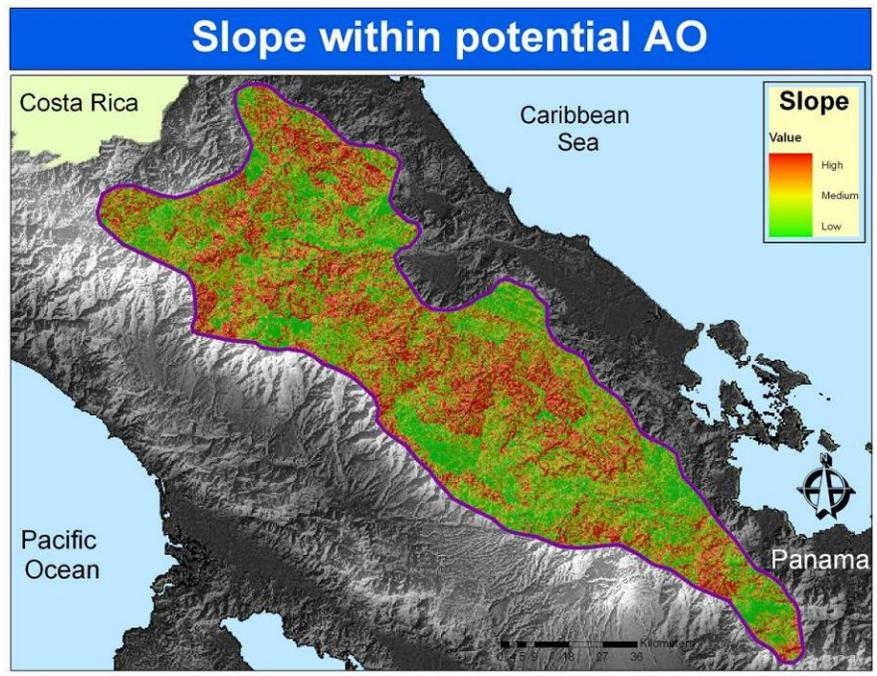


Figura 10. Área de distribución potencial de jaguar según pendientes.

Fuente: Schipper et ál. 2005

3.2.1 Objetivo 1

Densidad absoluta de jaguar y horas de actividad

La estimación de densidades absolutas por medio de trampas-cámara (*PTC Technologies, Photoscout*) utilizadas originalmente para tigres en Asia (Karanth 1995, Karanth y Nichols 1998, Karanth y Nichols 2002) se realiza a partir de la estimación de estadísticas de marcaje y recaptura (Otis et ál. 1978). Este procedimiento se basa en la captura de individuos de la especie de interés, el marcaje de éstos, y posteriores episodios de muestreo, para estimar las recapturas de los mismos y la proporción de individuos y la captura de individuos no marcados en el episodio anterior. En el caso de jaguares, esta estimación se realiza por medio de la identificación de individuos discretos a partir de sus patrones únicos de manchas (Maffei et ál. 2004).

La estimación de parámetros poblacionales bajo este método parte del supuesto de poblaciones cerradas, tanto geográficamente como temporalmente, es decir poblaciones que no cambian (natalidad, mortalidad, migración) en el periodo de tiempo de muestreo (Kendall 1999), y en donde los individuos pueden ser identificados entre si, por lo que pueden ser contabilizados como unidades discretas, y para los cuales se puede elaborar un historial de captura a lo largo del periodo de muestreo (Silver 2004). A partir de los historiales, se calculan probabilidades de capturas para cada individuo, y de allí se calcula la cantidad de animales en un área definida (Karanth y Nichols 1998).

Por ende las unidades muestréales pueden ser definidas por episodios de captura, que en el caso de las cámaras se pueden determinar a partir de la fecha y hora de captura (fotografía) donde se pueden dividir los episodios o eventos discretos de muestreo (Silver 2004) por días o bloques de días, y la captura de un individuo dentro de cada evento de muestreo representa una unidad independiente de otros episodios de captura.

Diseño del muestreo

En cada sitio de muestreo seleccionado se realizó un muestreo de dos meses, esta duración de muestreo se eligió con el fin de cumplir el supuesto de ser una población cerrada (Maffei et ál. 2004, Otis et ál. 1978). Se localizó un conjunto de 20 cámaras en 10 puntos de muestro, ubicando dos cámaras por punto, con el fin de fotografiar ambos lados del animal, y poder identificarlo de otros individuos (Maffei et ál. 2004). Cada episodio de captura se tomó como un periodo continuo de muestreo de 24 horas, definiendo así unidades discretas de tiempo.

El arreglo espacial de las cámaras esta dado en razón de maximizar la captura de individuos, ya que entre mayor sea la cantidad de jaguares fotografiados, mayor será la precisión de la estimación (Silver 2004), y además de procurar no tener espacios vacíos u “hoyos” entre las cámaras, donde dé cabida a un individuo y por ende su probabilidad de captura sea igual a cero (Silver et ál. 2004).

La estimación más conservadora (pequeña) del ámbito de hogar del jaguar es de 10 km², en un bosque tropical de Belice, CA (Rabinowitz y Nottingham 1986). Por ende, para el presente estudio, con el fin de cumplir con el supuesto de que ningún individuo tiene cero probabilidad de ser capturado, los puntos de cámaras estuvieron separados entre sí por una distancia lineal de aproximadamente 1-2 km (Figura 11). Este cálculo fue realizado a partir de la estimación del radio de este ámbito de hogar, lo cual correspondería a ± 1 km por cámara, donde para el establecimiento de cada cámara se buscará en primer lugar un árbol o tronco apropiado para asegurar las cámaras, así como rastros de la especie, senderos, trillos o caminos existentes, los cuales han sido probados como muy utilizados por la especie y que maximizan la probabilidad de captura (Maffei et ál. 2004), así como otros factores a tomar en cuenta como estacionalidad, tipo de hábitat entre otros mencionados por Silver (2004).

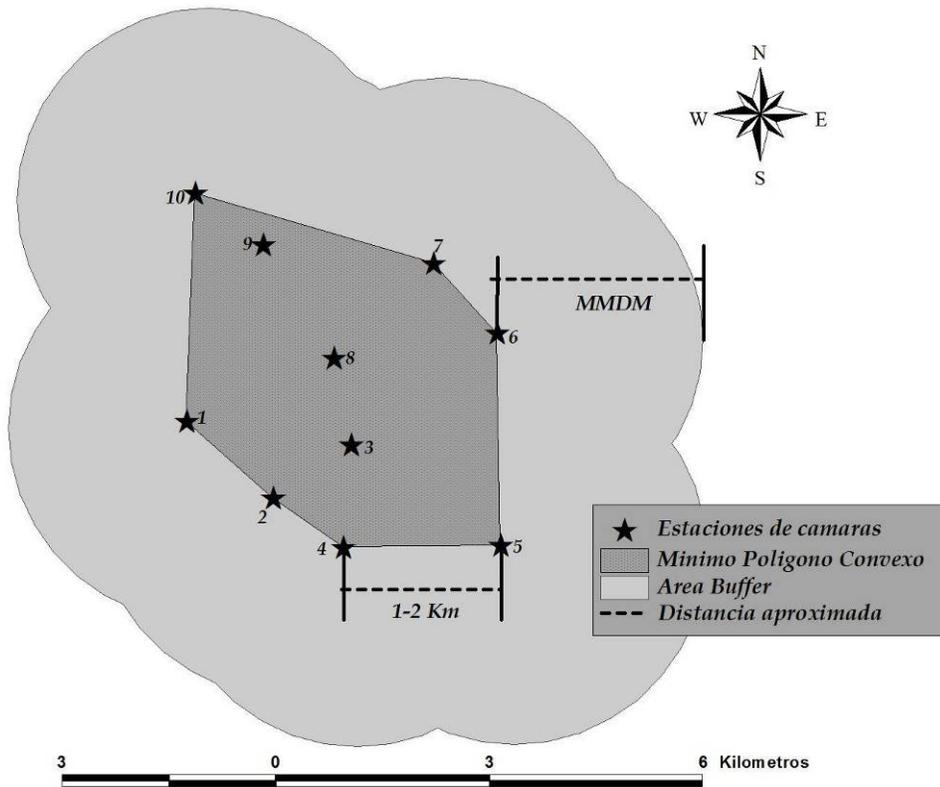


Figura 11. Ejemplo de distancias y distribución de cámaras y áreas.

Análisis Estadístico

Se desarrollaron historiales de captura para cada individuo, donde el animal i tiene t entradas, donde t representa el número de eventos de captura. Cada entrada, definida como X_{it} , asume el valor de 0 si el animal no fue fotografiado en ese evento de captura (periodos de 24 horas) o 1 si fue fotografiado (Karanth y Nichols 1998). Estas matrices son referidas como matrices X y de ellas se estimaron las abundancias. La matriz X se analizó por medio del programa CAPTURE (Rextad y Burnham 1992) y MARK (Cooch y White 2005) para estimar la abundancia de individuos.

CAPTURE calcula estimaciones de abundancia bajo siete modelos que difieren según la fuente de variación en la probabilidad de captura. Estas fuentes son: heterogeneidad individual, respuesta de comportamiento y tiempo, así como diferentes combinaciones de las anteriores (Karanth y Nichols 1998). A su vez, el software calcula bondades de ajuste y estadísticas entre modelos dando información acerca de la selección del modelo más apropiado (Karanth y Nichols 1998). Según Rextad y Burnham (1991) CAPTURE incluye un algoritmo de selección que usa una función discriminante que provee de criterios objetivos para escoger el mejor modelo según la naturaleza de los datos.

Para la estimación de la densidad, esta se define como,

$$D = \frac{N}{A}$$

donde,

N = abundancia de individuos

A = área en que los animales se encuentran (Maffei et ál. 2004).

Sin embargo, el cálculo del área debe tener en cuenta una franja externa, la cual se deriva de que los animales capturados en las trampas-cámara no se distribuyen con el límite de las mismas. Para calcular este buffer se utilizaron las máximas distancias recorridas por cada individuo, es decir, para los individuos recapturados se midió la distancia máxima entre las estaciones donde fueron capturados; con estos datos se obtuvo el promedio de las máximas distancias recorridas (*Mean Maximum Distance Moved-MMDM*), posteriormente se generó un Mínimo Polígono Convexo y a este se le agregó el buffer construido con el MMDM con lo que se obtuvo el área total de muestreo (Figura 12).

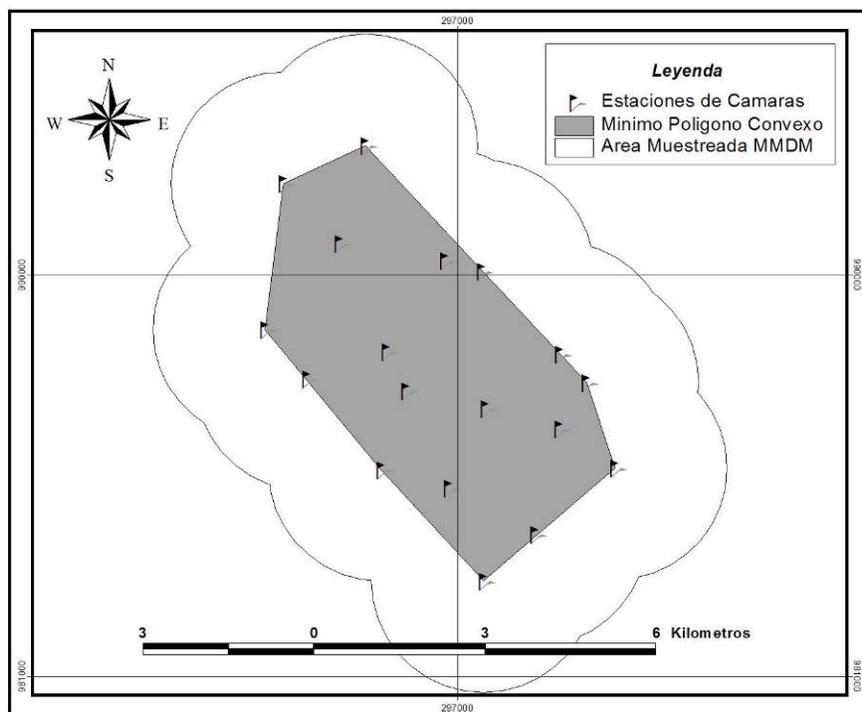


Figura 12. Ejemplo del arreglo espacial de trampas-cámara y su relación con el área total de muestreo.

Posterior a la estimación de la densidad por sitio (piso altitudinal) se realizó una comparación de éstas por medio de intervalos de confianza, los cuales pueden ser calculados manualmente o por medio del software.

Posteriormente, por medio de la impresión de hora y fecha de cada fotografía, se pudo estimar las horas de actividad del jaguar (Maffei et ál. 2002).

Se utilizó el índice de similitud de Horn (Horn 1966, Weckel et ál. 2006), entre el jaguar y presas, agrupando las capturas en tres categorías propuestas por Schaik y Griffiths (1996), las cuales son: Nocturno (18:00-05:00h), Diurno (06:00-17:00h) y Crepuscular (17:00-18:00 y 05:00-06:00h). El índice de similitud de Horn se deriva de el índice propuesto por Morisita e incorpora los principios de información (Horn 1966); este índice tiene la forma: $overlap = Ro = \frac{Hmax - Hobs}{Hmax - Hmin}$, y se calculó por medio del programa EstimateS (Colwell 2001). Se utilizaron todas las capturas realizadas en el estudio, sin tomar en cuenta los periodos de 24 horas utilizados para el análisis de captura-recaptura, ya que para éstos múltiples capturas en una misma unidad de muestreo (24h) son consideradas como un solo evento (Matriz 1,0).

3.2.2 Objetivo 2

Abundancia relativa de presas y horas de actividad

Diseño del muestreo

El diseño del muestreo, en cuanto el arreglo espacial, fue el mismo utilizado para el muestreo de jaguares, tomando en cuenta cada conjunto de dos cámaras por trampa, lo que implica fotos dobles de un mismo evento y evitando un doble conteo de cada individuo. A su vez, se diferencié cada estación (dos cámaras) dentro de cada arreglo, con características de sitio como pendiente, por medio de un clinómetro (Suunto) y cobertura de dosel por medio de un densiómetro forestal; esto con el fin de comparar las abundancias de cada especie de acuerdo a estas. La estimación de índices de abundancia relativa es una alternativa de bajo costo y fácil aplicación, y ha sido utilizada para detectar cambios en poblaciones a través del tiempo o en diferentes lugares (Conroy 1996). Se expresa como una proporción numérica constante del número real de individuos de la población de una especie.

Estos índices deben estar relacionados con la abundancia real, esta asociación puede ser positiva o negativa, pero se espera que esta relación sea positiva y monotónica, con el fin de que al observar índices secuenciales éstos representen por lo menos diferencias ordinales o relativas de la abundancia real (Conroy 1996).

Análisis estadístico

Para la estimación de abundancias relativas se estimó la frecuencia de capturas (fotografías) de cada especie en periodos discretos de tiempo; con esta estimación se construyó un índice en términos del número de capturas fotográficas por unidad de esfuerzo de trampeo (Karanth y Kumar 2002) donde se utilizó un índice basado en la relación entre el número de fotos y el número de noches trampa, con lo cual se realizaron las comparaciones entre cámaras y sitios por especie y entre especies. Para el primer aspecto, se tomaron las características mencionadas para diferenciar cada cámara. Entre los tres sitios de muestreo se realizó un análisis de componentes principales incluyendo las variables antes mencionadas. Se tomó cada episodio de muestreo definido para frecuencias de capturas en el Objetivo 1 como unidad de replica para las comparaciones de sitios (Carrillo et ál. 2000).

Por cada especie se realizó una estimación de los periodos de actividad por medio de una separación de periodos de captura de 24 horas, donde se estimaron las capturas de cada especie por periodos de tiempo, lo cual provee datos confiables sobre las actividades, por encima de otros

métodos comúnmente usados (Maffei et ál. 2002). Posteriormente, se utilizó de nuevo el índice de similitud de Horn (Horn 1966, Weckel et ál. 2006) entre las presas, agrupando las capturas en tres categorías propuestas por Schaik y Griffiths (1996), las cuales son: Nocturno (18:00-05:00h), Diurno (06:00-17:00h) y Crepuscular (17:00-18:00 y 05:00-06:00h).

3.2.3 Objetivo 3

Cacería y conflictos con humanos

La evaluación de los conflictos humanos-vida silvestre se realizó por medio de entrevistas, previamente formuladas (Anexo1), las cuales intentarán delimitar los temas de interés para la investigación (Cuadro 2).

Cuadro 2. Elementos a evaluar en las entrevistas y preguntas asociadas.

Aspectos	Variables
Distribución y presencia de Especies	Última observación
Impacto de la cacería	Localización de la observación
	Cantidad de piezas por unidad de tiempo
	Zonas de cacería
	Frecuencia de cacería
	Cacería por características sociales
	Cacería jaguar
	Causas y razones
Percepción de la vida silvestre	Aporte de la cacería a la dieta local
	Percepción por características socioeconómicas
	Percepción por tipo de uso del suelo y extensión de propiedades
Conflictos humanos-vida silvestre	Importancia
Abundancia percibida	Frecuencia y principales especies problema
	Aumento o disminución de presas y jaguares
Percepción de la Vida Silvestre	Posibles causas
	Percepción general
	Percepción por diferentes características

Esta información sirvió para definir los conflictos presentes en la región, así como su influencia para la distribución, conservación y ecología general de la especie y para la estimación de los hábitats potenciales del jaguar y los límites de los conflictos en la región de Talamanca, y verificar la propuesta realizada por Schipper et ál. (2005), sobre los límites posibles de estos conflictos, la cual fue realizada a partir de un análisis de sobre-posición utilizando variables como elevación, cobertura de bosque, influencia humana y pendiente (Figura 13).

Potential Areas of Human-Jaguar Conflict

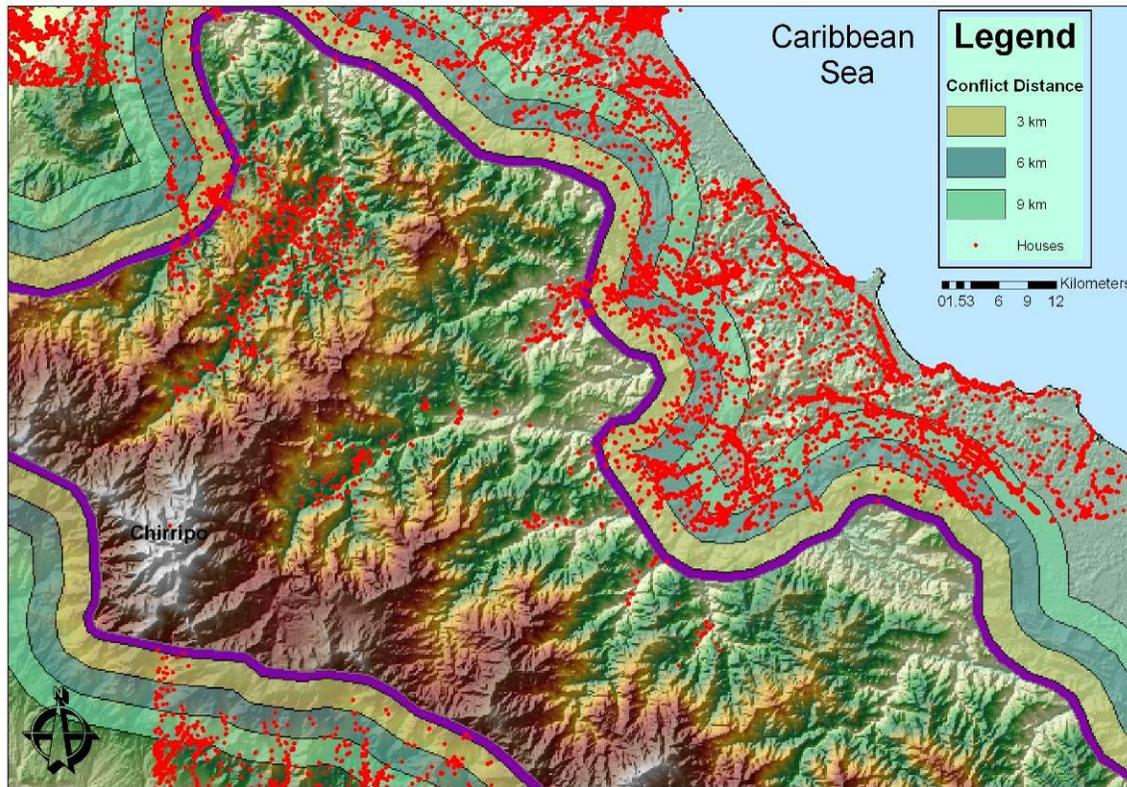


Figura 13. Distancia potencial de conflictos jaguar-humanos, clasificación por distancia a poblados con respecto al hábitat de mayor potencial.

Fuente: Schipper et ál. 2005

Se realizó un muestreo aleatorio simple con sub-dominios para la evaluación de las entrevistas, las cuales estuvieron repartidas a lo largo de todo el límite pacífico del Parque Internacional La Amistad (Figura 14), con el fin de tener estos distribuidos uniformemente (Conforti y Cazelli de Azevedo 2003). El área total se dividió en tres sub-regiones para la aplicación de las entrevistas, según el orden de los trampeos de cámaras. De el total de localidades del muestreo se seleccionaron individuos clave a entrevistar; la selección de estos se realizó por medio de ubicación de las personas adultas con más de 5 años de residencia en el área, y a partir de los primeros entrevistados se realizó una pregunta donde se indicó un nuevo entrevistado con conocimiento del tema, de forma similar a la técnica de bola de nieve (Schipper com. pers. 2004³). Las entrevistas se restringieron a una hora, realizando un mínimo de seis entrevistas por día, con el fin de lograr las 75

³ Schipper, J. 2004. Proyecto de tesis de Doctorado. UIdaho-CATIE

entrevistas. Adicionalmente, se intentó balancear estas entrevistas entre diferentes estratos de entrevistados (por ejemplo, edad, tiempo de residencia en el área, cazador/no cazador, indígena/no indígena, entre otros). Debido a que el entrevistado debía estar en capacidad de responder la entrevista, esta no puede ser al azar, y debe ser dirigida a un grupo de la población por lo que se utilizó la técnica de “bola de nieve”. Se usaron los nombres más comunes y fotografías en caso de ser necesarios para la identificación de las diferentes especies.

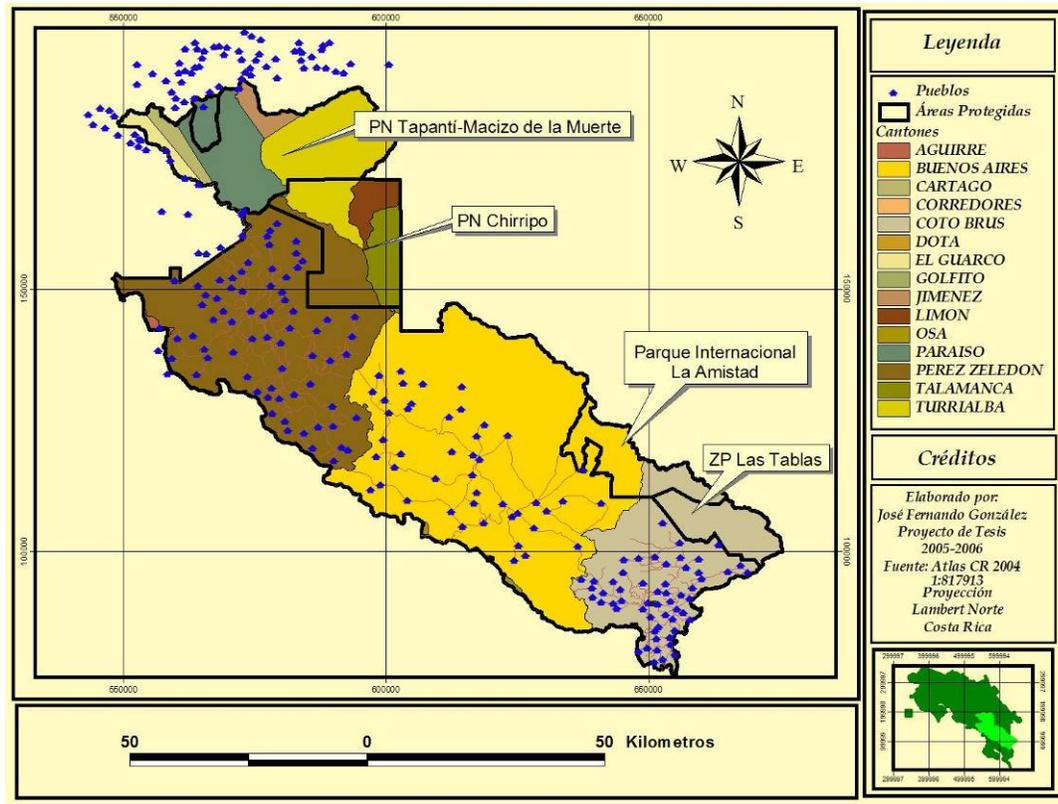


Figura 14. Distribución de poblados, carreteras y cantones para la evaluación de conflictos humano-vida silvestre.

Análisis estadístico

Se generó una base de datos por categorías con todas las entrevistas y se analizaron por medio del software InfoStat (2004). Se realizaron análisis por medio de tablas de contingencia y el estadístico Chi-cuadrado entre las variables categorizadas con el fin de determinar relaciones significativas entre las mismas, y se utilizaron análisis de correspondencias para las variables que presentaron una relación significativa (Conforti y Cazelli de Azevedo 2003).

3.2.4 Objetivo 4

Análisis geográfico

Debido a la falta de información sobre reportes de presencia de la especie en la región, los cuales permiten realizar inferencias de hábitat potencial o distribución potencial de las especies (Corsi et ál. 2003), se utilizó un método de exploración preliminar de hábitat (Menke y Hayes, sf.) el cual permite, a partir del conocimiento sobre ecología y distribución de las especies, generar modelos inferenciales de hábitat potencial de las especies basados en criterios definidos por el usuario (ESRI 2002). Se modeló la situación de los conflictos humanos-vida silvestre delimitando un área *buffer* entre la distribución actual potencial del jaguar y los asentamientos humanos, y la escala en que se dan estos conflictos.

Se realizó un análisis multi-criterio, siguiendo los lineamientos de Pereira y Duckstein (1993), donde se realizó una consulta a 32 especialistas en jaguares de la región (Anexos 2 y 3). Las variables utilizadas para la modelación fueron: pendiente (CATIE 2006), elevación (CATIE, 2006), distancia a caminos y poblados (ITEC, 2004) y tipo de vegetación (ECOMAPAS, 2006) propuestas por Menke y Hayes (sf).

A partir de capas base se generaron grillas de 10x10m, las cuales se sobrepusieron en una plataforma de *ArcView*. Se corrigieron los errores de proyección, máximos y mínimos y valores anormales, y se incluyeron para modelación; a la vez se le asignaron valores de 1 y NoData a las capas con el fin de excluir valores erróneos en la modelación, principalmente por valores iguales a 0 en zonas de mar para las variables de elevación y pendiente..

Se generaron capas de carreteras y poblados y se les asignó buffers arbitrarios de 1, 3 y 5 km continuos, con el fin de evaluar la influencia humana, basado en las encuestas a especialistas y considerando diferentes escenarios de influencia humana.

Se modelaron a nivel espacial las variables y se les asignó un peso y un ranking según el criterio de los expertos; a partir de esto se utilizó la extensión *Model Builder 2.0* para *ArcView3.3* (ESRI 2002) donde se realizó un proceso de sobre-posición por pesos (*weighted overlay*) de las capas base. Se construyeron cinco posibles categorías de hábitat potencial variando de máximo potencial (1) a menor potencial (5), y se presentan los productos finales de los cinco escenarios.

El modelo se aplicó a la región pacífico de Costa Rica, incluyendo el Área de Conservación La Amistad-Pacífico y el Área de Conservación Osa, de acuerdo con el Atlas Costa Rica (ITEC 2004).

4. RESULTADOS Y DISCUSION

Se establecieron 37 estaciones para un total de 1980 noches/trampa entre los cuatro sitios, y un área muestreada total (incluyendo las zonas buffer de cada arreglo (Figura 15)) de 209,05 km² (Cuadro 3).

Cuadro 3. Total de cámaras, esfuerzo y área de muestreo

Sitios	Cámaras (pares)	Tiempo (días)	Esfuerzo de muestreo (trampas/noche)	Área muestreada (km ²)
ZPLT (Cotón)	10	60	600	92.26
Fila Pittier	10	60	600	56.17
Valle del Silencio (PILA)	9	60	540	60.62
PN Chirripó	8	30	240	0*
Total	37	210	1980	209.05

*no se estableció un arreglo completo siguiendo los lineamientos de los otros tres.

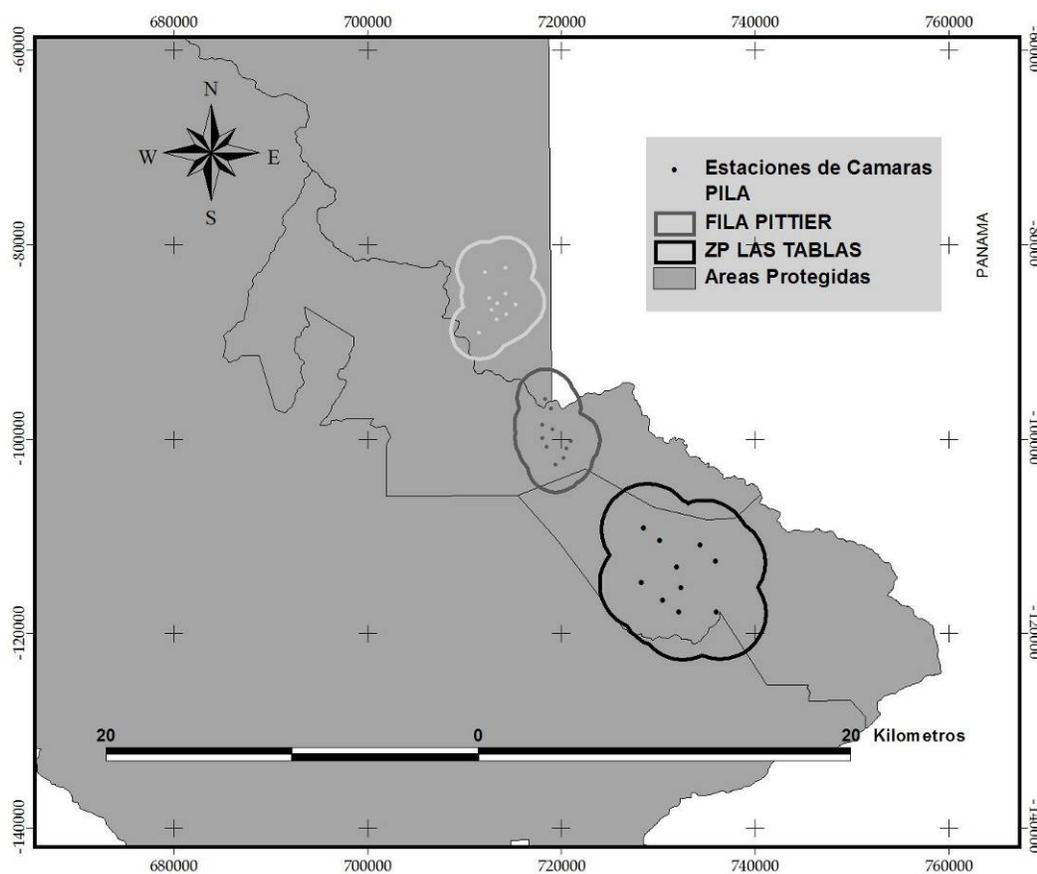


Figura 15. Distribución de cámaras y área muestreada en la región de Estudio.

Un total de 625 capturas (fotografías) se obtuvieron en los tres arreglos de cámaras y el sitio de evaluación de presencia/ausencia. El sitio con mayor cantidad de fotografías fue la Zona Protectora

Las Tablas y el menor dentro del arreglo fue Valle del Silencio dentro del Parque Internacional La Amistad (Cuadro 4). Un total de 28 especies, distribuidas en 2 clases, 12 órdenes, 20 familias y 28 géneros, fueron capturadas en las trampas.

Cuadro 4. Total de fotografías y especies por sitio de estudio

Sitio	Fotografías	Frecuencia	Total especies
PN Chirripó	35	5.6	8
Pittier	146	23.36	18
Valle del Silencio (PILA)	96	15.36	4
Zona Protectora las Tablas	348	55.68	21
Total	625	100.00	51

4.1 Objetivo1. Densidad absoluta de jaguar y horas de actividad

Un total de 25 capturas de jaguar se realizaron en los cuatro sitios de muestreo, donde solo dos de estos mostraron presencia de la especie, la Zona Protectora Las Tablas presentó 4 individuos y el sitio Pittier, ubicado en los límites del Parque Internacional La Amistad, un solo individuo con una captura. Todos los individuos fueron identificados por sus patrones de manchas y con los cuales se realizaron las estimaciones de densidad; se encontraron un macho adulto, un macho juvenil y dos hembras adultas para un total de 24 capturas (Cuadro 5).

Cuadro 5. Historial por fechas de capturas de jaguar en Las Tablas

Individuo	Marzo			Abril				Total
	13-16	17-24	25-2	3-9	10-13	14-21	22-27	
Macho	2	0	2	4	1	8	2	19,00
Macho juve.	0	0	1	0	0	1	0	2,00
Hembra	0	0	0	0	0	1	0	1,00
Hembra	0	0	0	0	0	1	1	2,00
Total	2	0	3	4	1	11	3	24,00

Por medio del Programa CAPTURE, se analizaron los datos de Las Tablas, pues fue el único sitio con capturas suficientes para correr los análisis. Se estimó una población de 5.0 individuos con un error estándar de 2.12, un intervalo de confianza del 95 % de 5 a 12 individuos y una probabilidad de captura estimada $p = 0.0767$; a su vez la prueba de poblaciones cerradas indica un estimador $z = -1.515$ y una probabilidad de valor menor ($p = 0,064$), indicando que es una población cerrada. El programa a su vez indicó el modelo de heterogeneidad (M(h)) como el más indicado (Cuadro 6).

Cuadro 6. Modelos de captura-recaptura según criterio, estimación y error estándar

Modelo	M(o)	M(h)	M(b)	M(bh)	M(t)	M(th)	M(tb)	M(tbh)
Criterio	0.94	1.00	0.76	0.83	0.00	0.33	0.74	0.67
Estimación	4.00	5.00	4.00	4.00	4.00	6.00	4.00	4.00
Error Estándar	0.09	1.54	0.64	0.64	0.00	3.13	0.00	0.00
Intervalo 95%	4 - 4	5 - 12	4 - 44	4 - 44	4 - 4	5 - 22	4 - 80	4 - 4

Se realizó un Mínimo Polígono Convexo entre las cámaras, y se estimó un área de 19,08 km² cubiertos por estas. Posteriormente se calculó el Promedio de la Máxima Distancia Recorrida (MMDM) por todos los individuos recapturados, obteniendo un promedio de 5,77 km recorridos (Cuadro7).

Cuadro 7. Jaguares capturados y Distancia Máxima Recorrida (MDM) por sitio

Jaguar ID	Sexo	MDM (km)	Sitio
M1C	Macho	6.4	Las Tablas
M2C	Macho	5.8	Las Tablas
F1C	Hembra	0*	Las Tablas
F2C	Hembra	5.11	Las Tablas
F1P	Hembra	0*	Pittier
Promedio		5.77	

*sin recapturas

A partir de esto se utilizó un radio de 2,885 km, el cual representa la mitad del diámetro de un ámbito de hogar estimado por máxima distancia recorrida, con el cual se construyó el buffer, obteniendo un área total muestreada de 92,26 km² (Figura 16). La distancia promedio entre cámaras fue de 3,34 ± 1,34 km para el área muestreada.

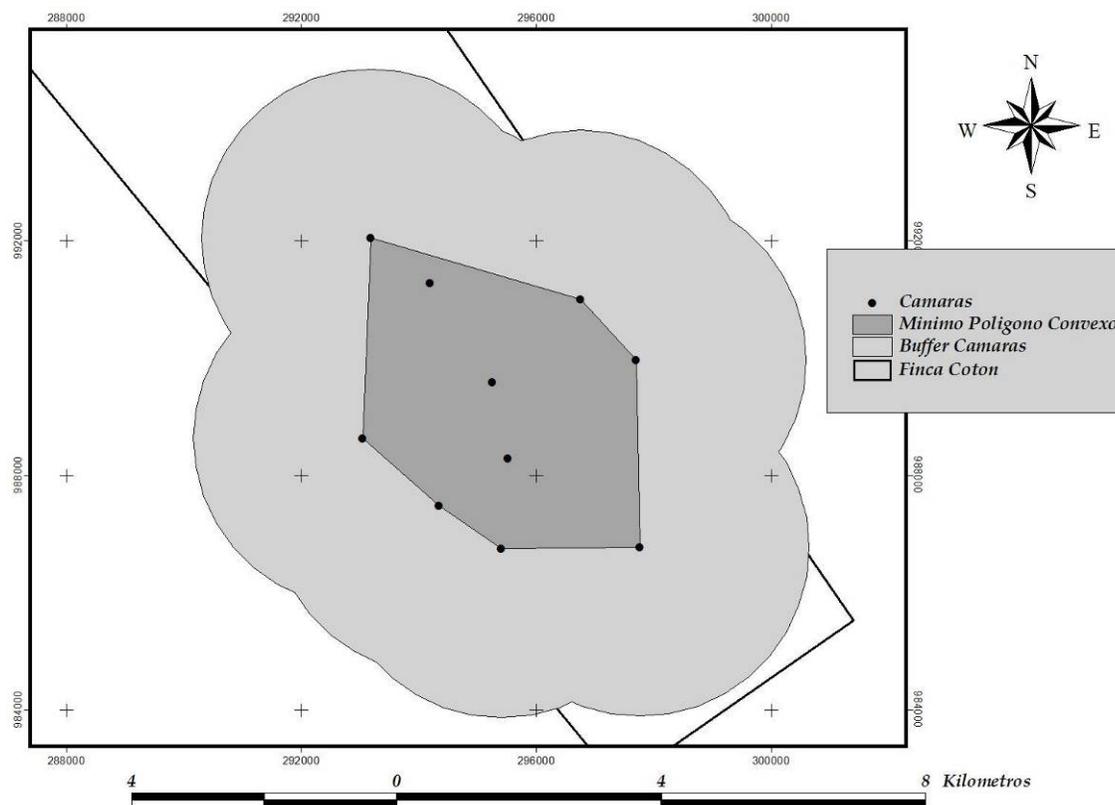


Figura 16. Distribución de cámaras y área muestreada en la Zona Protectora Las Tablas.

Utilizando estos datos se estimó una densidad de 5.42 ± 2.30 jaguares/100 km², es decir, aproximadamente 1 individuo por cada 18,45 km². Utilizando el promedio de las máximas distancias recorridas totales, la densidad disminuiría a la mitad, siendo esta 2,25 individuos/100 km². A su vez, se encontró una proporción de machos: hembras de 1:1.

Con base en la propuesta de Schipper et ál. (2005) de hábitat potencial máximo para jaguar para la región (8260 km²), se realizó una interpolación con la densidad estimada, obteniendo un número aproximado en condiciones ideales de aproximadamente 450 individuos con base en la estimación superior y 186 jaguares a la inferior. Esta estimación sin embargo es teórica y basada en estimaciones ideales de hábitat potencial, y la estimación de densidad obtenida, la cual puede variar dentro de la región y dependiendo del muestreo (Schipper et ál. 2007). Sin embargo ha sido ampliamente utilizada en estudios anteriores sobre la especie (Eizirik et ál. 2002), y es vital para hacer inferencias sobre Poblaciones efectivas (Ee).

Patrones de actividad y Ámbito de Hogar

Se utilizaron 34 observaciones para el cálculo de los patrones de actividad, se organizaron los datos por hora de actividad, obteniendo una actividad predominantemente crepuscular, con la mayor actividad entre las 20:00 y 21:00 horas y la menor actividad entre las 11:00 y 13:00 (Figura 17). Se calcularon los índices de similitud para la sobre-posición (*overlapping*) de actividades entre el jaguar, los competidores y las posibles presas entre las tres categorías (Cuadro 8).

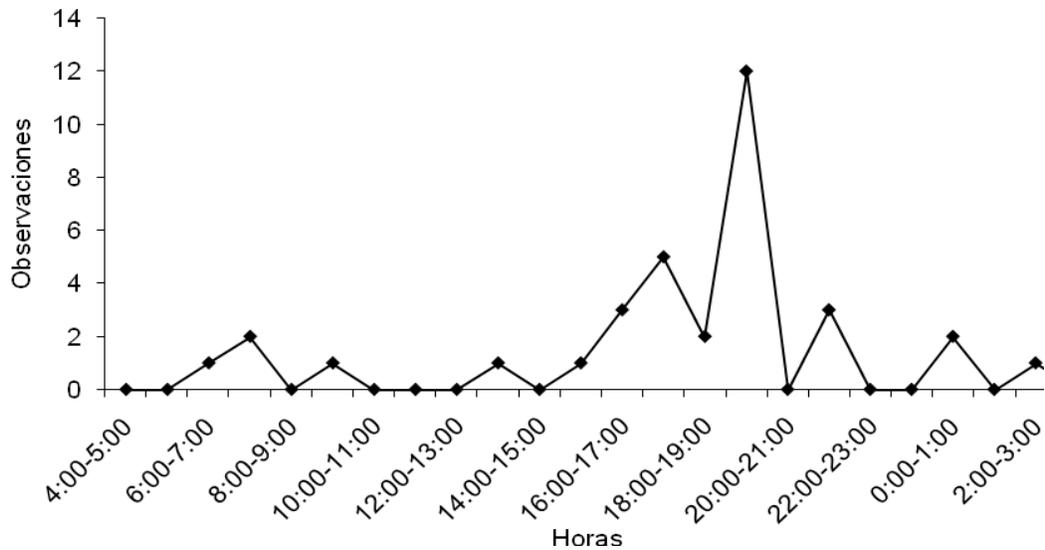


Figura 17. Distribución de actividades de jaguar en el día.

Cuadro 8. Periodos de actividad del jaguar y presas potenciales

Especie	Nombre Común	Capturas	Nocturno (%)	Diurno (%)	Crepuscular (%)	Índice de Similitud
<i>Panthera onca</i>	Jaguar	34	58.82	26.47	14.71	No aplica
<i>Conepatus semistriatus</i>	Zorrillo	12	66.67	33.33	0.00	0.97
<i>Agouti paca</i>	Tepescuintle	18	72.22	27.78	0.00	0.96
<i>Tapirus bairdii</i>	Danta	70	84.29	2.86	12.86	0.90
<i>Mazama americana</i>	Cabro de monte	6	33.33	50.00	16.67	0.85
<i>Didelphis marsupialis</i>	Zorro pelón	183	96.17	3.28	0.55	0.84
<i>Dasybus novemcinctus</i>	Armadillo	8	37.50	62.50	0.00	0.80
<i>Eira. barbara</i>	Tolomuco	10	0.00	70.00	30.00	0.45
<i>Nasua. narica</i>	Pizote	21	4.76	90.48	4.76	0.44
<i>Dasyprocta. punctata</i>	Guatuza	76	2.63	88.16	9.21	0.43
<i>Penelope. purpurascens</i>	Pava	20	0.00	85.00	15.00	0.42
<i>Sciurus. granatensis</i>	Ardilla	8	0.00	87.50	12.50	0.41
<i>Tayassu. pecari</i>	Saíno	47	0.00	95.74	4.26	0.38
<i>Crax. rubra</i>	Pavón negro	12	0.00	100.00	0.00	0.37
<i>Chamaepetes. unicolor</i>	Pava de montaña	7	0.00	14.29	85.71	0.28
<i>Puma. concolor</i>	Puma	22	40.91	50.00	9.09	0.90
<i>Leopardus. pardalis</i>	Ocelote	2	100.00	0.00	0.00	0.82

Se determinó que no existen diferencias significativas entre los índices de similitud de los patrones entre puma y jaguar ($p=0,3518$); sin embargo, parece existir con respecto a las presas más consumidas (Figura 18).

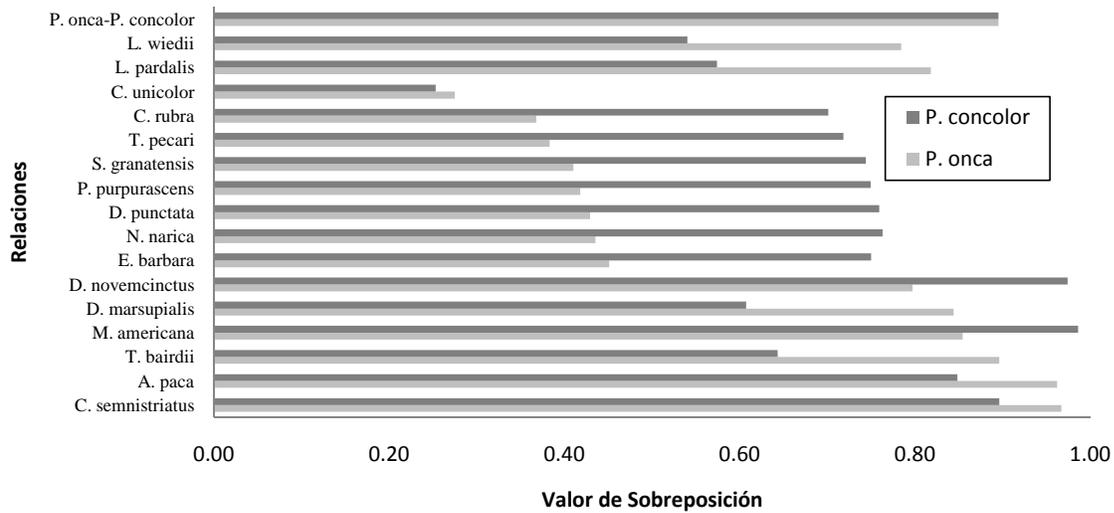


Figura 18. Índice de similitud de Morisita-Horn para actividad entre puma y jaguar.

A su vez, se graficaron los índices de Chao-Jaccard (Chao et ál. 2005) y sus errores estándar para comparar entre las dos especies, y no se encontraron diferencias significativas entre la relación del jaguar y el puma y la misma especie de presa (Figura 19). Sin embargo, si existen estas diferencias para relaciones entre el jaguar y otras especies, y entre el puma y otras especies.

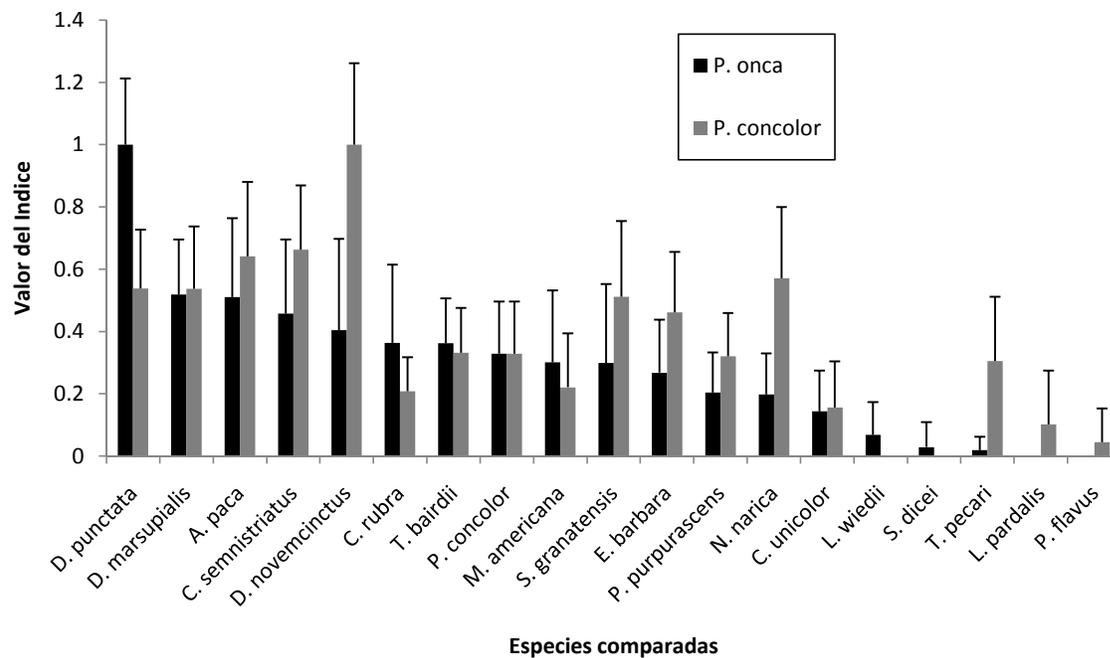


Figura 19. Índice de similitud de Chao et ál. (2005) de puma y jaguar y las especies de este estudio.

Se estimó el ámbito de hogar de solo un individuo debido a las recapturas, se calculó un ámbito de hogar de 7,87 km², para un macho adulto a partir de un Mínimo Polígono Convexo entre los sitios recapturados (Figura 20).

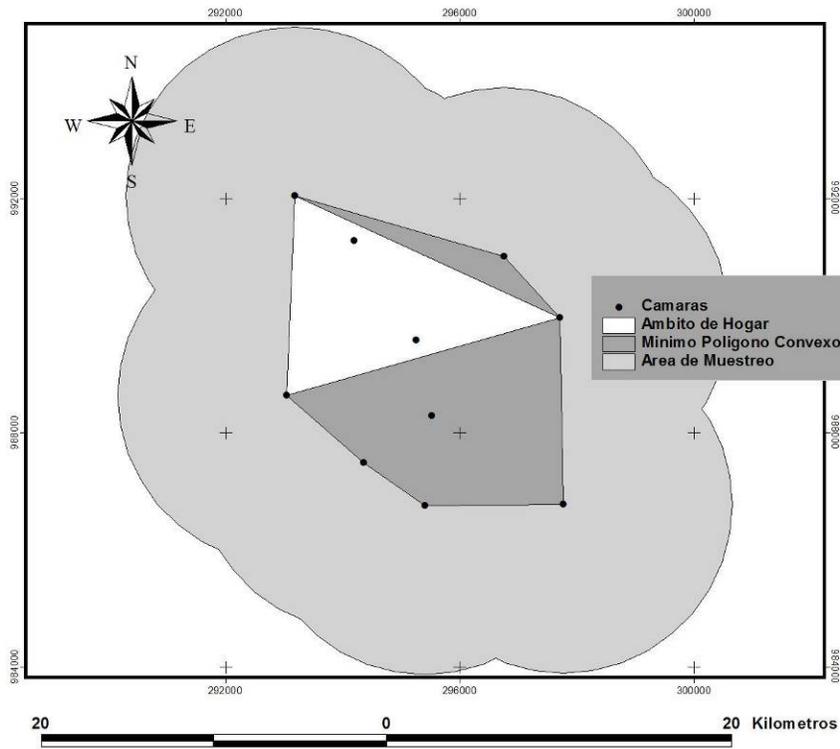


Figura 20. Mínimo Polígono Convexo del Ámbito de Hogar.

4.1.1 Discusión

Existen diferentes variables que pueden afectar y limitar la estimación de densidades por medio de trampas cámaras (Silver et ál. 2004). Dentro de estas se incluyen la disponibilidad de senderos, caminos o rutas de posible uso por el jaguar y otros carnívoros (Maffei et ál. 2002, Silver et ál. 2004), el área de muestreo, la accesibilidad y logística para el mantenimiento y permanente funcionamiento del arreglo, tipos y niveles de impactos humanos, vegetación, topografía y diferencias meteorológicas (Silver et ál. 2004). Todas estas variables pueden influir en las diferentes frecuencias de captura entre sitios, como las del presente estudio.

A su vez, otras restricciones en el uso de trampas cámaras, como el diseño para cumplir los supuestos de población cerrada, representan restricciones para la estimación de densidad donde el periodo de muestreo se debe restringir a periodos cortos de tiempo. Debido a esto, es posible que diferentes individuos usen el misma área en periodos diferentes de tiempo (Wallace et ál. 2003, Maffei et ál. 2004), y por ende, no todos los individuos sean capturados en el periodo de muestreo, influenciando así la estimación. Datos recientes indican un número mayor de individuos a los que fueron capturados durante el periodo de muestreo en la zona (González-Maya et ál. Datos sin publicar).

Existieron diferencias entre los muestreos entre los tres sitios con arreglos completos de cámaras, donde, el sitio Las Tablas incluía caminos de extracción de madera, y senderos viejos a través de toda el área, por lo que logísticamente se facilitó el trabajo, A su vez, es un sitio más accesible por ende el área efectiva de muestreo (92,26 km²) resulto mucho mayor a Sitio Pittier y Valle del Silencio (56,17 y 60,62 km² respectivamente) lo que como se mencionó anteriormente, puede influir en la precisión de las estimaciones. Sin embargo, a pesar de que se considera que a mayores áreas de muestreo mayor precisión de los estimados, esto no es necesariamente cierto, debido a la multiplicidad de factores que afectan las probabilidades de captura, y a la naturaleza de los datos como tal. Los dos sitios con menor área cubierta a su vez cuentan con pocos senderos transitables, y el acceso representa una dificultad, por lo que el establecimiento de los arreglos muestrales no maximiza la calidad de las estimaciones, y se requieren de mayores tiempos de muestreo, donde se incluya la preparación y mantenimiento de senderos por periodos relativamente largos de tiempo, procurando así que los animales se acostumbren a estos y se maximice la efectividad de la captura (Maffei com pers. 2007⁴), lo que a la vez representa un costo muy elevado, debido al costo de los equipos mismos, así como a la preparación logística antes mencionada (Maffei et ál. 2004).

Para regiones de montaña como Talamanca el muestreo de trampas cámara representa una buena opción, a pesar de sus limitaciones, para la estimación de densidades, ya que otros métodos como la radio-telemetría, también utilizados para la estimación de densidades absolutas, representan altos costos (Maffei et ál. 2004) y presentan problemas relacionado con la salud de los animales, la recolección de datos, la cobertura de bosque y la topografía (Rabinowitz y Nottingham, 1986) siendo este último el factor más crítico para montaña. Según Maffei et ál. (2004), el muestreo con cámaras representa el único método robusto estadísticamente para estimar poblaciones de jaguar, y es considerado mejor que otros métodos basados en rastros (Trólle y Kéry, 2003). Representa también un método viable en cualquier condición de campo (Silveira et ál. 2003), e incluye una serie de ventajas sobre otros métodos basados en huellas, tanto de información como la capacidad de identificación de otras variables como sexo, edad y estructura poblacional (Seydack 1984, Kelly et ál. 1998, Mace et ál. 1994) y logísticas como identificación certera de los individuos, bajo impacto ambiental, eficiencia similar de detección para especies tanto nocturnas como diurnas, posibilidad de estudiar patrones de actividad, facilidad de manejo por personal no entrenado, extensión del área

⁴ Maffei, L. Trampas-Camará en estudios de jaguar. Correo electronico. Wildlife Conservation Society, 2007.

posible a muestrear simultáneamente y posibilidad de realizar estudios de mayor envergadura (Silveira et ál. 2003).

Por otra parte, el uso de trampas cámara para la estimación de ámbitos de hogar aún no representa el mejor método, lo que a su vez limita las estimaciones de áreas buffer para cálculos de área efectiva de muestreo. Como indica Di Bitetti et ál. (2006) aún no es clara la eficiencia de la metodología para estimar ámbitos de hogar y distancias máximas recorridas (MDM) y es posible que exista una relación directa entre estas estimaciones y las distancias entre cámaras, por lo que estos estimados pueden estar sesgados y confundir las estimaciones de densidad. Soisalo y Cavalcanti (2006) afirman que el uso de las Distancias Máximas Recorridas (MDM) para el cálculo de buffers puede llevar a la sobrestimación de densidades, debido a que puede disminuir el área efectiva de muestreo hasta en un 74%. El presente estudio muestra como el cálculo de ámbitos de hogar no fue posible debido a la distribución de las capturas para los individuos y el comportamiento de estas para el individuo más capturado, sin embargo, en casos donde no existe información precedente disponible este representa el método más adecuado para la estimación de las áreas de muestreo. Los datos indican un promedio de distancia entre cámaras de 3,341 km, lo cual representa una distancia relativamente alta comparada con otros estudios (Salom et ál. 2007), sin embargo, la distancia (MDM) utilizada para el cálculo del área buffer fue de $2,88 \pm 0,6$ km, la cual no varía mucho de otros estudios, los cuales variaron entre $1,55 \pm 0,81$ y 5,8 (Maffei et ál. 2004, Silver et ál. 2004, Miller 2005, Miller y Miller 2005, Salom et ál. 2007, Soisalo y Cavalcanti 2005). A su vez, la proporción de sexos difiere de estudios anteriores (Maffei et ál. 2004, Salóm et ál. 2007, Wallace et ál. 2003), siendo 1:1 para el presente estudio lo que puede influir sobre la estructura poblacional.

La distribución altitudinal del jaguar aún no ha sido extensamente documentada, y se reporta generalmente hasta el rango del presente estudio, a su vez, usando los datos del presente estudio, la disponibilidad de presas puede ser una de las variables determinantes de la distribución de la especie dentro de un gradiente altitudinal.

Para elevaciones superiores a 2000 msnm la especie se reporta ausente, y es considerada rara por encima de elevaciones mayores a los 1000 msnm (Grimwood, 1969). Sin embargo existen registros de jaguar a 1500 msnm (este estudio), 2000 msnm en Venezuela (Mondolfi y Hoogesteijn, 1986), 2100 msnm en el norte de Perú y Talamanca (Osgood, 1914; este estudio), y 2700 msnm en Bolivia (Guggisberg, 1975) y estudios de historia natural lo reportan como ausente a partir de los 2000 msnm (Reid 1997). Debido a esto, la especie ha sido poco estudiada en hábitats de montaña y se desconoce la ecología básica en este tipo de hábitats a lo largo de la región. Sin embargo, Talamanca

esta considerada como uno de los parches de mayor importancia para la conservación del jaguar siendo considerada dentro de todo el rango de distribución de la especie como de media probabilidad para la supervivencia del jaguar a largo plazo (Sanderson et ál. 2002). Los reportes anteriormente mencionados limitan entonces la importancia de Talamanca como hábitat para el mantenimiento de poblaciones de Jaguar a largo plazo, debido a que las áreas de menor elevación, consideradas de la más alta potencialidad para la especie, son las de mayor degradación; así se limitaría el hábitat total remanente excluyendo áreas por encima de los 2000 msnm, y disminuyendo la importancia potencial para la especie. Se logró estimar la densidad absoluta de jaguar en uno de los tres pisos evaluados. Esta estimación realizada para el piso más bajo evaluado (1500 msnm) representa una densidad relativamente alta considerando la disponibilidad de hábitat por pendiente. A pesar de no poder afirmar la ausencia de la especie a partir de los 2000 msnm, sus abundancias, y por ende densidades, son significativamente más bajas que en los pisos menores, lo cual se puede validar por medio de los índices de abundancia relativa.

Estudios previos han mostrado densidades variables con respecto al presente (Cuadro 9), sin embargo, todos los estudios publicados fueron realizados en elevaciones menores a los 500 m.

Cuadro 9. Otros estudios realizados y estimación de densidad de jaguares

Ubicación	Altitud	Densidad de Jaguares (ind/100 km²)	ES/DS*	Autor
Corcovado, Costa Rica	0-500	6.98	2.36*	Salóm et ál. 2007
Pantanal, Brasil	89-120	5.7	0.84	Soizalo & Cavalcanti, 2006
Pantanal, Brasil	89-120	5.8	0.87	Soizalo & Cavalcanti, 2006
Belice, Gallon Jug	0-500	8.82	2.27	Miller 2005
Belice, Gallon Jug	0-500	11.28	2.66	Miller 2005
Belice-Guatemala, Gallon Jug	0-500	9.66	1.77	Miller & Miller 2005
Cocksomb, Belice	0-500	8.8	2.25	Silver et ál. 2004
Chiquibul, Belice	0-500	7.48	2.74	Silver et ál. 2004
Tucavaca, Bolivia	0-500	3.93	1.3	Silver et ál. 2004
Cerro Cortado, Bolivia	0-500	5.11	2.1	Silver et ál. 2004
Madidi, Bolivia	0-500	2.84	1.78	Silver et ál. 2004
Tucavaca, Bolivia	0-500	2.57	0.77	Maffei et ál. 2004
Tucavaca, Bolivia	0-500	3.1	0.97	Maffei et ál. 2004
Cerro Cortado, Bolivia	0-500	5.11	2.1	Maffei et ál. 2004
Cerro Cortado, Bolivia	0-500	5.37	1.79	Maffei et ál. 2004
Ravelo, Bolivia	0-500	2.27	0.89	Maffei et ál. 2004
Tuichi Valley, Bolivia	0-500	1.68	0.78	Wallace et ál. 2003
Chiquibul, Belize	0-500	7.48	2.74	Kelly, 2003
Tucavaca, Bolivia	0-500	3.93	N/A	Maffei et ál. 2002
Bolivia	0-500	1.57-14.80	N/A	Noss et ál. sf

Por tratarse de una población de montaña, la densidad presentada en el presente estudio, plantea nuevas preguntas con respecto a la situación de la especie en la región. Utilizando una extrapolación simple sobre la estimación de densidad y el área potencial de hábitat, es decir multiplicando el valor calculado de densidad con respecto al total disponible para Talamanca se obtienen estimados poblacionales para la región entera, sin embargo, estos son estimados teóricos de la posible población. Según estos cálculos, se estima una población cercana a los 450 individuos pudiendo variar desde 257 hasta 637 con la estimación superior, y la estimación más conservadora un aproximado de 185 individuos, siendo la primera más coincidente con la propuesta de Schipper et ál. (2005). Este número representa una población teóricamente viable en el mejor escenario (Robinson y Redford 1986) sin embargo, es muy poco probable que estas densidades sean homogéneas a lo largo de la región, y la magnitud de las presiones y amenazas es heterogénea, por lo que resulta riesgoso utilizar esta estimación de toda la región para la toma de decisiones. A su vez, la incertidumbre asociada a los cálculos de área efectiva de muestreo puede influenciar en la sobrestimación de densidades.

La distribución desigual en pisos altitudinales, para una región como Talamanca, unido a la posibilidad de una alta densidad representa un cuestionamiento mayor. Diferentes factores pueden estar determinando esta heterogeneidad entre las estimación y probabilidades de detección, entre éstos esta que puede tratarse de un hábitat de borde, en el cual debido al crecimiento poblacional, los individuos se acumulen en estas zonas de borde, las cuales representan los hábitats de mayor calidad definido por variables como pendiente, altitud, clima y abundancia de presas. Otro factor, puede estar asociado a la distribución y densidad de presas, como se ha mostrado en otros felinos grandes y carnívoros (Karanth y Nichols 1998, Carbone y Gittleman 2002), donde las condiciones de una de las zonas de estudio, representa una situación diferente al resto de la región, principalmente por el control estricto de cacería y el consentimiento de los conflictos con ganado. Sin embargo, el resto de áreas a pesar de encontrarse en zonas protegidas, no cuentan con controles estrictos y absolutos a la intervención.

La competencia entre grandes depredadores es otro factor importante, los datos de superposición de actividades, indican una alta relación entre jaguar y puma, donde se superponen en un 90%, esto indica el tipo de simpatría que existe entre las especies, la cual se debe dar a nivel de escogencia de presas. En las áreas con ensamblajes completos de mamíferos, se esperaría una separación marcada entre los patrones de actividad de las dos especies, sin embargo, debido a la

abundancia de presas para las zonas bajas esta separación se da probablemente por selectividad de dietas como lo indica la inexistencia de diferencias significativas entre los índices totales para ambas especies. Debido a la alta abundancia de pumas, comparado con el de jaguares, este presenta patrones muy similares a varias especies; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las relaciones de ambas especies con respecto a las presas potenciales, no pudiendo visualizar algún tipo de relación entre las presas y estos para indicar el tipo de separación, sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas para las relaciones entre jaguar y varias de las especies y puma y otras especies, indicando una posible preferencia por éstas con las que comparte un mayor periodo de actividad. Este resultado sin embargo puede verse afectado por el poder estadístico, influido por el tamaño de la muestra, la variabilidad natural de los datos y el tipo de prueba utilizado. La diferenciación indica a la vez, que existen patrones de actividad entre estas especies muy relacionados, y que pueden evidenciar algún tipo de preferencia de dieta, a la vez que muestra una mayor relación entre el jaguar y presas grandes (como el saíno) que con presas pequeñas, mientras el puma muestra una fuerte relación con especies pequeñas como el Armadillo, relación que es significativamente mayor que con el saíno y especies de aves diurnas como el Pavón. Esta segregación de dietas coincide en gran proporción por lo encontrado por Chinchilla (1997) para el Parque Nacional Corcovado para ambas especies, y coincide con la propuesta de López-Gonzalez y Miller (2002) para todo el rango de distribución del jaguar.

Por otra parte, los datos de picos de actividad del jaguar no coinciden con datos en Bolivia (Maffei et ál. 2004) donde estos se presentan en horas crepusculares en la mañana, mientras que para el presente estudio, estos se concentran entre las 14:00 y las 21:00 horas, sin embargo, se encuentran activos a cualquier hora del día. Esta distribución de los patrones de actividad coincide en gran parte con los datos de Rabinowitz y Nottingham (1986) y Salóm et ál. (2007). Estos picos marcados coinciden con los patrones de actividad de las presas principales, las cuales en su mayoría son hábitos nocturnos y crepusculares (Gonzalez-Maya y Schipper, Datos sin publicar).

4.2 Objetivo2. Abundancia relativa de presas y horas de actividad

Se capturaron un total de 6 órdenes de mamíferos, siendo el orden *Didelphimorphia* el de mayor representatividad en las capturas, el orden *Carnivora* el más rico y *Didelphimorphia* el de menor riqueza (Cuadro 10). La especie de mayor abundancia para todo el estudio fue *Didelphis marsupialis*, y las de menor abundancia fueron *Potos flavus* y *Lyomis salvini*, sin embargo, estas especies no son sujeto de estudio por medio de esta metodología (Figura 21). Se determinaron diferencias significativas entre la riqueza entre sitios, siendo Las Tablas el de mayor riqueza ($p=0.0009$) (Figura 22).

Cuadro 10. Tasa de captura (100 noches/trampa), riqueza y capturas según orden

Orden	Capturas	% total	Riqueza	% total	Abundancia relativa (100 noches/trampa)
Carnivora	97.00	15.95	8	28.57	4.9
Ungulata	148.00	24.34	3	10.71	7.47
Rodentia	87.00	14.31	4	14.29	4.39
Didelphimorphia	188.00	30.92	1	3.57	9.49
Xenarthra	12.00	1.97	1	3.57	0.61
Lagomorpha	5.00	0.82	1	3.57	0.25
Aves (Clase)	71.00	11.68	10	35.71	3.59
Total	608.00		28		30.7

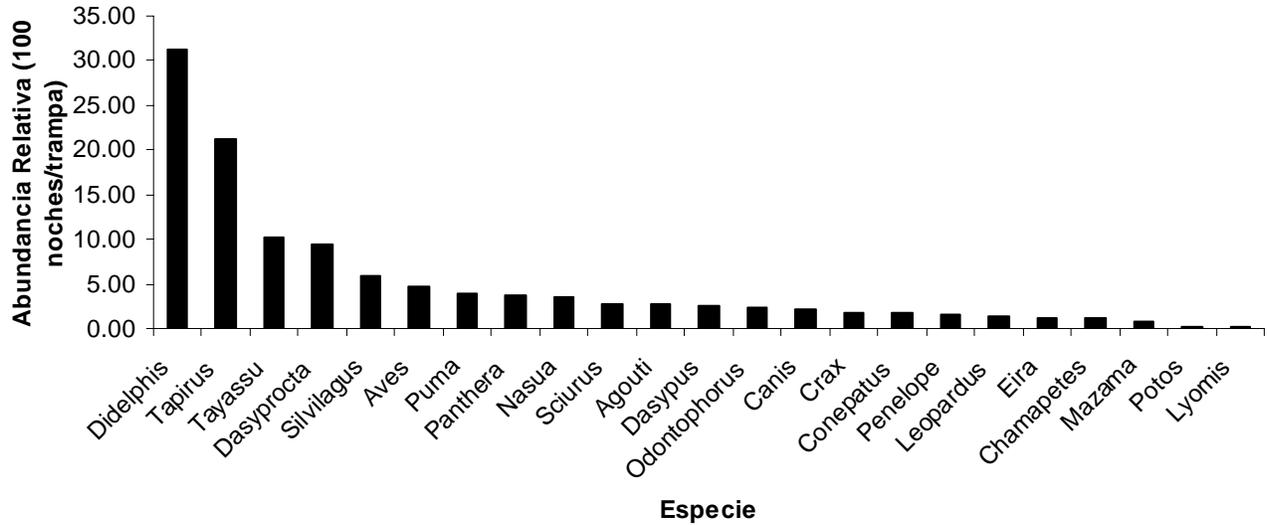


Figura 21. Abundancia Relativa de cada especie por sitio

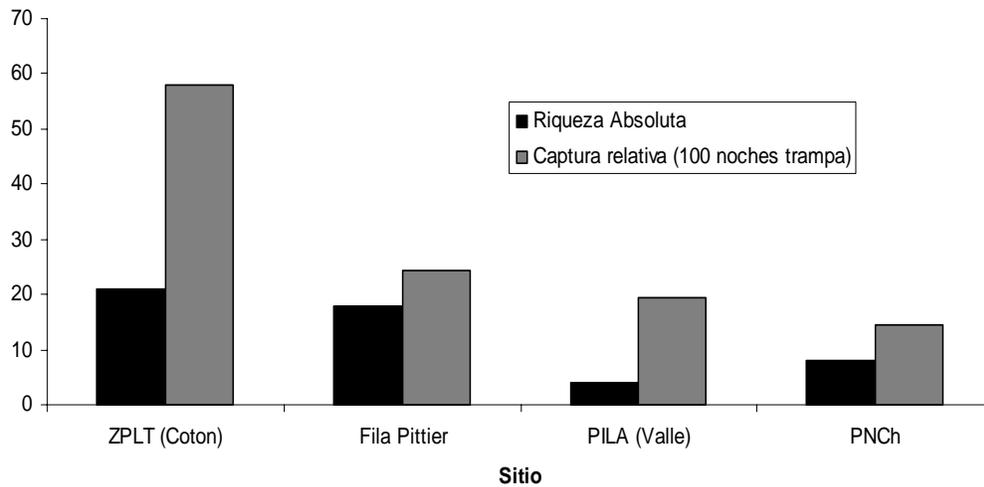


Figura 22. Riqueza y capturas según sitio

La distribución de las abundancias entre especies por sitio fue desigual, para todos los sitios se puede observar la dominancia de una o pocas especies. Para el Parque Nacional Chirripó, se observa una dominancia del conejo, *Sylvilagus dicei*, pero donde la distribución de las abundancias es homogénea para el resto de especies (Figura 23).

El Valle del Silencio presentó una riqueza baja (4 especies), donde *Tapirus bairdii* es la especie dominante, mientras que las otras especies tienen la misma abundancia dentro del sitio (Figura 24). Las abundancias para Fila Pittier muestran una dominancia de *Didelphis marsupialis*, y una abundancia baja homogénea para el resto de especies, representando una riqueza alta comparado

con el resto de sitios (Figura 25). La Zona Protectora Las Tablas representa el sitio con mayor riqueza, así mismo, la distribución de las abundancias es más homogénea con dominancia de *Didelphis marsupialis* (Figura 26).

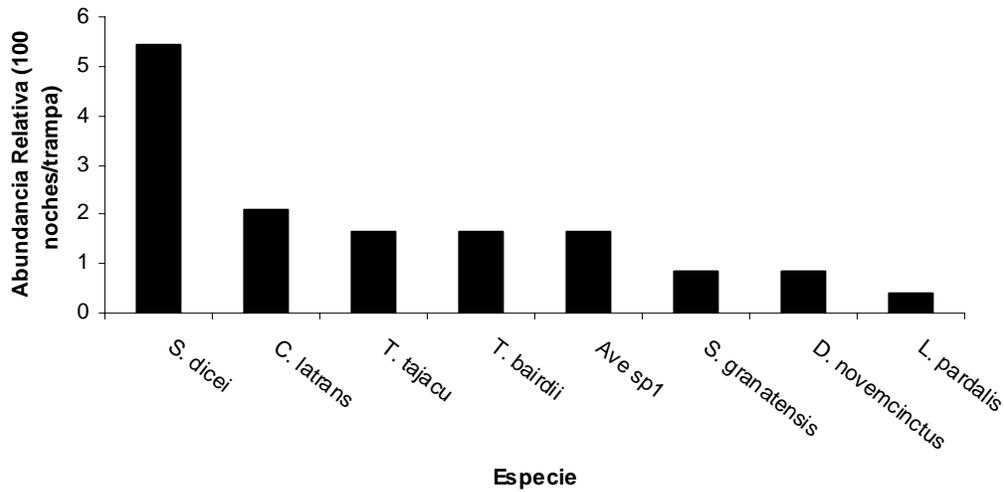


Figura 23. Abundancia por especie en el Parque Nacional Chirripó

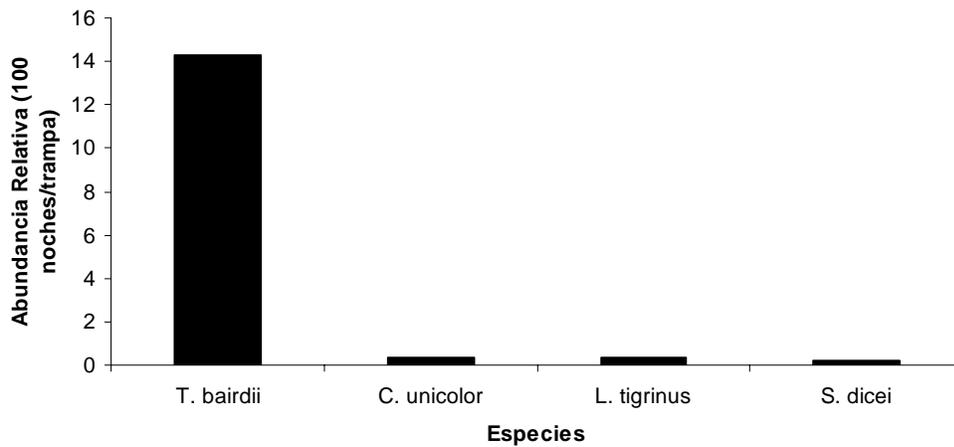


Figura 24. Abundancia por especie en el Parque Internacional La Amistad sector Valle del Silencio

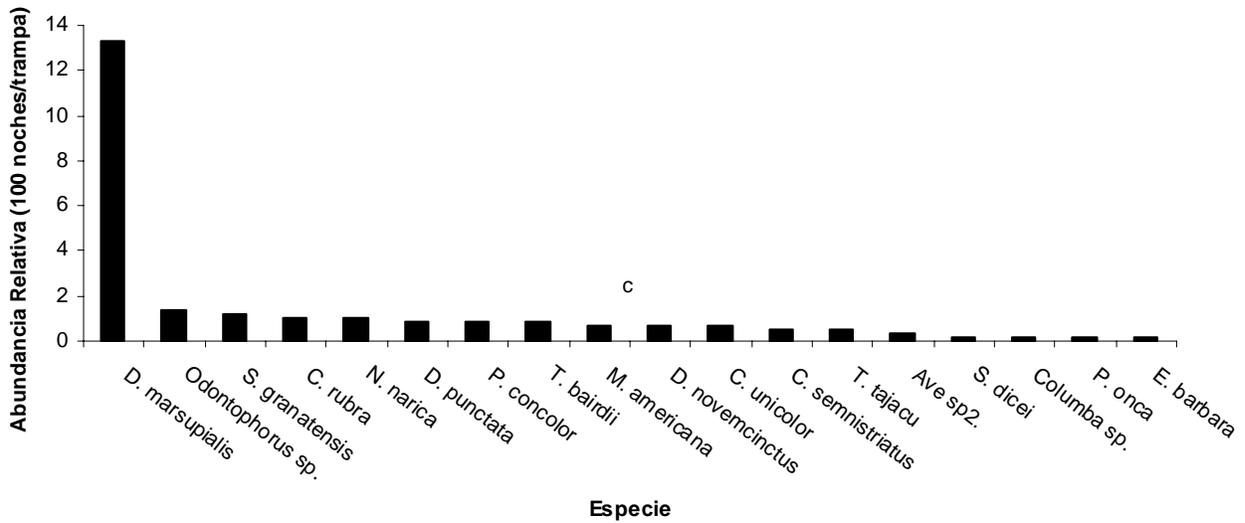


Figura 25. Abundancia por especie en Fila Pittier

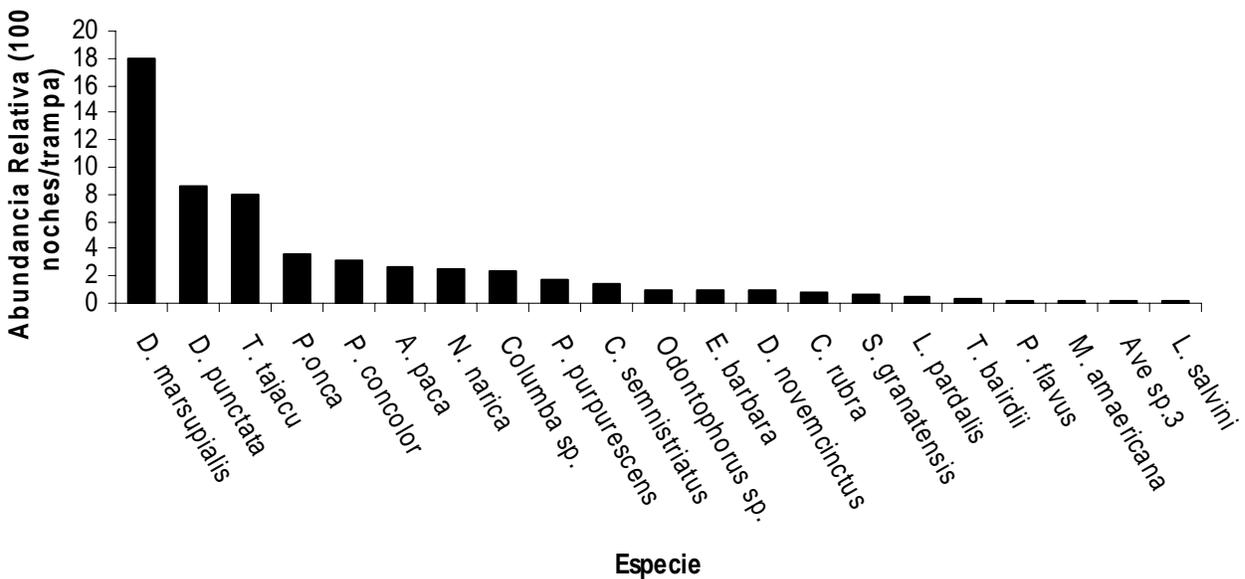


Figura 26. Abundancia por especie en el Zona Protectora Las Tablas

A su vez la distribución de depredadores principales y secundarios, presas más comunes y especie más abundante, cambian a través del gradiente altitudinal (Figura 27). Se realizó un análisis de componentes principales con todas las especies para ver la relación entre las especies y los sitios (Figura 28).

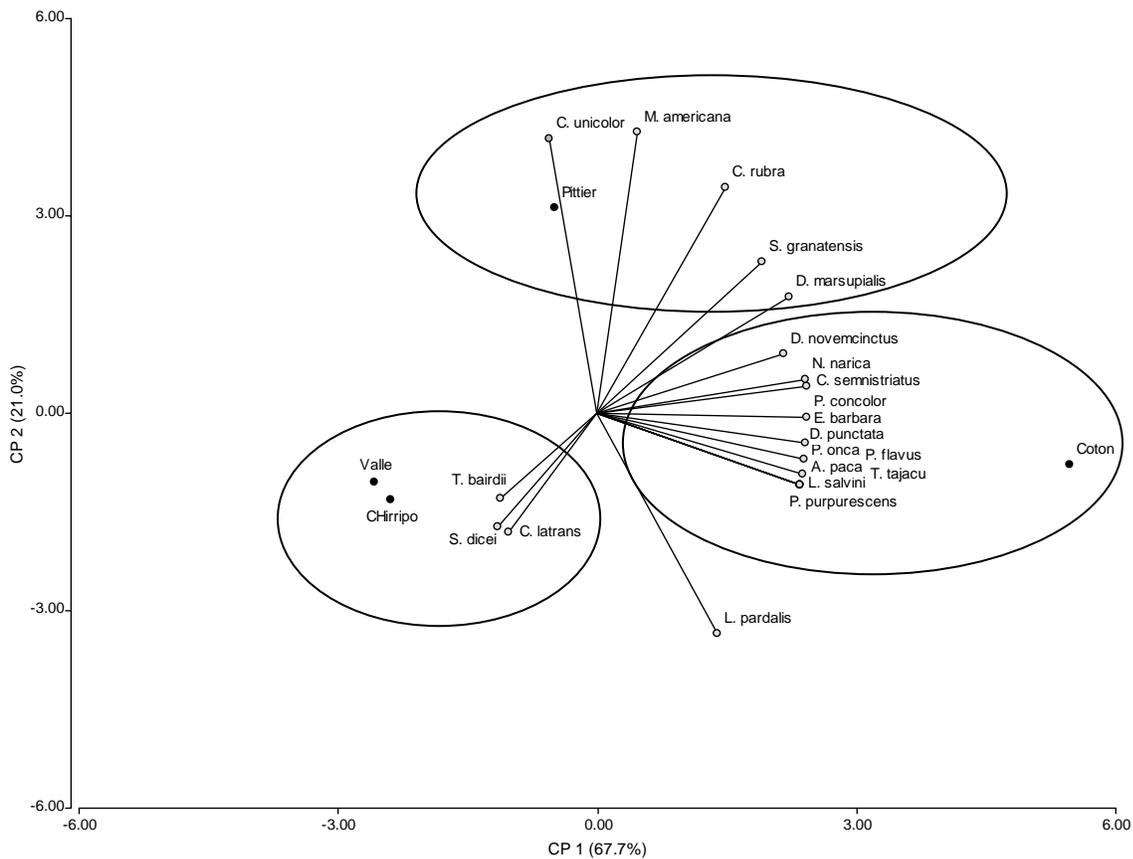
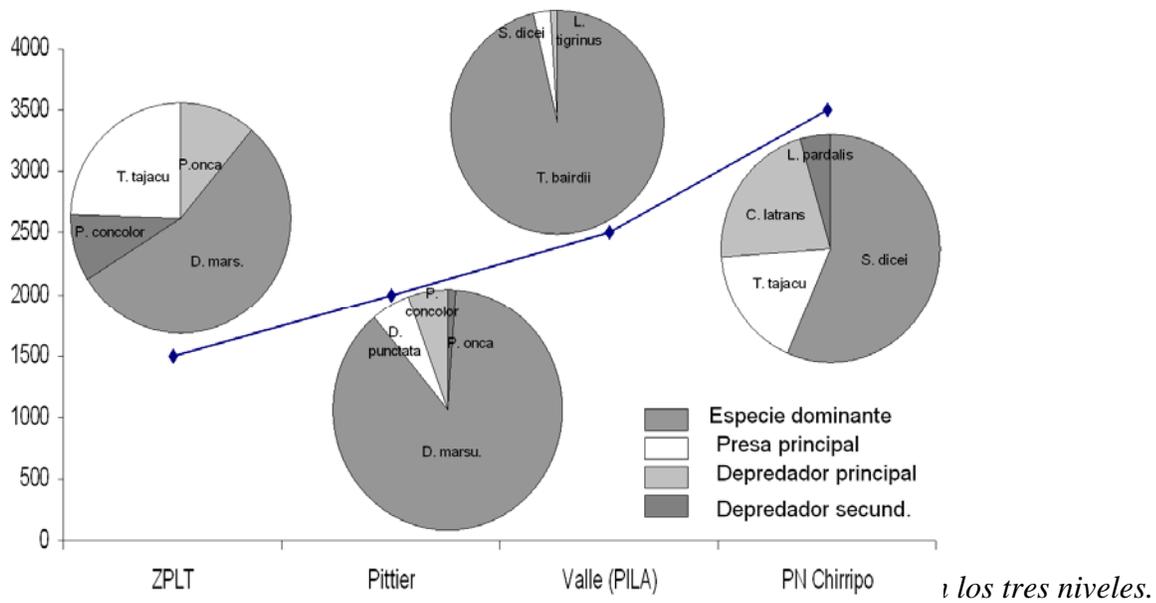


Figura 28. Análisis de componentes principales por abundancia y sitios

Se observó una relación entre los sitios y diferentes ensamblajes de especies de mamíferos, donde el sitio PN Chirripo y Valle del Silencio fueron muy semejantes, y están asociados con especies como el

Tapir, el conejo y el coyote, especies abundantes, dominantes y restringidas a estos tipos de hábitat por encima de los 2500 msnm. Otro grupo fue el sitio Pittier relacionado con especies de altura como la ardilla, el Zorro pelón y las pavas, y diferenciados a su vez del ensamblaje principal, el cual consiste en un ensamblaje completo desde carnívoros grandes como Jaguar y Puma, hasta herbívoros, meso-carnívoros y roedores. Esta diferenciación define la relación entre los hábitats de altitudes medias (1500 y 2000 msnm) y altitudes mayores (>2500), lo que plantea cuestiones relacionadas con la eco-región, y cómo manejar las fronteras de bosque a las altitudes medias, las cuales representan los hábitats de mayor riqueza.

Patrones de Actividad

Se encontraron diferencias entre los patrones de actividad de todas las especies. Un total de 625 capturas se utilizaron para analizar los patrones de actividad de todas las especies (Figura 29).

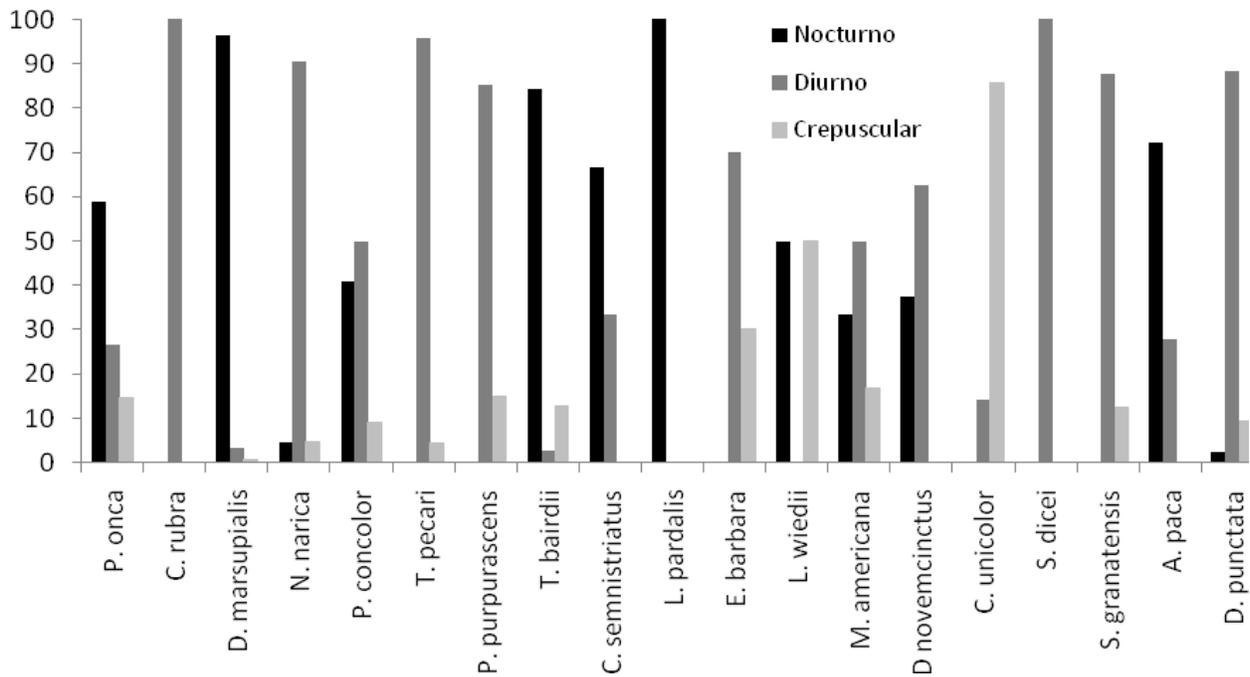


Figura 29. Actividad de todas las especies capturadas por categoría de horario.

Estos patrones se distribuyen a lo largo del día, siendo predominante la actividad en horas nocturnas (Figura 30), sin embargo, no existen diferencias significativas entre la distribución de los tres periodos ($p=0.2686$) ni entre periodos de una hora ($p=0,8828$).

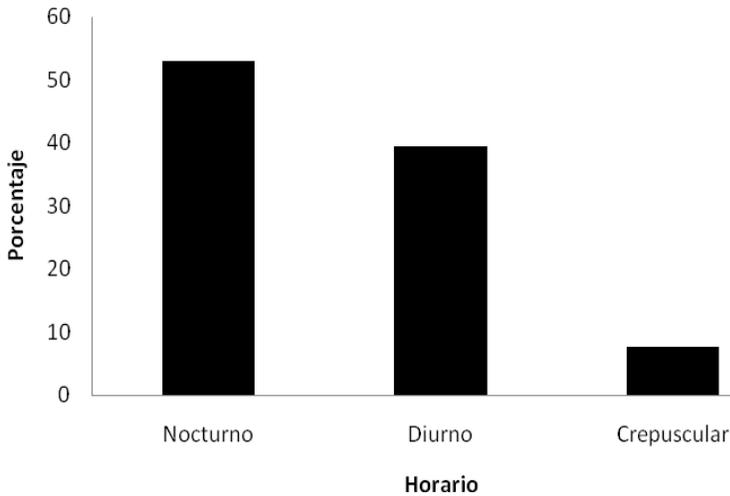


Figura 30. Distribución de actividades de mamíferos durante ciclos diarios.

Se encontró además una predominancia de baja sobre-posición de los patrones de actividad entre las especies, siendo el menor porcentaje (0-20%) el predominante, lo que indica una alta heterogeneidad en el uso del tiempo de la comunidad de mamíferos mediano y grandes, existiendo actividad a lo largo de todo el ciclo de 24 h, lo que se representa en la magnitud de sobre-pocisiones y la frecuencia de estas. (Figura 31).

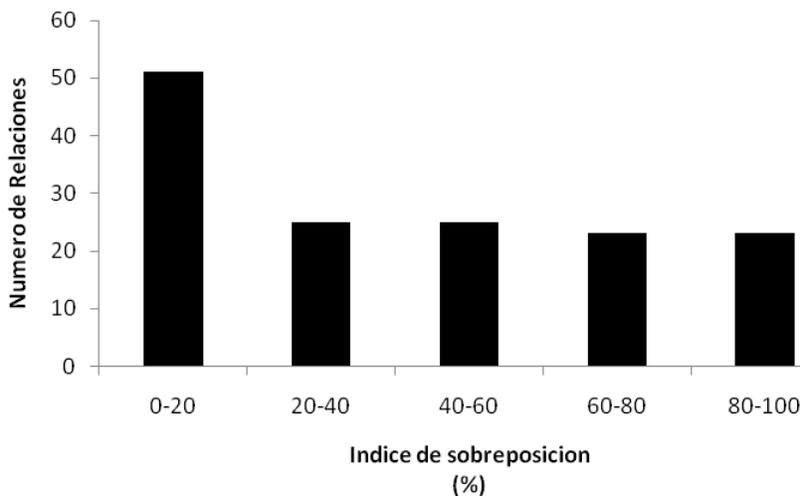


Figura 31. Índices de sobre posición de actividades de mamíferos.

No se encontraron diferencias significativas entre los índices de todas las especies ($p=0,5590$). A nivel de órdenes, se muestran patrones diferenciados de actividad de todos, donde algunos presentan patrones primariamente nocturnos, nocturnos o diurnos y otros catameráles (Figura 32).

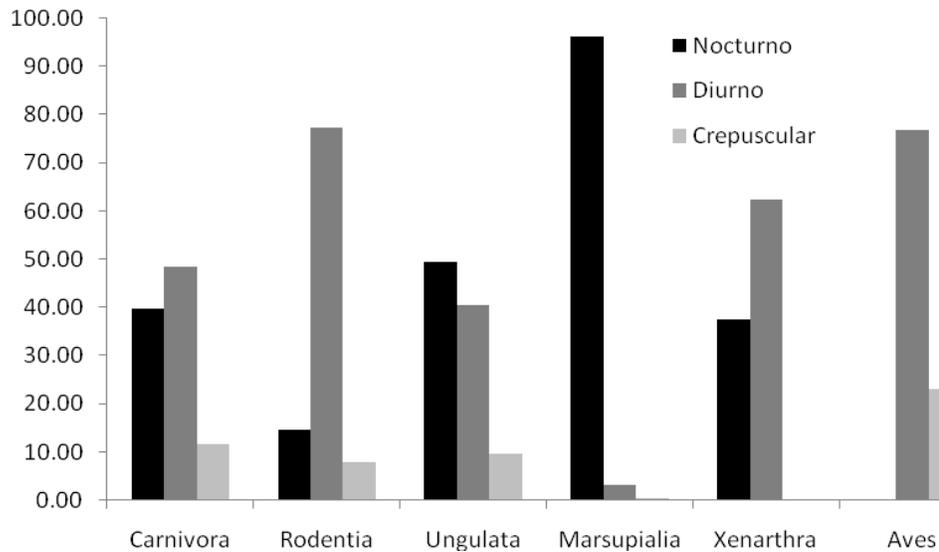


Figura 32. Patrones de actividad por orden taxonómico.

A su vez, el índice de Chao-Jaccard (Chao et ál. 2006) indicó que existe una alta similitud o sobre-posición entre los órdenes. El orden carnívora muestra una sobre-posición total sobre la mayoría de los otros órdenes, exceptuando la Clase Aves (Figura 33)

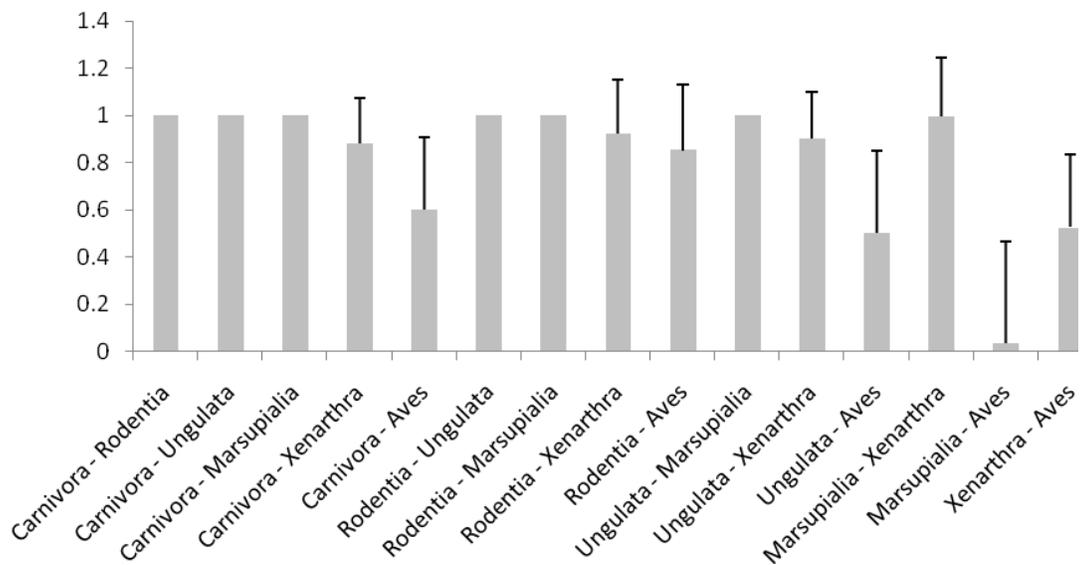


Figura 33. Índices de similitud de Chao-Jaccard entre órdenes y la clase Aves.

4.2.1 Discusión

El orden de mayor riqueza fue el orden Carnívora, el cual representó el 44% del total de especies de mamíferos, y el 28% del total de especies incluyendo aves. Sin embargo, los ungulados y

Didelfimorfos representaron los órdenes más numerosos, a pesar de no representar la mayor riqueza. Estos patrones de distribución de especies dentro del ensamblaje pueden estar relacionados con la diversidad y abundancia de grupos de presas, en el caso de carnívoros, o con la abundancia y dominancia de recursos que propicien cierto tipo de herbívoros (Lambert et ál. 2006).

La sobre abundancia de especies presa como el Zorro Pelón (*Didelphis marsupialis*), saino (*Pecari tajacu*) y la danta (*Tapirus bairdii*) pueden explicar la dominancia en riqueza de carnívoros, así como, la dominancia de meso carnívoros, que a su vez representan especies presa potencial para el jaguar (Emmons 1987). Sin embargo la diferenciación entre los diferentes pisos altitudinales marca patrones de distribución de las especies, a lo largo de toda la cadena trófica, con excepciones en zonas de alta densidad de presas y ausencia o baja abundancia de depredadores. La presencia de grandes carnívoros, y un ensamble sustancial de meso-carnívoros generalmente está asociada a las menores altitudes, y está probablemente relacionada con la riqueza de especies potenciales, incluyendo roedores, aves, entre otros grupos de presas potenciales. Considerando que las zonas bajas fueron históricamente afectadas por alta presión de cacería, al parecer la protección activa de algunas zonas ha permitido procesos de re-faunación, donde actualmente se encuentran altas riquezas. Sin embargo, aun especies como el *Didelphis marsupialis*, son extremadamente abundantes en ciertas zonas, lo que puede representar un efecto de procesos de alteración; sin embargo, este puede cumplir un papel importante en la dieta de especies como el jaguar. A su vez, ciertos hábitats dentro de la región están propiciando el mantenimiento de altas densidades de especies como el tapir (Gonzalez-Maya et ál. En prep.), donde éste representa la especie más dominante de hábitats de bosques de roble, lo cual no se considera típico para la especie (Lizcano com pers.⁵). Como se mencionó anteriormente, la ZP Las Tablas representó el sitio de mayor riqueza y abundancia relativa; este patrón continua con una disminución a medida que aumenta la elevación, y no difiere de estudios anteriores para mamíferos, donde altitudes medias representan picos de riqueza para roedores (Heaney et ál. 1989), con evidencia de hábitats únicos de alta riqueza tanto a altas y bajas altitudes (Patterson et ál., 1990) como el caso del PN Chirripó para mamíferos medianos en este estudio. Este gradiente aún representa un vacío de información, y es un aspecto considerado crítico para áreas de alta diversidad de especies, donde existe urgencia de priorizar áreas para conservación (Heaney et ál. 1989; Peterson *et al* 1993; Ruggiero *et al* 1998; Sánchez-Cordero 2001) como el caso de Talamanca. A su vez, la estructura de las comunidades dentro de este gradiente, muestra un cambio entre las especies dominantes, la presa principal, el depredador principal y el depredador secundario, donde se

⁵ Lizcano, D. Distribucion de *Tapirus bairdii*. IUCN Tapir Specialist Group. 2007

da una diferenciación en cuanto a la abundancia de estos, notándose una interrupción del patrón a los 2600 msnm, pero manteniendo la misma estructura en los restantes tres niveles. Esta estructura está definida en si por la composición de especies de cada ensamble, y presenta una relación entre las altitudes con las especies existentes. Una vez más los ecosistemas más homogéneos, representan similitudes altas en cuanto a las especies relacionadas, la interrupción de los patrones de riqueza se da entre los 2600 y 3500 msnm, donde estos dos hábitats están relacionados con una baja riqueza de especies, mientras los hábitats de menor altitud presenta una mayor riqueza, siendo la ZP Las Tablas la que presenta una asociación más fuerte entre especies y una mayor riqueza en todos los niveles tróficos. La alta abundancia de dantas en uno de los pisos puede explicarse por la amplitud de dieta y su ubicación en la cadena trófica (Robinson y Redford 1986). Sin embargo, no coincide con la aparente relación entre el tamaño corporal y la densidad. A pesar de no contar con estimaciones de densidad, la alta abundancia relativa de esta especie supera por gran magnitud el resto de estimaciones con la misma metodología a lo largo de la región (Noss et ál. 2003).

La pendiente y altitud muestra a su vez una influencia fuerte sobre la riqueza de carnívoros, siendo los hábitats de menor pendiente y mayor cobertura los que representan la mayor riqueza, a la vez que la cobertura es bastante representativa para explicar la abundancia de estos. Estas variables explicativas a su vez determinan la estructura del hábitat, sin embargo, para pequeños mamíferos estas variables no han resultado significativas, donde las abundancias se explican en mayor magnitud con la abundancia de recursos directos como abundancia de frutos (Lambert et ál. 2006).

Los patrones de actividad muestran una alta preferencia por horarios nocturnos, pero con baja sobre-posición a nivel general de las actividades entre especies. Esta preferencia por usos nocturnos no se ha reportado anteriormente para mamíferos tropicales (Schaik and Griffiths 1996), donde para otras regiones se ha reportado una preferencia general por actividades catameráles, a su vez, parece no existir una diferenciación entre órdenes para el uso del tiempo, donde los resultados de Chao-Jaccard no indicaron diferencias significativas en la mayoría de grupos exceptuando la Clase Aves, la cual si presenta una diferenciación bastante evidente frente a otros órdenes. Propuestas anteriores sobre la organización de estos patrones (Schaik y Griffiths 1996, Weckel et ál. 2006) indican tres periodos principales de organización del uso temporal (diurno, nocturno y crepuscular), sin embargo, estos periodos no necesariamente representan la verdadera distribución, acumulándose las mayores abundancias en periodos marcados de cuatro horas a lo largo de un ciclo completo. Esto tiene implicaciones metodológicas para el establecimiento de posteriores estudios y a nivel ecológico representa una mayor discusión y análisis, ya que al utilizar periodos grandes se pierden diferencias

significativas que al utilizar periodos más cortos, es decir se pueden hacer distribuciones de horarios más precisas al utilizar periodos más pequeños de tiempo al contar con mayor nivel de detalle, y dependiendo del método utilizado.

El uso de datos “*by-catch*”, es decir, datos extras obtenidos de un muestreo no diseñado para ese fin, es una fuente de información valorada cada vez más para especies no focales o que no son objeto como tal de un estudio y no representan un esfuerzo adicional para el investigador (Gonzalez-Maya et al. En prensa). Los resultados indican que por medio de datos obtenidos por cámaras-trampa, se puede generar información útil y en muchos casos básica para especies poco conocidas como pequeños carnívoros entre otros órdenes y especies (Gonzalez-Maya et ál. En prensa).

4.3 Objetivo3. Cacería y conflictos humanos

Se realizaron un total de 75 entrevistas a lo largo de la región de Talamanca, de este total el 26% fueron realizadas en comunidades indígenas y el 49% restante a gente blanca.

Las entrevistas se repartieron de forma aleatoria por la región pacífico, intentando cubrir las zonas colindantes con bosque a lo largo de la vertiente. Los resultados muestran tendencias muy diferentes dependiendo de la zona, existiendo zonas con mayor presión de cacería, zonas de mayor aceptación y mejor percepción de las áreas protegidas, y zonas con mayor incidencia de conflictos.

El promedio de tamaño de propiedades para todo el estudio fue de 292,49 ha, el cual es muy alto pues incluye dos propiedades en Las Tablas y Durika, con 11600 ha y 8500 ha respectivamente. Sin embargo, al excluir estas dos propiedades el promedio de tamaño de la propiedad es de 25,16 ha, donde para los propietarios de origen blanco el promedio es de 32,8 ha, y aquellos de origen indígena con un promedio de 5,4 ha. La intensidad de la cacería, fue medida en términos de la frecuencia de consumo domestico de carne, así como por la cantidad de cazadores reportados para las diferentes zonas (Cuadro11).

Cuadro 11. Numero de cazadores de cazadores según origen

Cant. de cazadores	No-indígena	Indígena	Total
1-5	29.3 (40.0)	4.00 (15)	33.33
5-10	16.0 (21.8)	10.6 (40)	26.66
10-15	4.00 (5.40)	5.3 (20)	9.33
+ 15	0.00	0.00	0.00
NS/NR	24.0 (32.7)	6.6 (25)	30.60
Total	73.4	26.59	100

* los valores entre paréntesis representan el aporte por origen

Del total de entrevistados el 26,6% aseguró comer menos de 5 veces por mes “carne de monte”, mientras que el 8% aseguró entre 5 y 10 veces, el 6,6% de 10 a 15 veces por mes, y el 58,6% restante asegura no saber o no consumir. Se encontró una relación significativa entre el número de cazadores y la intensidad de consumo en las comunidades ($p=0.0032$, $MV-G2=27.63$) donde por medio de un análisis de correspondencias, se identificó que los lugares con menor cantidad de cazadores presentan la mayor intensidad de consumo y viceversa (Figura 34).

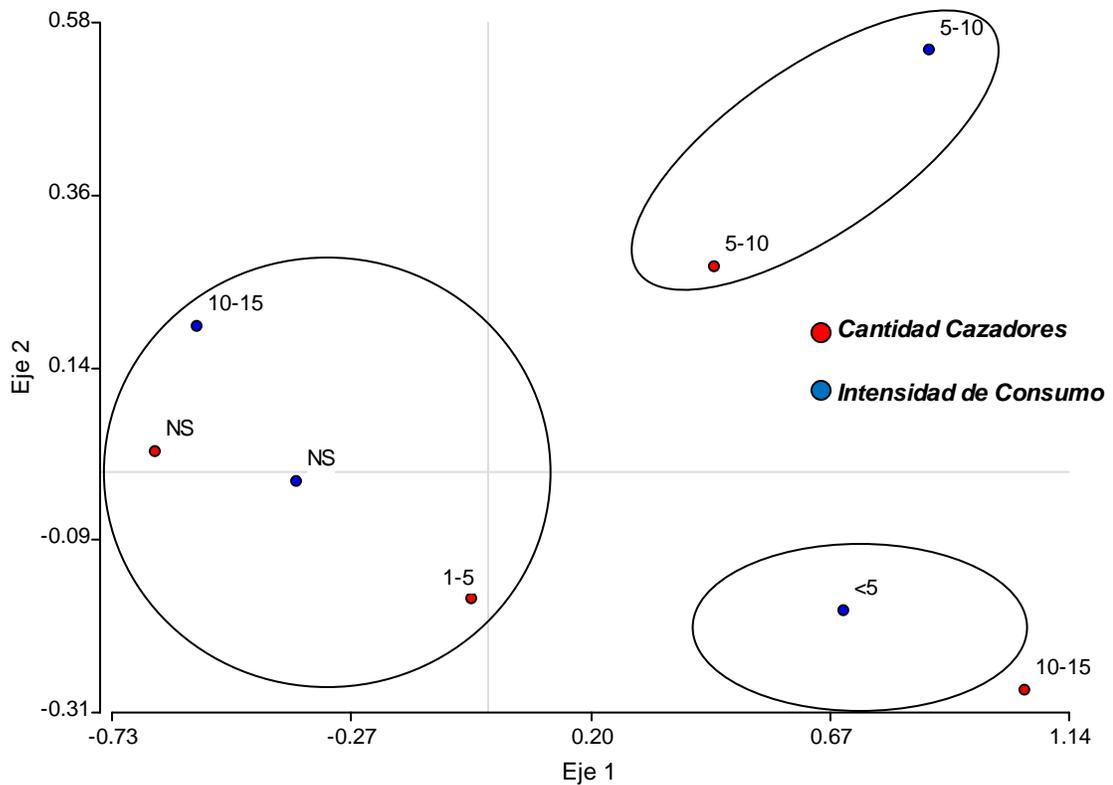


Figura 34. Análisis de correspondencias principales por abundancia y sitios.

De este total, el 80% de los indígenas aseguran cazar, mientras que solo el 27,2% de los entrevistados blancos aseguran hacerlo, y se encontró una relación positiva por medio de una regresión logística entre el tiempo de residencia en la región y el hecho de si cazan o no ($p=0.0079$), donde a medida que aumenta el tiempo de residencia en la región la incidencia de cacería es mayor.

Cuadro 12. Distribución e intensidad (consumo por mes) de consumo de carne silvestre

Origen	Intensidad de Consumo (%)					Total
	< 5	5-10	10-15	>15	NS/NR	
No-indígena	16.00	4.00	0.00	0.00	53.33	73.33
Indígena	10.67	4.00	6.67	0.00	5.33	26.67
Total	26.67	8.00	6.67	0.00	58.67	100.00

Del total de entrevistados, 76% aseguran que si existe cacería en su región, y solo el 24% aseguran de no haber escuchado en algún tiempo de esta actividad, a su vez, el 28% asegura que la cacería ha aumentado en los últimos 10 años, el 52% que esta actividad ha disminuido, 8% que esta permanece igual y 12% no sabe o no responde, existiendo a su vez una relación significativa según el origen cultural y la percepción de la cacería ($p=0.0170$, $MV-G2= 10.12$), donde la mayoría de

personas de origen blanco aseguran que la cacería ha permanecido igual en los últimos 10 años, y las personas de origen indígena aseguran que esta ha aumentado.

A la vez, se pudo estimar que existen dos tipos de cacería predominantes, donde se encontró una relación significativa ($p < 0.0001$, $MV-G2 = 61.97$) indicando que el 100% de los entrevistados de origen indígena presentan cacería (propia y de conocidos) de subsistencia, mientras que los entrevistados de origen blanco realizan cacería por razones deportivas (Cuadro 13).

Cuadro 13. Tipos de cacería según origen

Motivo	No-indígena	Indígena	Total
Económica	4 (5.4)	0.00	4.00
Subsistencia	8 (10.9)	26.6 (100)	34.60
Deportiva	42.6 (58.18)	0.00	42.60
NS/NR	18.6 (25.4)	0.00	18.60
Total	73.20	26.60	100.00

* los valores entre paréntesis representan el aporte por origen

Se encontró una relación significativa entre la comunidad y la cantidad de cazadores ($MV-G2 = 105.71$, $p = 0.0116$) y el origen y la cantidad de cazadores ($p = 0.0456$, $MV-G2 = 7.86$), donde por medio de un análisis de correspondencias se identificaron las comunidades de mayor incidencia de cacería (Salitre, Bajos de Coto, La Puna, Cerro de la Muerte y Ollán), las de presencia en baja intensidad (Tres colinas, Helechales, Esperanzas, Durika, 3 de Junio, san Rafael, Jaboncillo, Sabalito, Biolley y Cabagra) y las de ausencia o desconocimiento (Figura 35).

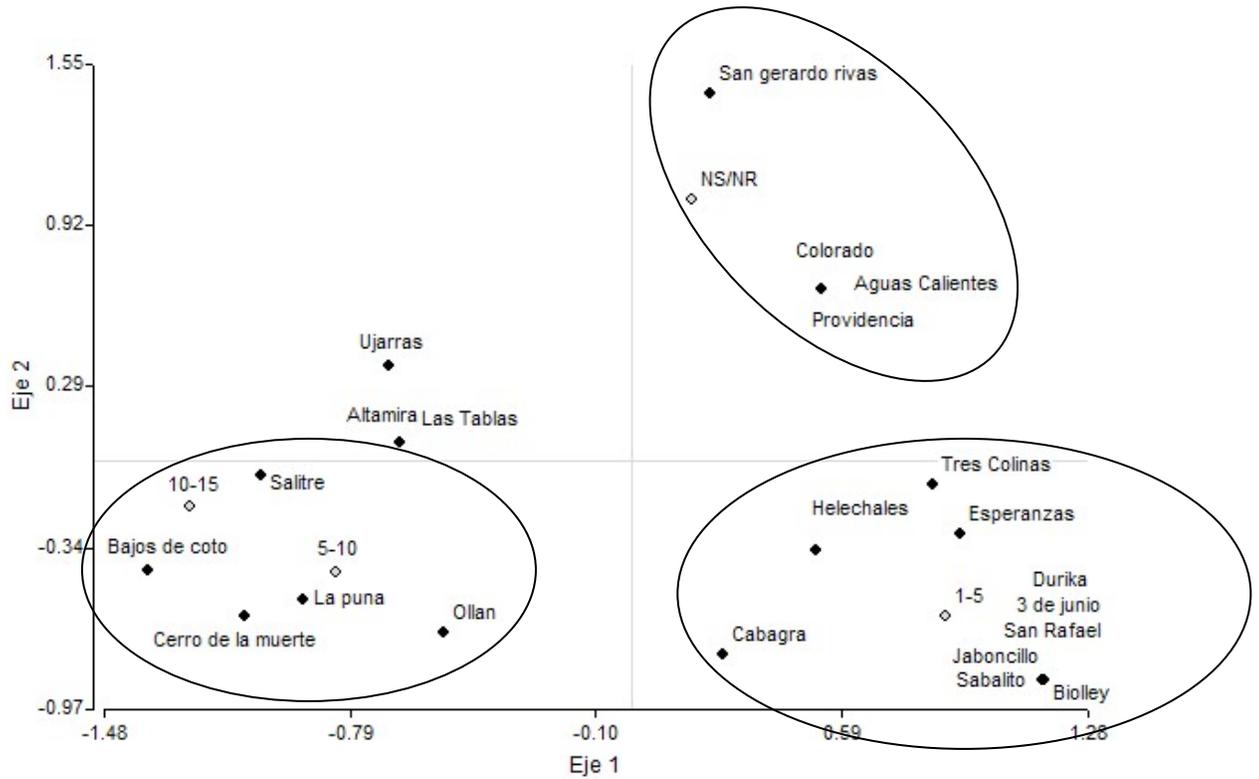


Figura 35. Análisis de correspondencias entre comunidad e intensidad de cacería

El jaguar no fue reportado como una especie comúnmente cazada, mientras que el tepezcuintle (*Agouti paca*), la guatusa (*Dasyprocta punctata*) y el saíno (*Tayassu tajacu*) fueron las especies más consumidas, además de predilectas por la mayoría de los entrevistados. Se encontró así una relación entre la especie más consumida y el área protegida donde se caza ($MV-G2=24,13$, $p<0,0001$), obteniendo una relación entre las especies más abundantes según los datos ecológicos y la zona de cacería (Figura 36).

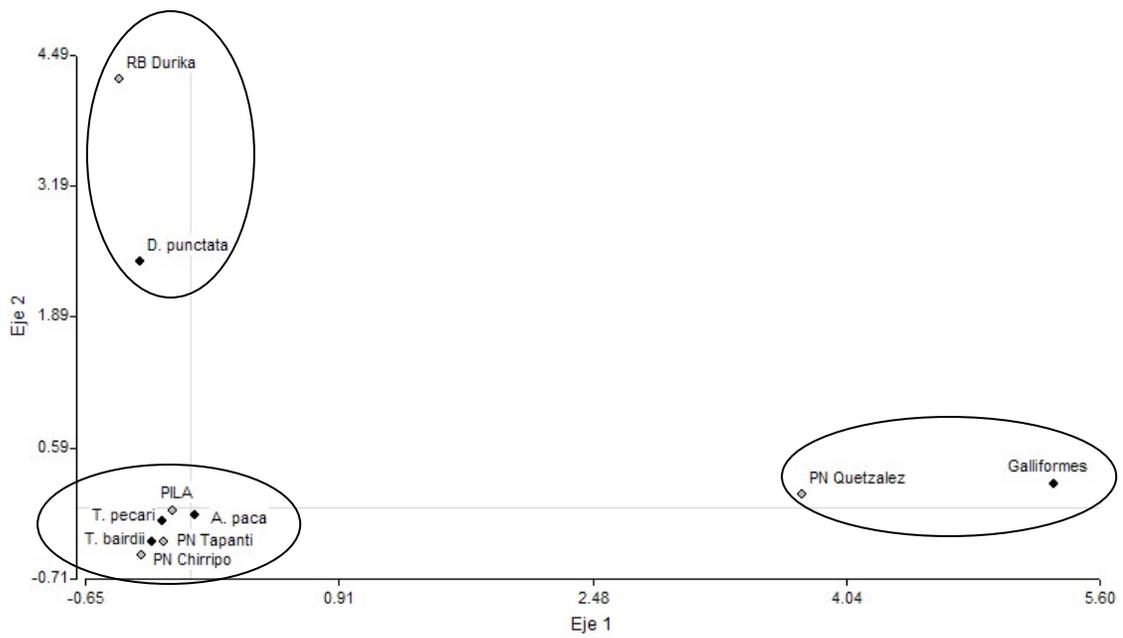


Figura 36. Análisis de correspondencias entre Área protegida y especie más consumida

Este patrón coincide con la relación significativa entre el origen cultural y la carne más consumida ($MV-G2=13.51, p=0.0124$), donde los cazadores blancos mantienen una preferencia por la carne de saíno y de galliformes, mientras que los indígenas por la guatusa, y ambos consumen el tepezcuintle. No se pudo observar una segregación o patrón entre las zonas de cacería (Figura 37).

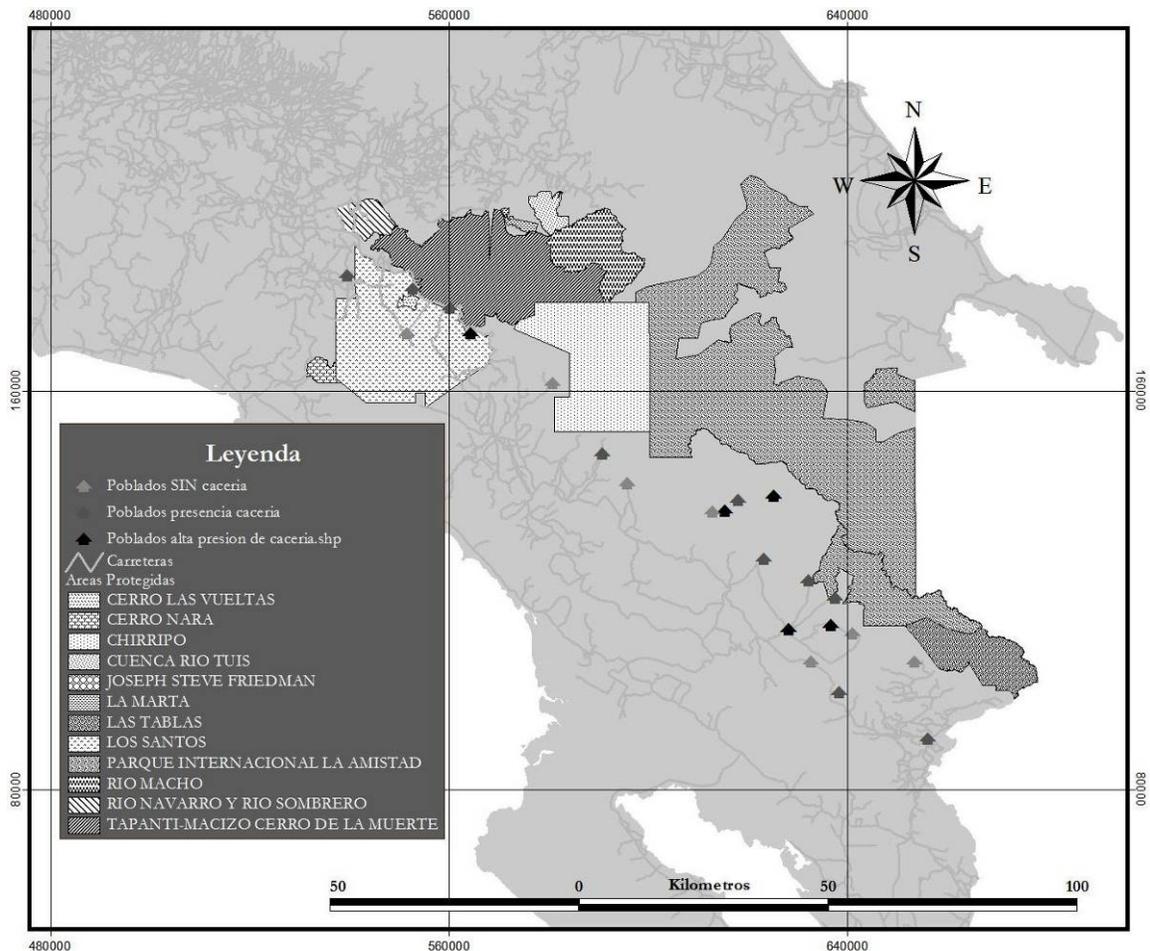


Figura 37. Distribución de poblados según influencia de cacería.

Durante el tiempo de muestreo se comprobó la muerte de cuatro jaguares, entre ellos uno melánico; tres fueron cazados por encuentros casuales y uno por depredar animales domésticos; los cuatro comprobados, más tres reportados sin evidencia, fueron en la zona de Ollán y La Puna, en límites con el PILA, también algunos reportes individuales en Cerro de la Muerte y Tapantí.

En cuanto a las zonas de cacería, se encontró una relación significativa entre los sitios de cacería y el origen cultural ($MV-G2=27,42$, $p=0,0001$) donde los indígenas cazan principalmente dentro de las reservas y los de origen blanco en sus fincas y áreas protegidas. A su vez, se encontró que el 100% de los indígenas caza directamente la carne, mientras los blancos también la compran, y existe una relación significativa entre estas variables ($MV-G2= 7,48$, $p=0.0054$).

El 77,3% de los entrevistados reportaron haber tenido conflictos con vida silvestre, donde lo más comúnmente reportado fue la depredación de animales domésticos pequeños como gallinas, gatos y perros (96,5%), la depredación de ganado fue reportada en forma directa solo en Bajos de Coto y Las Alturas de Cotón (3,4%), pero fue mencionado por los entrevistados como que le sucedió a conocidos, ganado pequeño como cabras y cerdos también fueron reportados (20,6%). En Cotón, por medio de una cámara-trampa, se comprobó que fue un puma el causante de la depredación de 16 terneros en un corral. Se encontró una regresión logística positiva entre el origen y la cantidad de ataques por año ($p=0.012$), existiendo más ataques en fincas de blancos que indígenas.

De todos los reportes de depredación, las especies identificadas como causantes más comunes fueron el caucel (*Leopardus tigrinus*) y el tolomuco (*Eira barbara*) con un 68,9 %, seguido por el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*) y el manigordo (*Leopardus pardalis*) con el 31 % restante. También se reportaron problemas con Coyotes (*Canis latrans*) y otros carnívoros pequeños. Al cuestionar la identificación de los ataques no se tenía muy claro la forma y rasgos del ataque, principalmente la diferenciación entre jaguar y puma, por lo que ningún reporte de jaguar fue convincente totalmente.

A pesar del alto porcentaje de reportes (77,3%), el 73,3% de los afectados consideran que no es un problema en la región y son ataques esporádicos; solo dos reportes en La Puna afirman que los ataques son diarios y realizados por jaguar a perros, a su vez, no se encontraron relaciones significativas entre las variables y el problema ($p=0,4800$).

En cuanto a la percepción de las áreas protegidas por parte de blancos e indígenas se encontró una relación significativa ($p<0,0001$, $MV-G2=44,52$), donde la mayoría de pobladores indígenas entienden los beneficios de las AP, mientras que entre los blancos existieron percepciones encontradas, y se reportaron beneficios como que generan recursos (agua, aire, animales; 21,31%), protegen recursos (aire, agua, bosque; 47,54%) y negativos como problemas de tierras (pagos, etc; 19,67%) y restricciones de uso (cacería, control, tala; 11,48%). A su vez, existe una relación entre la percepción de que son o no suficientes las AP para la protección de la fauna y los beneficios para la gente ($p<0,0001$, $MV-G2=11,25$), pero no se encontraron relaciones entre las razones de estas respuestas ($p=0,0900$, $MV-G2=30,02$).

Por otra parte, se encontró una relación entre la percepción de si las AP ayudan a la protección de la fauna y si estas son suficientes ($p<0,0001$, $MV-G2=10,87$) y las razones de esto ($p=0,003$, $MV-G2=43,56$).

4.3.1 Discusión

La realización de entrevistas dentro de un rango amplio resultó ser una herramienta poderosa para la adquisición de información dentro de regiones grandes, y puede plantear los principios y pautas para la consecución de información confiable sobre cacería y conflictos. Sin embargo, existen diferentes dificultades con respecto a la accesibilidad a las comunidades, y a los pobladores en general para la aplicación de entrevistas estructuradas de forma personal.

La distribución de las entrevistas en el presente trabajo se dio en respuesta de la accesibilidad, por lo que el número de entrevistados de origen indígena resultó ser mucho menor que el de origen blanco, debido principalmente a la ubicación y distribución de los lugares de residencia. Las comunidades indígenas dentro de las reservas generalmente mantienen una distribución dispersa, con pocos núcleos residenciales, y generalmente las vías de acceso y distribución de las residencias es aislada y dificultosa de acceder desde el punto de vista logístico, y donde los movimientos a núcleos urbanos, o traslado a diferentes regiones es generalmente reducido o mínimo. Por lo contrario, los habitantes de origen blanco generalmente presentan una distribución más agregada en núcleos urbanos y generalmente con buena accesibilidad, donde además los movimientos son mayores entre los núcleos rurales, a núcleos urbanos, e incluso a otras regiones del país. Este factor representó una variable determinante en la composición de la muestra.

Del total de entrevistados se logró obtener una muestra representativa de las diferentes regiones y un se pudo observar un alto conocimiento del tema por las personas entrevistadas. Sin embargo, debido a la heterogeneidad de la zona, de los patrones históricos de migración regionales dentro del país, y por ende la composición de las comunidades, y el tipo de hábitats más relacionado con las zonas de residencia, se requiere de un alto esfuerzo de muestreo con el fin de cubrir los diferentes orígenes culturales, actividades económicas/productivas, y configuraciones socio-culturales en las diferentes áreas dentro de la región de estudio.

Los resultados de forma general indicaron una alta presión de cacería y diferentes patrones en la configuración de esta, sin embargo indican una baja incidencia de conflictos con jaguar, algunas zonas mostraron una mayor frecuencia y magnitud de esta, pero en general se presentan en baja intensidad. La configuración de los patrones de cacería se presentó de diferentes formas, existiendo relaciones entre factores directamente relacionados con la actividad y otros factores subyacentes a la misma.

La posesión y magnitud de las propiedades parece tener una influencia directa sobre los regímenes de cacería, donde para personas de origen blanco el promedio de propiedad es

significativamente mayor al indígena, a pesar de la divergencia entre las legislaciones y leyes locales y de reserva sobre la tenencia, donde estos presentan un nivel más alto de práctica de la cacería de subsistencia, lo cual puede estar relacionado con la concepción cultural de producción o la imposibilidad de mantener actividades productivas de subsistencia debido a restricciones de suelos o tamaños de propiedad. Estos factores pueden estar relacionados a su vez con los niveles de aceptación de la actividad y/o la fiabilidad de las respuestas de cada grupo.

Se pudo determinar una relación entre el número de cazadores y la intensidad de la cacería, lo cual puede estar relacionado con la presión sobre diferentes áreas de la eco-región. Al parecer la separación y distribución de las especies de caza se da en relación al número de personas que practican esta actividad, manteniendo una presión similar a lo largo de la región con zonas de mayor extracción; sin embargo los datos no son suficientes para indicar las diferencias en magnitud. Esta relación a su vez, marca un patrón de presión homogéneo sobre las poblaciones silvestres, ya que probablemente algún tipo de organización social hace que se dé una distribución similar entre las piezas de caza dentro de la población, donde como afirma Vargas-Tovar (2000) este tipo patrón puede responder a formas de organización cultural no explícitas, es decir zonas que presentan un mayor número de cazadores, muestran a su vez una menor intensidad en el consumo, y zonas de menor número de cazadores indican una mayor intensidad de consumo, lo cual podría estar regulado de esta forma con el fin de evitar conflictos dentro de las comunidades que generalmente comparten o comercializan las piezas. Por ende, a pesar de no contar con datos exactos sobre la cantidad piezas de cacería, este tendería a mantener una relación similar a lo largo de la región.

Por otra parte, un alto porcentaje de la población indígena respondió de forma afirmativa cuando se preguntó si se practicaba la actividad, mientras un porcentaje relativamente bajo de la población blanca lo hizo. Diferentes factores pueden afectar esta afirmación; en primer lugar el desconocimiento de la legislación, y la ausencia de medidas mitigatorias para la actividad pueden referir estos patrones a la divulgación abierta de la actividad. Por otra parte, al considerarse una actividad cultural importante dentro de algunas culturas indígenas, esta no representa un delito o una prohibición para ellos, por ende, afirman su actividad, tomando en cuenta además que esta puede representar una fuente importante de ingresos y una fuente de sustento para estas comunidades. Por el contrario, el bajo porcentaje de aceptación entre blancos, se puede explicar por el contacto permanente con las autoridades y el conocimiento de las medidas legales en contra de la actividad, y el conocimiento de casos de ajusticiamiento de vecinos. Sin embargo, es impredecible y desconocido el real aporte proteínico de la cacería a las dietas locales, y por ende su aporte a la seguridad

económica y alimentaria de las comunidades; a diferencia de comunidades estudiadas en el Amazonas y otras regiones tropicales, donde esta actividad sí representa un aporte importante y en ocasiones fundamental a esta seguridad antes mencionada (Zapata 2001) y donde se ha demostrado que es la fuente principal de proteínas para los indígenas y una contribución importante al mejoramiento en la calidad de la dieta de muchos colonos (Vickers, 1991).

Unido a esto, el tipo de cacería y la finalidad de esta difieren entre los dos orígenes culturales. Los dos tipos presentes dentro de los entrevistados fueron identificados como cacería de subsistencia y deportiva o diversión. Se logró demostrar una diferenciación marcada entre estos objetivos, donde los habitantes de origen indígena afirman que en sus comunidades se realiza cacería solo de subsistencia, mientras los de origen blanco indican un bajo porcentaje por subsistencia y con fines económicos, y predominantemente se considera una actividad deportiva. Este patrón puede seguir el mismo comportamiento mencionado anteriormente, donde para los grupos indígenas todavía puede representar un aporte importante a su subsistencia mientras que para los blancos esta no representa una actividad económica predominante, y generalmente obtienen sus ingresos de otras fuentes laborales. De la misma forma, el tipo de cacería que se realiza y los métodos empleados indican una diferenciación en cuanto a los recursos invertidos en la actividad, la cacería indígena generalmente se realiza de forma artesanal por medio del uso de armas artesanales, y en la minoría de los casos con el uso de armas de fuego, sin embargo entre blancos la actividad representa una inversión alta por el uso de perros entrenados y armas especiales, donde la incurrencia de gastos para el uso de estos es relativamente alta (Gonzalez-Maya, Obs. Pers.).

A su vez, las diferencias culturales entre indígenas y no indígenas indican una aceptación de la actividad por parte de los primeros, y una aceptación baja por parte de los segundos, a su vez la cacería está relacionada con el tiempo de residencia en la región. Estos dos factores determinan la magnitud de la cacería dentro de las diferentes zonas, la magnitud del control y el temor a medidas legales, a su vez, el arraigo a la tierra, y la costumbre de cacería parece ser un factor determinante para la actividad, el tiempo de residencia explica un alto porcentaje de la actividad, por lo que podría asumirse que es una actividad más común entre personas mayores y que tienen más tiempo de residencia y por ende aquellos que residen desde épocas de mayor cobertura boscosa y menor degradación en cada área. La tendencia principal acerca del aumento o disminución de la cacería en la región es de decrecimiento, siendo el control del MINAE el factor más común, sin embargo, las personas de origen indígena indican un aumento de la actividad en las reservas.

Se logró además identificar las zonas críticas reportadas como de mayor presión de cacería, estas zonas se identificaron por la cantidad de cazadores principalmente, la distribución de estas a lo largo de la frontera Pacífica no muestra un patrón identificable, sin embargo, si muestra una concentración hacia la parte central, donde la accesibilidad es más difícil, y la presencia gubernamental es menor. Estas zonas a su vez, además del aislamiento, no presentan una actividad económica definida, donde generalmente el trabajo más común es el de jornalero, el cual implica bajos ingresos pero mayor disponibilidad de tiempo. Esto resulta contradictorio con el tipo de cacería que se practica, sin embargo, pueden tener algún tipo de relación en cuanto a la disponibilidad de tiempo para realizar la actividad, la cual requiere grandes desplazamientos a las zonas de bosque continuo en las zonas internas de las áreas protegidas. Este aspecto está bastante relacionado también con los sitios de cacería, donde la actividad de origen indígena se realiza dentro de las propias reservas, mientras la cacería de origen blanco está asociada significativamente con el desplazamiento a las áreas protegidas y en ocasiones a sus mismas fincas. Cada región presenta condiciones diferentes, donde generalmente la cobertura natural ha sido totalmente desaparecida en la región, y los parches de bosque continuo solo se presentan en el interior de las áreas protegidas, y por ende se esperaría se concentre una mayor abundancia de las especies de caza. Esto aumenta la presión de borde para las áreas, y aumenta la vulnerabilidad del mantenimiento de las poblaciones largo plazo, convirtiendo las áreas fuente, en sumideros poblacionales.

Dentro de las especies cazadas más comúnmente, el jaguar no fue identificado como una presa común, donde su piel parece no ser objeto comercial entre las comunidades, y su mayor amenaza se consideran los conflictos con humanos; sin embargo, para la región la cacería esporádica por encuentros eventuales parece ser un factor importante además de los conflictos, lo cual es un factor común dentro de su rango de distribución (Nowell y Jackson 1996). Dentro de las especies más consumidas, se encuentran especies importantes para la dieta del jaguar, lo cual lo convierte en competencia directa para el hombre (Novack 2003). La distribución de estas especies a su vez define la intensidad en su cacería, ya que zonas de mayor abundancia generalmente son más apetecidas para la práctica de la actividad, y estos patrones parecen estar definidos por las condiciones de hábitat, altitud, pendiente entre otros factores mencionados anteriormente,. Dentro de esto, se determinó que según el área protegida (y la franja altitudinal que cubre) algunas especies son más cazadas, existiendo una relación entre las especies más apetecidas y buscadas con el área protegida más cercana, reafirmando así los datos encontrados para presas.

A su vez, el origen cultural muestra una diferenciación entre las especies más consumidas, lo que aumenta la presión para ciertas especies dependiendo de la ubicación. Esta diferenciación a su vez es un factor de gran importancia para la conservación de ciertas poblaciones, y el control de la cacería. A la vez define los patrones de consumo, aporte dietario y posibles mercados de las piezas, por lo que es un factor clave en la toma de decisiones.

En cuanto a la problemática de conflictos, se pudo determinar que existe un fuerte componente de conflictos en la región causados principalmente por especies de carnívoros y felinos pequeños sobre animales domésticos pequeños, y en ciertas zonas por jaguar. Al parecer estos conflictos están sectorizados, y coinciden con las zonas de mayor cacería, lo cual coincide también con información previamente publicada (Nowell y Jackson 1996). A su vez, existen varias razones que pueden explicar la diferenciación en la frecuencia de depredación entre los dos orígenes culturales, donde probablemente la mayor tenencia de animales domésticos y el tamaño mayor de las propiedades de los pobladores de origen blanco explican esta tendencia. Esto conlleva a la cacería del jaguar en números significativos, y en la mayoría de los casos los conflictos no son necesariamente causados por el jaguar, existiendo un desconocimiento y una adjudicación injustificada al jaguar como se pudo comparar en la finca de mayor tamaño, siendo el puma el causante de la mayoría de ataques, pero que sin embargo las represalias son generalmente dirigidas al jaguar. Sin embargo, las percepciones de la gente indican que no es un problema generalizado, y de nuevo solo ciertas zonas se consideran un problema serio, y son las zonas que requieren mayor atención para control y protección.

Dentro de la región las áreas protegidas en general se encuentran bajo una buena percepción, y se entienden sus beneficios para la gente, principalmente en lo relacionado con la producción de servicios ambientales; sin embargo, entre la población blanca que representa la mayor proporción a lo largo de la región, aún existen algunos conflictos debido a problemas de tenencia de tierra y a las restricciones de uso impuestas por las áreas, lo que genera conflictos con el manejo y conservación. Este patrón parece ser común dentro de la región y está asociado a otro set de variables, donde en general las percepciones muestran un patrón repetitivo, y las percepciones positivas se relacionan con el concepto de funcionalidad y representatividad de las mismas, y sus beneficios para la fauna son considerados buenos y que estas aportan al mantenimiento. Las razones que se justifican para estas variables son amplias, pero en general se relacionan con el tamaño de las áreas, y el control y protección del MINAE, lo que incide sobre la magnitud de la cacería y los conflictos.

En términos generales, la región cuenta con una serie de variables asociadas entre sí y que parecen seguir un patrón general dentro de los habitantes. La cacería representa la mayor amenaza directa e indirecta para el jaguar, siendo la segunda la de mayor magnitud y frecuencia. Los conflictos parecen ser todavía un problema en la región, pero la frecuencia de estos no parece ser el factor fundamental para la conservación del jaguar; en general, las percepciones sobre la vida silvestre y sobre las áreas protegidas son positivas y al parecer el control y la educación son herramientas viables para asegurar la conservación en la región, ya que estas estrategias utilizadas anteriormente parecen haber causado un cambio que se refleja en estas percepciones. Aún se requiere más investigación, y la resolución de los conflictos parece necesitar de acciones dirigidas de forma diferenciadas a los diferentes grupos étnicos, pero que intenten lidiar con la misma problemática.

4.4 Objetivo4. Análisis y modelación geográfica

Se realizaron un total de 32 encuestas a expertos de las cuales contestaron el 34%. Se evaluaron las variables siguiendo el formato con base en los cinco escenarios de calidad de hábitat. Los resultados del análisis de consistencia (Pereira y Duckstein, 1993) otorgaron el ranking y el valor usados posteriormente en el análisis del modelo (Tabla14). El modelo realizado por *Model Builder 2.0* (ESRI 2003) utilizó las variables pendiente, elevación y vegetación (Figura 38).

Cuadro 14. Valoración del análisis de consistencia por variable

Criterio	Ranking (#)	Valor (%)
General		
Pendiente	2	20
Poblados	3	15
Altitud	1	40
Vegetación	4	15
Carreteras	5	10
Pendiente(%)		
>50	5	
40-50	4	
30-40	3	
20-30	2	
<20	1	
Altitud (msnm)		
>3000	5	
2500-3000	4	
2000-2500	3	
1500-2000	2	
<1500	1	
Vegetación		
Bosque	1	
Plantación Forestal	2	
Cultivos	5	
Pasturas/Herbazal	4	
Matorral	3	
Carreteras (km)	5	
Poblados (km)		

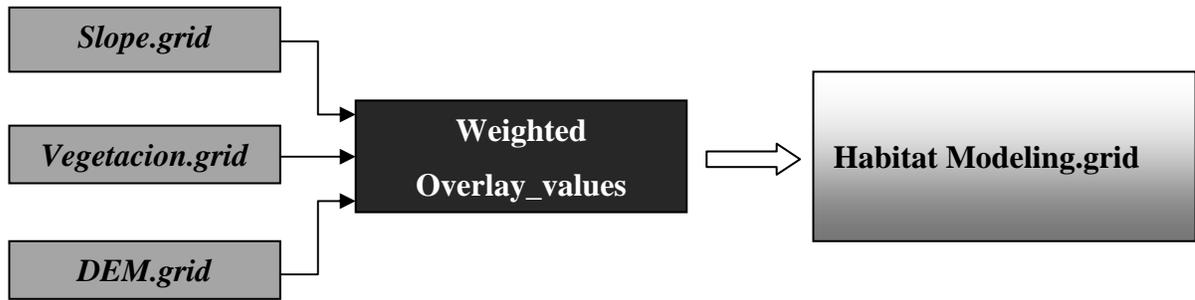


Figura 38. Modelo evaluado por Model Builder 2.0 para la evaluación de hábitat.

Se clasificaron los valores de las grilla iniciales en categorías con identificadores enteros con el fin de estandarizar todas las capas, el grilla de pendiente se clasificó en 12 categorías, el grilla de elevación en 9 categorías y el grilla de coberturas en 7 categorías (Figura 39 y 40).

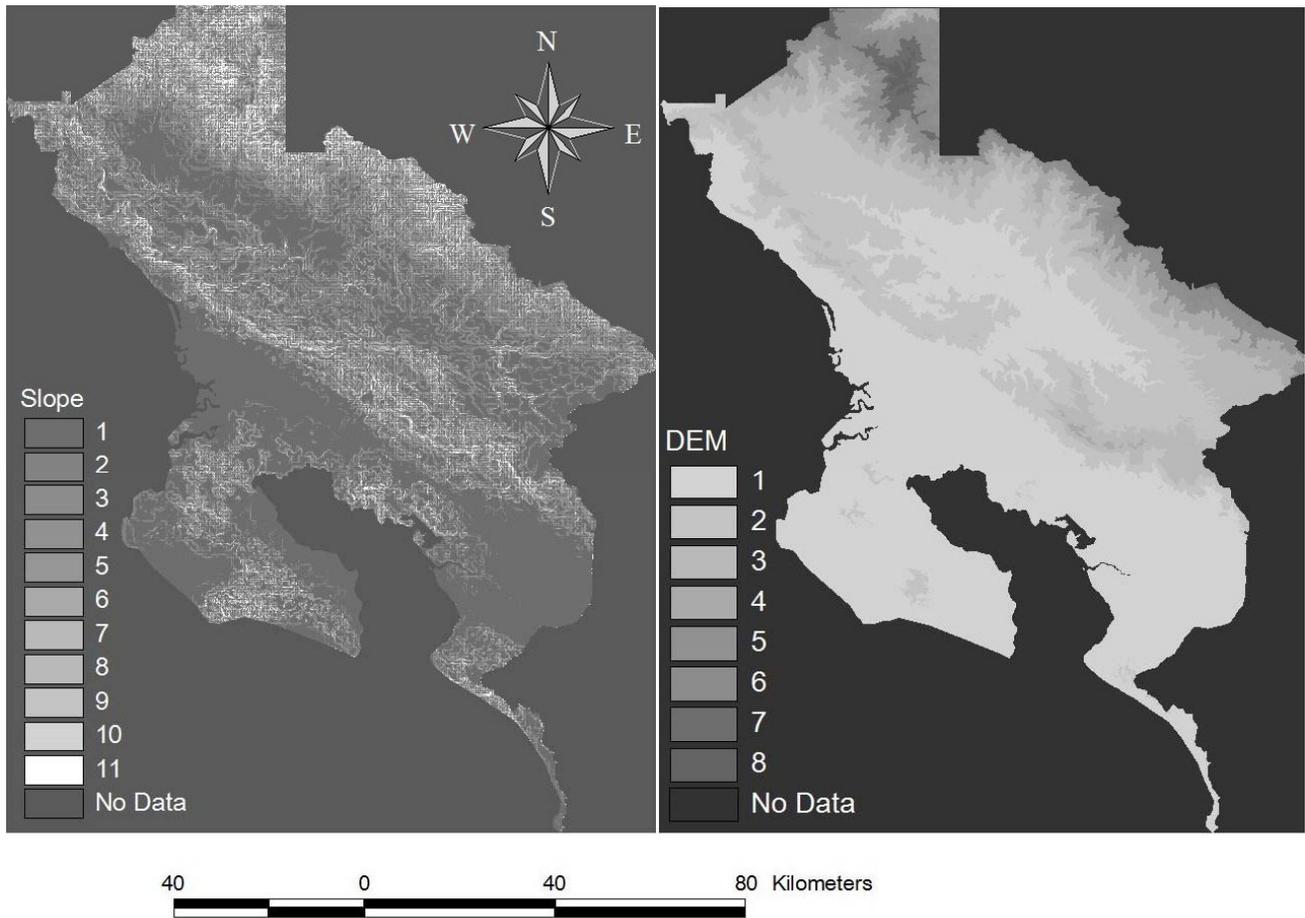


Figura 39. Grillas base de pendiente y elevación categorizadas en rangos.

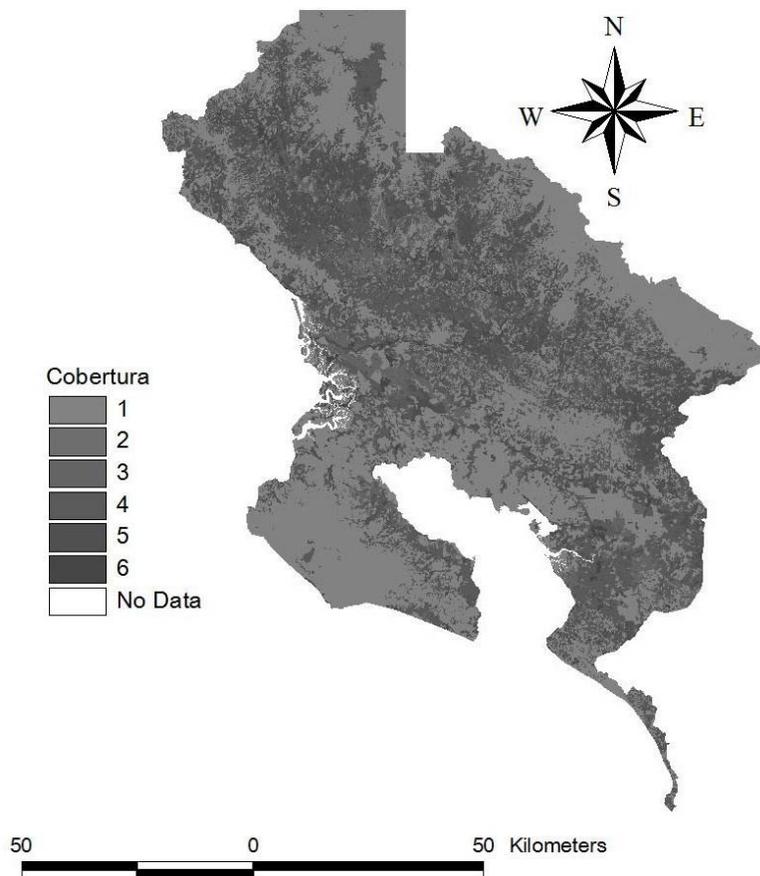


Figura 40. Grillas base de cobertura categorizada en rangos.

Una vez establecidas las capas se analizó el modelo obteniendo una nueva grilla con celdas de 10x10m con el modelo en 5 categorías, variando de 1 (mayor calidad de hábitat) a 5 (Figura 41). El área ocupada por cada categoría de calidad se obtuvo de ArcView, y se determinó que la categoría con mayor representatividad fue la 2 (Cuadro 15).

Cuadro 15. Área por categoría de hábitat potencial

Calidad	Área (km²)	Porcentaje (%)
1	3046.31	32.45
2	4602.05	49.02
3	1411.06	15.03
4	286.13	3.047
5	41.92	0.44
Total	9387.47	100

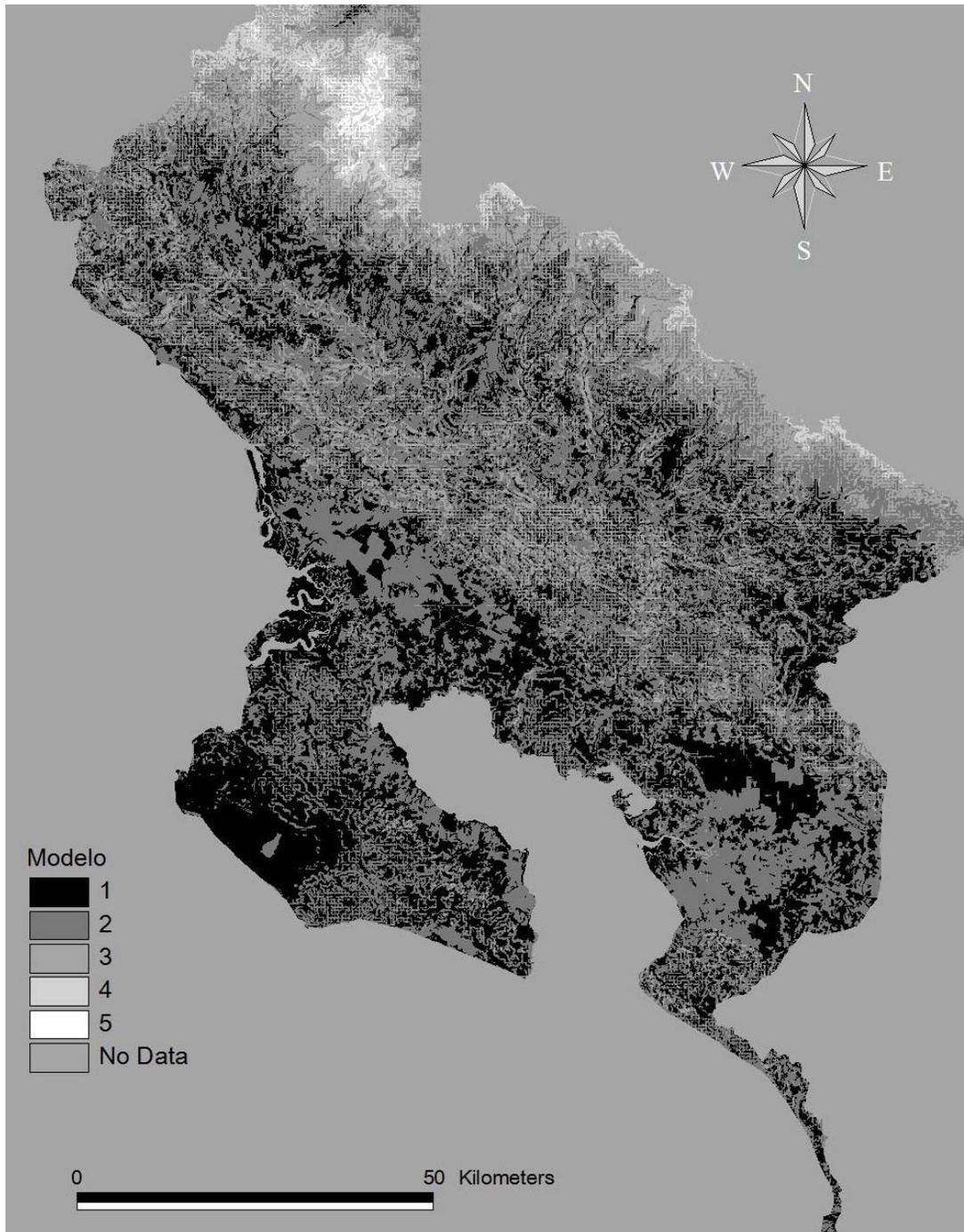


Figura 41. Modelo final obtenido de sobre-posición por pesos (weighted overlay).

Posteriormente, se utilizó el criterio de distancia de carreteras y poblados como indicador de la influencia humana sobre la distribución potencial en la región. Se establecieron *buffers* de 1, 2 y 5km (Figuras 42 a 44) como criterios de menor a mayor influencia respectivamente.

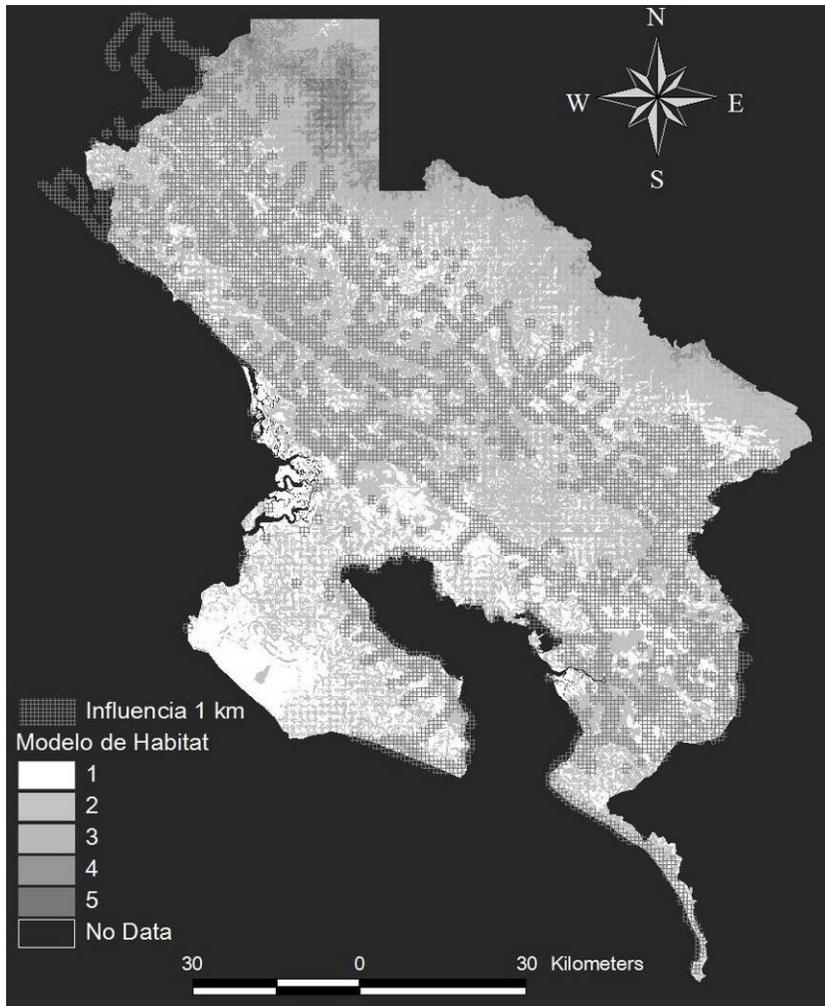


Figura 42 . Influencia humana potencial, carreteras y poblados de 1 km.

La distribución de los *buffers* creados se muestra sobrepuesta sobre el modelo generado con la suma de las otras variables, de esta forma se muestran las áreas no cubiertas bajo los tres escenarios de influencia, estas áreas están sub-divididas en las 5 clases de calidad de hábitat. El área total cubierta por cada cobertura se le extrajo el área de cada uno de los escenarios para obtener el disponible de acuerdo a cada categoría de influencia.

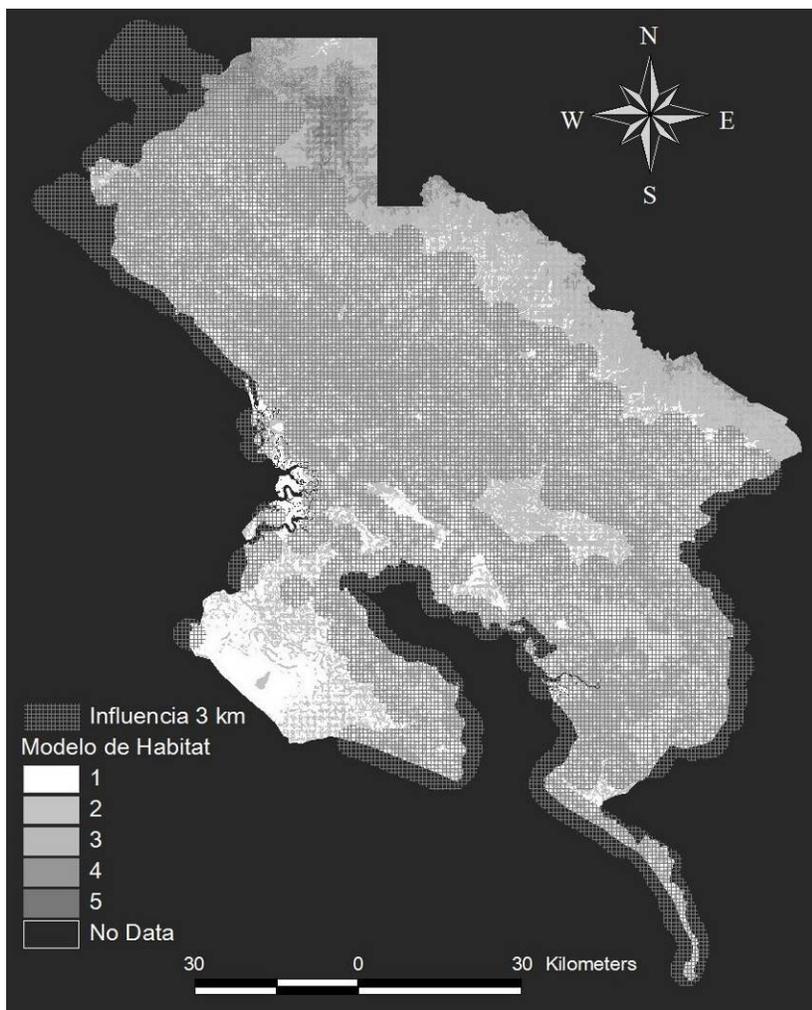


Figura 43. Influencia humana potencial, carreteras y poblados de 3 km.

La influencia de poblados y carreteras en los tres escenarios mostró una diferenciación evidente a nivel del hábitat potencial restante (Cuadro 16).

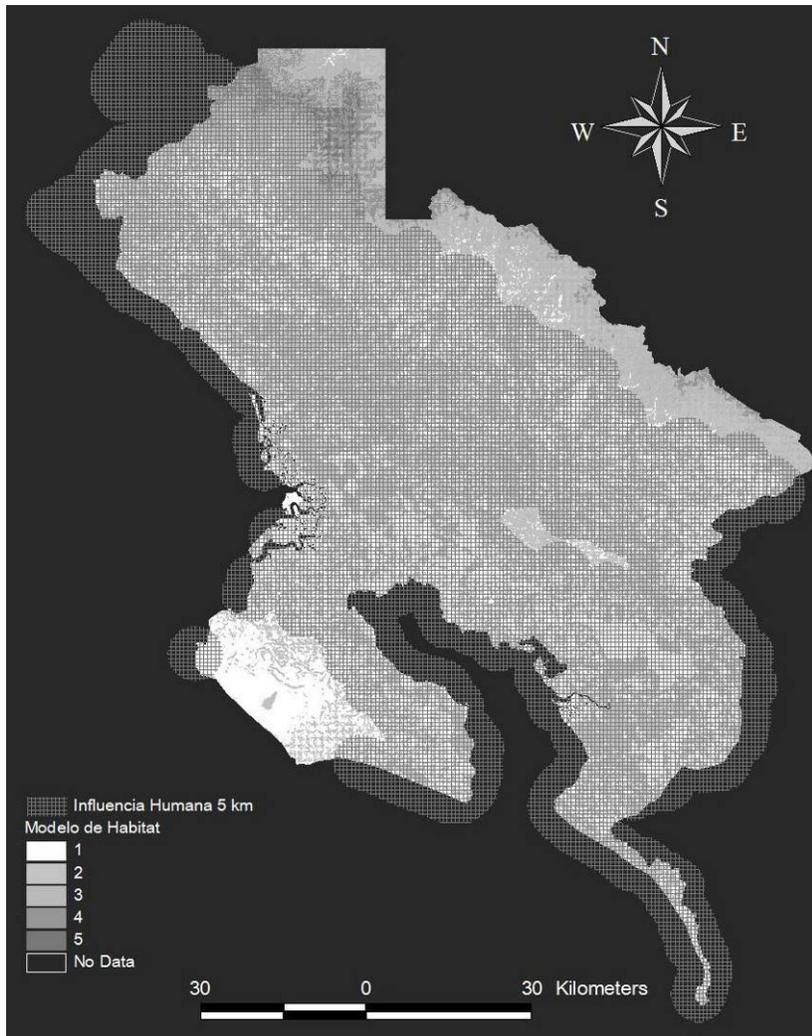


Figura 44. Influencia humana potencial, carreteras y poblados de 5 km.

Cuadro 16. Área potencial bajo los tres escenarios de influencia

Categoría	Escenario1 (1km)		Escenario2 (3 km)		Escenario3 (5km)		Sin Escenario	
		%		%		%		%
1	1758.92	57.74	695.76	22.84	381.64	12.53	3046.31	32.45
2	2523.66	54.84	912.08	19.82	482.66	10.49	4602.05	49.02
3	1061.63	75.24	665.94	47.19	537.03	38.06	1411.06	15.03
4	278.97	97.50	254.24	88.85	212.08	74.12	286.13	3.05
5	41.92	100.00	41.86	99.86	38.25	91.26	41.92	0.45
TOTAL	41.92	60.35	2569.88	27.38	1651.67	17.59	9387.47	100.00

El área estimada de influencia bajo los tres escenarios varió considerablemente según las distancias utilizadas. Las áreas cubiertas por reservas indígenas y áreas protegidas mostraron en

general un mosaico de las 5 categorías de hábitat, donde áreas como el Parque Nacional Corcovado mostró una composición bastante alta de la categoría 1, siendo esta el área con mayor cobertura continua de la máxima categoría de hábitat potencial (Figura 45).

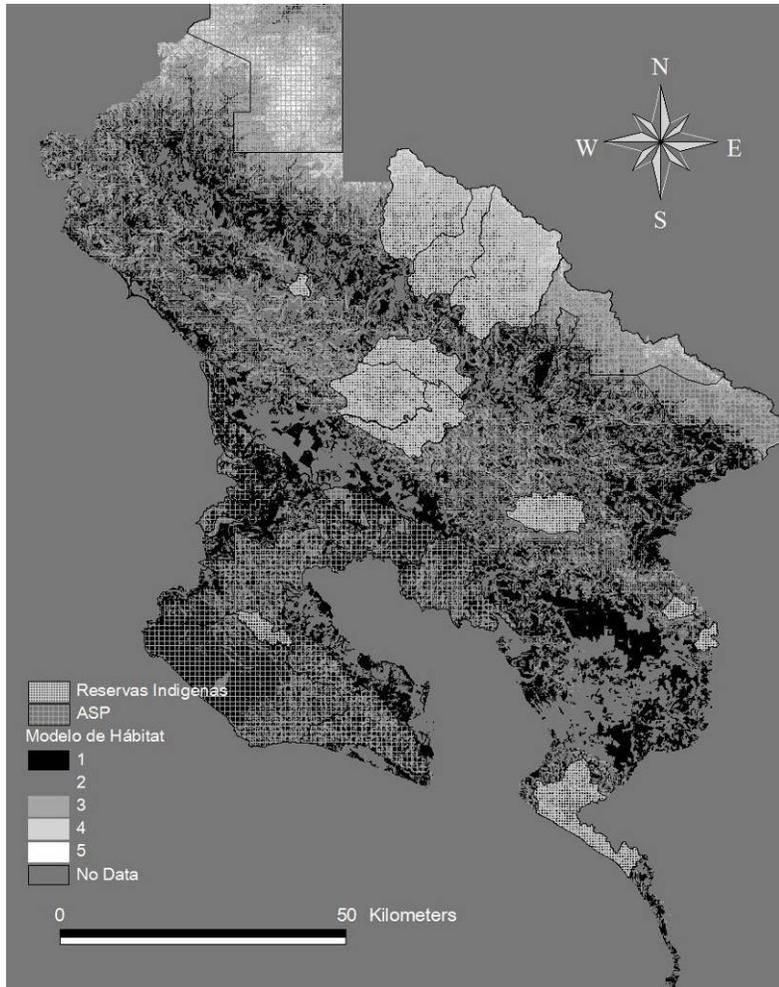


Figura 45. Áreas protegidas y reservas indígenas dentro del área de modelación.

Estas áreas cubren un alto porcentaje del área de estudio total, siendo mayor la cobertura de áreas protegidas que el de Reservas Indígenas (Cuadro 17).

Cuadro 17. Área cubierta por áreas protegidas y reservas indígenas

Reservas indígenas		Áreas protegidas	
Cabécar De Ujarrás	200.19	Chirripó	509.20
Térraba	93.48	Parque Internacional La Amistad	242.67
Bribri De Salitre	127.34	Rancho La Merced	3.29
Guaymi De Osa	27.72	Marino Ballena	1.16
Brunka De Curre (Rey Curre)	102.91	Las Tablas	199.26
Guaymí De Coto Brus	73.63	Aguabuena	1.82
Guaymí De Conte-buríca	120.00	De San Vito	0.45
Bribri De Cabagra	288.27	Golfo Dulce	617.02
Brunka De Boruca	131.95	Palustrino Laguna Del Paraguas	0.51
Guaymí De Abrojos-Montezuma	14.71	Piedras Blancas	140.25
Guaymí De Altos De San Antonio	12.74	Punta Rio Claro	2.47
China Kicha	10.86	Golfito	28.77
		Donald Peter Hayes	2.11
		Forestal Golfito S.A.	0.87
		Corcovado	424.69
		Rhr Bancas	0.59
		Preciosa Platanares	2.26
		Hacienda Copano	2.60
		Lacustrino Pejeperrito	0.44
		Lacustrino Pejeperrito	0.32
		Nacional Térraba-Sierpe	2.84
Total (km²)	1203.81		2183.60
Porcentaje del total (%)	12.82		23.26

El Parque Nacional Chirripó y el Parque Nacional Corcovado representan las áreas protegidas de mayor representatividad, siendo además las que presentan la mayor cobertura de mínima y máxima calidad respectivamente. El resto de áreas protegidas presentan una distribución en forma de mosaico sin dominancia representativa de alguna de las cinco categorías.

4.4.1 Discusión

La distribución de las categorías de calidad de hábitat para el jaguar dentro de la región indican una mayor cobertura de la clase 2 de calidad, donde esta ocupa casi el 50% de área total sin incluir la influencia humana. El hábitat de mejor calidad por su parte es la segunda categoría con mayor área con 32% del total, sin embargo, esta distribución está bastante segregada a lo largo de la región con parches aislados, algunos con mayor nivel de protección que otros (ej. PN Corcovado). A su vez, el piedemonte (entre 500 y 1200 msnm) representa una de las áreas con mayor cobertura de

las dos primeras clases de hábitat. Esta área, presenta un alto potencial de conservación principalmente porque no se encuentra en su totalidad bajo presión agrícola como las zonas bajas (ej. cultivos de palma y piña) y aún conserva considerables características del paisaje original, de esta aproximadamente el 10 % se encuentra bajo reservas indígenas, 6% en la zona de mayor potencial (Ujarrás, Salitre y Cabagra) y el restante 4 % en la zona de mayor desarrollo (Curré, Boruca y Térraba), las cuales representan un alto valor de conservación.

Las categorías sub-siguientes, 3,4 y 5, tienen una menor representatividad con respecto al total, y se encuentran ubicadas en la porción de mayor desarrollo actual (agrícola y urbano), y en las zonas de mayor elevación. Sin embargo, estas áreas no pueden ser excluidas de los planes de conservación, ya que representan rutas potenciales de movimiento de los individuos.

Existe una porción considerable de este hábitat potencial cubierta por el sistema de áreas protegidas, sin embargo, este no representa la mayoría de los hábitats de mayor calidad. Los resultados obtenidos además indican una alta fragmentación del hábitat potencial del jaguar, donde las mejores áreas dentro de ambas áreas de conservación se encuentran en las zonas con mayor influencia humana, mientras que las zonas más altas no representan el mejor hábitat, estas si representan el mayor grado de aislamiento y conservación, por lo que las zonas intermedias deben permanecer o debe buscarse la conectividad con estas zonas con el fin de mantener un continuo de bosque para el mantenimiento de la especie.

Los tres escenarios de influencia humana muestran la influencia potencial de actividades humanas a tres niveles que pueden variar a lo largo de la región, pero que deben ser evaluados y corregidos con valores como densidad poblacional, actividades económicas, entre otras. Sin embargo, este representa un primer acercamiento al problema y una base para la toma de decisiones. Análisis similares han sido utilizados con anterioridad incluyendo mediciones de campo (Flesher y Ley 1995) para medir la tolerancia de ciertas especies (ej. Tapir) en cuanto a asentamientos humanos. Evaluaciones anteriores utilizaron un enfoque similar (Schipper et ál. 2005) donde se evaluó el hábitat potencial y se midió el posible efecto de presión humana en rangos similares. La pérdida de hábitat según cada escenario es altamente representativa, y muestra que a medida que se expandan los asentamientos humanos aumentará la presión sobre el hábitat remanente, afectando aún más los posibles parches de alta calidad para la especie, y dependiendo de la magnitud de la presión, determinada por diversas variables, para cada sub-zona dependerá el tamaño de este buffer. Análisis posteriores deben incluir variables asociadas a cada comunidad así como variables de abundancia de presas y cacería entre otros (Hatten et ál. 2003)

En términos generales, la región presenta un área considerable de hábitat potencial para el jaguar, y se cuenta con herramientas de alto valor como áreas protegidas y reservas indígenas donde acciones de conservación pueden ser llevadas a cabo para asegurar este hábitat remanente. Sin embargo, es importante recalcar que las áreas donde se concentran estos parches son las áreas de mayor desarrollo en la actualidad y las que además presentan la mayor presión, y mayor potencial de crecimiento económico y demográfico, por lo que se requieren de acciones urgentes para su protección. La zona de piedemonte, mencionada anteriormente, no representa el hábitat de mayor calidad, pero tomando en consideración los datos obtenidos, indican que cuenta con poblaciones saludables de varias especies, incluyendo el jaguar, y por ende requieren de atención con el fin de mitigar las crecientes amenazas. Cabe resaltar que a pesar de que las áreas protegidas representan un porcentaje considerable de la región total, no todas albergan el hábitat de mayor potencial, por lo que se debe enfocar en zonas como la fila costeña y la zona comprendida entre los poblados de esperanza, finca 60, finca 62 y Kilometro 10, los cuales representan un parche grande de hábitat de alto potencial, pero que no se encuentran actualmente dentro de ninguna categoría o esquema de protección.

El uso de este tipo de metodología para la estimación de hábitat potencial del jaguar resulta una herramienta útil para la planificación en ausencia de datos de campo (Corsi et ál. 2003, Menke y Hayes s.f.). Sin embargo, presenta ciertas restricciones debido a que el conocimiento de la especie ha estado restringido a ciertos tipos de hábitats (Cuadro 9) y no existe certeza sobre la ecología y variables determinantes en ciertos tipos de hábitat. Por ejemplo, los límites altitudinales no son aún claros, y la ecología de la especie en ecosistemas de montaña aun no está completamente descrita, por lo que los resultados pueden tener un alto nivel de sesgo (Ortega-Huerta y Medley, 1999). Por su parte, el análisis multi-criterio representó una forma útil, rápida y fácil de condensar la información y hacerla aplicable a un método como el presente, consolidando un conjunto de datos heterogéneo para ser evaluado de forma conjunta en un análisis de pesos que involucra mayor información y donde todas las variables se interrelacionan y afectan el resultado final.

Existen metodologías de mayor precisión y poder estadístico, y software desarrollados con este fin (ej. Maxent - Maximum Entropy Analysis, Biomapper – PCA entre otros), sin embargo, requieren de conjuntos de datos relativamente grandes sobre la distribución (presencia) de la especie en cuestión y de una alta calidad de información base referente a las variables ambientales utilizadas para la modelación (Corsi et ál. 2003).

Los resultados obtenidos representan una de las primeras aproximaciones al hábitat del jaguar en Talamanca. El mapa final muestra las áreas de mayor potencial para el mantenimiento de poblaciones sanas de la especie, y puede ser utilizado como base para posteriores decisiones y acciones en torno a su conservación, sin embargo, como mencionan Hatten et ál. (2003), debe ser tomado con precaución hasta que se obtenga una mayor información ecológica de campo y este pueda irse validando.

4.5 Recomendaciones de conservación

Plantear una estrategia de conservación para el jaguar en una región como Talamanca representa un reto muy grande debido a la complejidad ecológica y humana, y a la variedad de facetas que deben ser abordadas con el fin de tomar las mejores medidas. En términos generales, la condición de los mamíferos de Talamanca está definida por una serie de variables tanto físicas como humanas, que determinan la composición y distribución de los ensamblajes a lo largo de la región. Por tratarse de un área de montaña, existe un gradiente fuerte en términos de hábitat y una menor disponibilidad de cada zona de vida, ecosistema o hábitat, a la vez la configuración espacial de los entes biológicos es más compleja que en zonas de bajura, precisamente por las restricciones espaciales que establece esta configuración montañosa.

VARIABLES físicas como la pendiente, la cobertura y la altitud (Hatten et ál. 2003), y variables como la intensidad de cacería, y el grupo cultural entre otros, son los determinantes de la composición actual, distribución y amenazas para el jaguar y sus presas, de acuerdo con la propuesta de Schipper et ál. (2005) y el presente estudio (Figura 46).

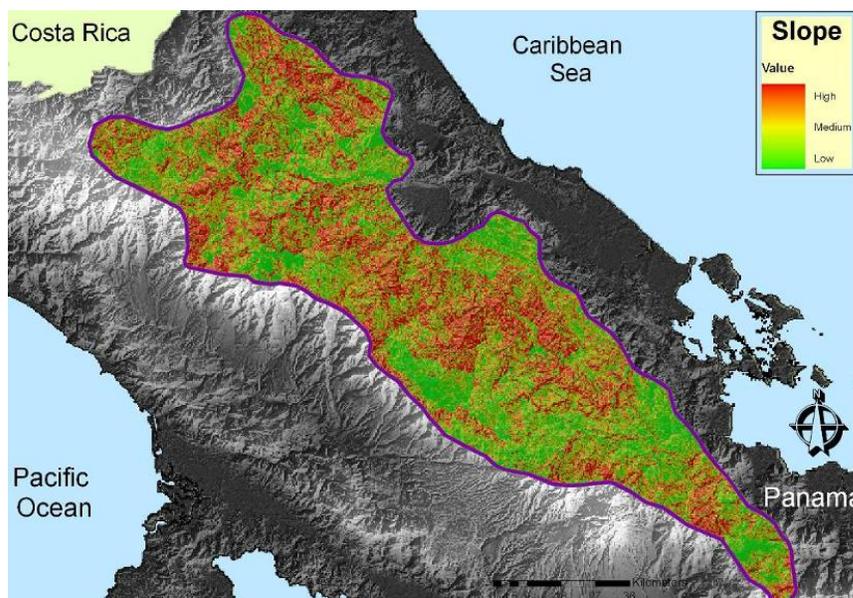


Figura 46. Hábitat potencial de jaguar según pendiente. (Fuente: Schipper et ál. 2005⁶)

Los datos generados en el presente estudio implican un análisis más detallado debido a la heterogeneidad antes mencionada, es decir, diferentes variables pueden estar influenciando la estimación y diferenciación entre los ensamblajes de jaguares y presas, así como la distribución

⁶ Figura utilizada con permiso del autor.

longitudinal puede variar debido a la acción de variables humanas. Es claro que la cacería representa el factor más importante para la conservación de la región, esto se evidencia en que la zona que representó la mayor riqueza y diversidad, así como presencia de jaguares y pumas, es una zona con control activo de cacería; donde la incidencia de este factor es mínima, y que comparado con datos de las entrevistas y visitas a campo de reconocimiento indican una diferencia con zonas de similares, condiciones físicas, presencia o ausencia de ciertas especies, y la tendencia histórica de estas.

Considerando que las variables como altitud representaron las determinantes en la composición y abundancia de las especies, entonces existen tres tipos de hábitat (Figura 47) críticos a considerar:

a. Hábitats únicos o especiales:

Hábitats que representan ecosistemas únicos (ej. páramo) y que alberga una composición única y distintiva de especies, ya sean especies endémicas o restringidas a estos ambientes.

b. Hábitats albergue de especies críticas:

Hábitats que representan el albergue de especies importantes o críticas, con requerimientos de bosque y que se encuentran en estos hábitats en abundancias altas (ej. Valle del Silencio) y no presentan una distribución generalizada.

c. Hábitats intermedios de alta riqueza:

Hábitats que representan el refugio para ensamblajes completos (grandes carnívoros hasta roedores), y que mantienen poblaciones relativamente estables de estas especies.

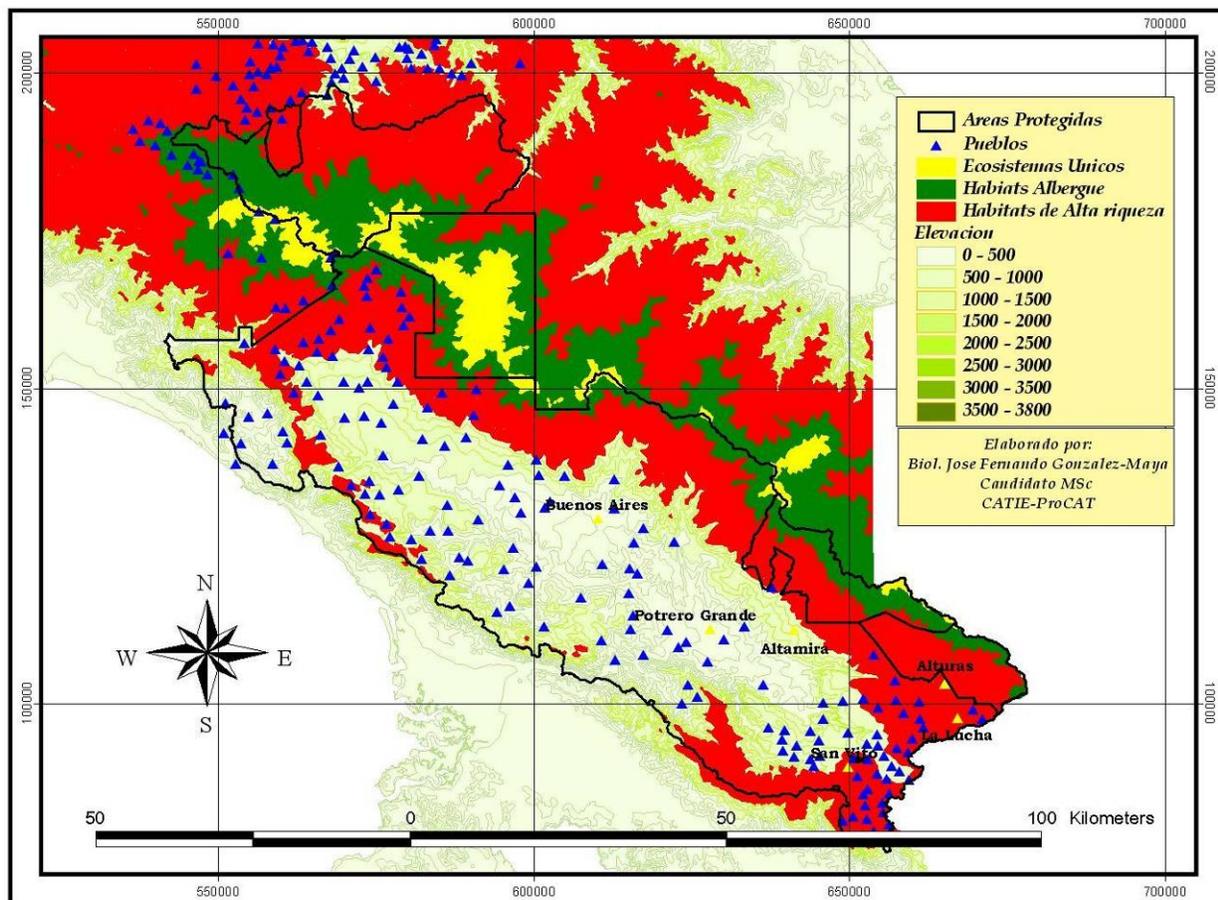


Figura 47. Distribución de tipos de hábitat para mamíferos

Para entender el valor y las necesidades de cada hábitat se debe realizar un trabajo exhaustivo de identificación y mapeo de las amenazas específicas a cada zona, y generar planes específicos de manejo, considerando la heterogeneidad misma de la región.

En el caso del jaguar, la ausencia del mismo en zonas altas indica una preocupación mayor debido a que estas zonas representan una mayoría significativa con respecto al resto de hábitat disponible (Figura 48). El hecho de no reportar la especie en estas zonas no indica su ausencia total, si indica que este no representa el hábitat potencial de mayor calidad, y que no existen poblaciones o individuos residentes permanentes en estas, por lo que pueden ser utilizadas para tránsito o como hábitats marginales.

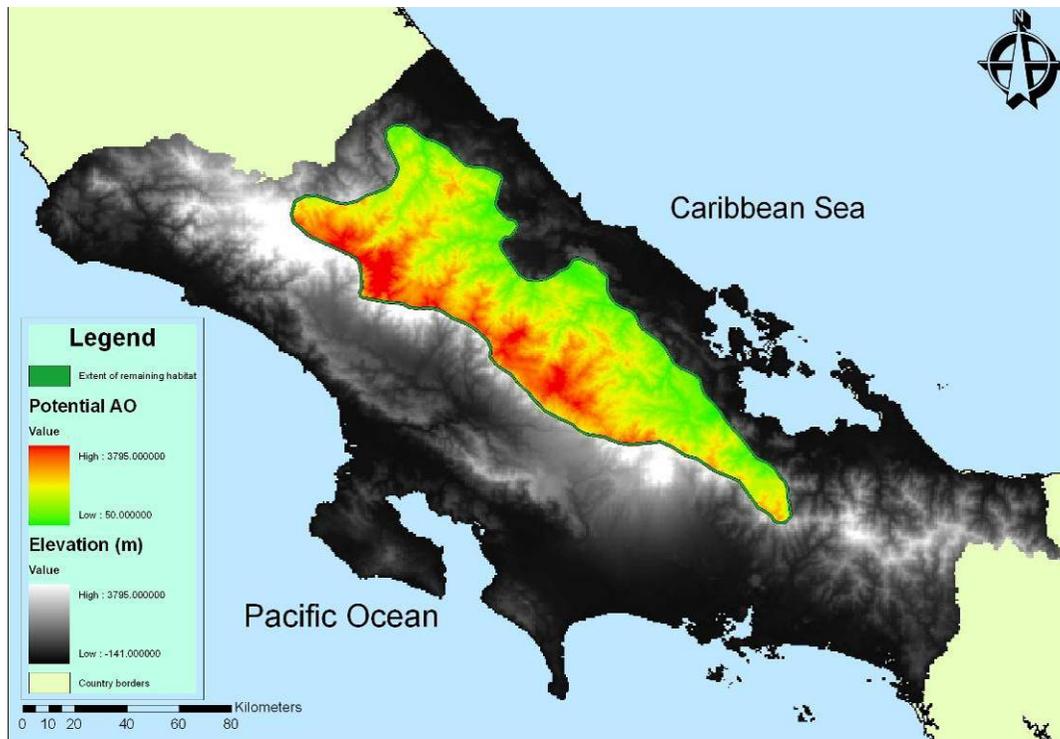


Figura 48. Efecto de la elevación sobre disponibilidad de hábitat potencial (Fuente: Schipper et ál. 2005⁷)

Por una parte la pérdida de hábitat en las zonas medias (<1500 msnm) ha recluso al jaguar y sus presas a los hábitats más conservados por encima de este nivel; estos a pesar de no representar hábitats de calidad representan los últimos remanentes. Las altas densidades del jaguar en estas zonas de borde puede representar la escasez de hábitats viables por altitud y pendiente, y por ende el pequeño crecimiento poblacional y la posterior búsqueda de nuevos territorios empuja a los individuos a concentrarse en zonas de borde, y que se traduce en la consecuente salida de estos y el inicio de los conflictos y cacería de los mismos. Hábitats que aún contengan individuos reproductivos pueden estar aislados entre sí, donde barreras geográficas pueden estar representando fuertes aislantes entre sub-grupos, por lo que el aseguramiento de hábitats de calidad en altitudes medias y con complejos de presas suficientes pueden representar las únicas rutas de movimiento entre grupos, brindando u obstruyendo la continuidad de los grandes bloques de bosque de norte y sur de la eco-región. Por ende, el aseguramiento de zonas de amortiguamiento y mejoramiento del hábitat en zonas adyacentes a la actual distribución, zonas de borde a altitudes medias, así como el control de la

⁷ Figura utilizada con permiso del autor.

cacería y manejo de los conflictos pueden representar la mejor opción para el mantenimiento de poblaciones viables de jaguar.

La zonificación que se puede derivar de los datos aquí presentados, podría ayudar al manejo y control de las zonas críticas y asegurar agro-paisajes como hábitats potenciales para el jaguar y sus presas. Algunas zonas claves como las reservas indígenas presentan un alto impacto de la cacería, donde la frecuencia y magnitud de la cacería son relativamente altas, además de otras zonas como La Puna y Ollán, que presentan conflictos continuos con felinos silvestres, estas zonas que además de encontrarse dentro de la zona considerada borde y representar hábitats potenciales para el movimiento de la especie, son las fuentes de la mayoría de cazadores dentro de las áreas protegidas, y por ende representan la necesidad más urgente de control (Figura 49).

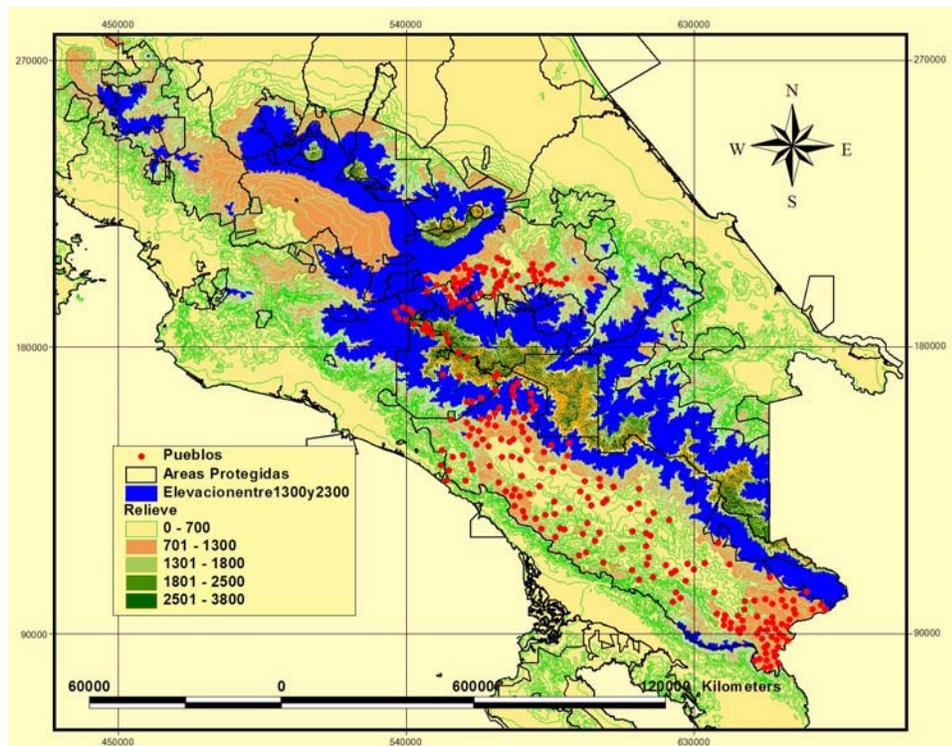


Figura 49. Elevación entre 1300 y 2300 msnm, áreas protegidas y poblados.

Por otra parte, la situación de las áreas protegidas es crítica para el mejoramiento de las condiciones para el mantenimiento del jaguar. El control de las amenazas y presiones dentro de las mismas son los factores determinantes de la funcionalidad de estas para la conservación y mas aún el mejoramiento de las relaciones con comunidades aledañas, y la apropiación de la conservación por estas. La simple presencia de MINAE en ciertas zonas puede determinar la percepción de los habitantes locales, y a la vez parece que tiene un efecto directo sobre la magnitud de la cacería, a pesar de que no se elimina por completo. Es decir, las zonas más inaccesibles de las APs, unido con

la falta de control y las relaciones antagónicas con las comunidades, representan la mayor amenaza. El poco entendimiento de las funciones y beneficios de las áreas protegidas a las comunidades adyacentes, parece ser evidente y un factor común al borde del PILA, por lo que el trabajo directo con las comunidades, y no solo el control representa una necesidad creciente.

Otros factores influyentes, más no prioritarios, pueden ser manejados de forma menos intensa, pero que al largo plazo pueden representar problemas serios si se logran establecer rutas de conectividad, zonas de amortiguamiento, etc. Al parecer la magnitud actual de los conflictos con vida silvestre, sin incluir cacería, parece no representar un problema grave para las comunidades adyacentes, aunque los eventos muchas veces se traducen en la eliminación del animal “problema”, este parece no representar un impacto fuerte ni sobre las poblaciones ni sobre las comunidades, sin embargo, de nuevo existen zonas críticas (Ollán, La Puna) que requieren de atención especial, principalmente por la frecuencia de los conflictos, la incapacidad de identificar el animal problema, y las medidas de respuesta de la comunidad a estos problemas; generalmente, la persecución del jaguar en estas comunidades puede ser malinterpretada, debido a que existan otras especies generando conflictos los cuales son adjudicados al jaguar, y pueden suceder eventos como la matanza de 4 individuos en un lapso menor a un año, que si puede representar una amenaza crítica la especie localmente. El manejo pues de estos conflictos implica el mejoramiento en el manejo de los animales domésticos y el trabajo con la comunidad, pues generalmente estas comunidades representan grupos de gente armada e incluso peligrosa (ej. amenaza a investigadores).

Es importante recalcar que la cacería continúa siendo un elemento cultural de mucha importancia tanto en grupos indígenas como de habitantes blancos, y aún representa un aporte importante a la dieta y economía local. Aunque aún no se conocen los mercados de carne, el aporte de estos a la economía parecen ser importantes, y resulta difícil encontrar las oportunidades de evitar este mercado dentro de las condiciones actuales de las poblaciones adyacentes al hábitat de los mamíferos y específicamente del jaguar.

Debido a que es un área crítica por su riqueza biológica y porque representa uno de los últimos remanentes de hábitat para el país, las medidas deben tomar en cuenta la importancia de la región en un contexto más amplio de paisaje, y a la vez los intereses culturales involucrados en esta área que alberga más del 80% de las poblaciones indígenas del país.

Por ende, el manejo debe ser sensible al origen y necesidades culturales de cada grupo humano involucrado, los datos indican una fuerte diferenciación, entre blancos e indígenas, en casi

todos los aspectos evaluados, desde la percepción y frecuencia de los conflictos hasta la cacería y percepción de las áreas protegidas.

El manejo de la cacería por ejemplo, debe incluir las necesidades y oportunidades de cada grupo, donde para el caso indígena por ejemplo debe incluir la generación de nuevas fuentes proteínicas, y el reemplazo de la actividad cacería por otras actividades productivas, con el fin de eliminar o manejar esta práctica, sin afectar valores culturales.

De forma que se logren los objetivos de conservación del jaguar la estrategia de conservación que se plantee debería incluir los siguientes aspectos:

- I. Investigar el aporte de la carne silvestre a las dietas locales y el costo de oportunidad de prescindir de este aporte.
- II. Ampliar la base de conocimiento sobre la distribución, abundancia y amenazas de jaguar y presas en toda la ecoregión, y en otras áreas de conservación, y las oportunidades de generar redes de flujo poblacional a lo largo de la región tomando en cuenta estos factores.
- III. Disminuir la presión de cacería en las zonas de frontera de bosque y mitigar los conflictos humano-jaguar.
- IV. Asegurar el hábitat disponible de la deforestación y otras presiones incluyendo cacería, entre otros.
- V. Mejorar la conectividad entre fragmentos por debajo de los 1300 metros, y promover la regeneración de las zonas de amortiguamiento y zonas aledañas a bosque.
- VI. Intentar establecer la conexión entre las diferentes áreas consideradas de conservación de jaguar (ej. Península de Osa, Talamanca, Braulio Carrillo, Tortuguero, etc.).
- VII. Incluir en los planes de manejo, estrategias de conservación, y manejo en general de las áreas protegidas de la región, el conocimiento sobre áreas críticas (áreas de mayor amenaza por cacería o fragmentación, áreas prioritarias por abundancia de especies claves, etc.)
- VIII. Incluir en la planificación y desarrollo de la estrategia, los diferentes puntos de vista e intereses presentes en la región (áreas protegidas, conocimiento tradicional, indígenas/blancos, etc).

Estrategias ya conocidas como la educación ambiental, el Pago de Servicios Ambientales, entre otros son necesarios con el fin de asegurar algunos de los aspectos antes mencionados. Sin embargo, algunas zonas necesitan de acciones más agresivas que brinden opciones a las

depredaciones de recursos (ej. opciones productivas, SAF, SSP, etc.) de forma tal que se reduzca de forma efectiva la presión sobre el bosque.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alho, J. 1990. Logistic regression in capture-recapture models. *Biometrics* 46(3):623-635
- Almeida, R. 2000. Aplicando los criterios de la conservación biológica para el establecimiento de corredores biológicos y zona de amortiguamiento para el parque nacional Corcovado. Informe Técnico. TNC-PRMVS, UNA. Puerto Jiménez, CR. 50 p.
- Aranda, M. 1990. El Jaguar (*Panthera onca*) en la reserva de Calakmul: morfometría, hábitos alimenticios y densidad de población. Tesis Mag. Sc. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica.
- Arra, M. 1974. Distribución de *Leo onca* (L) en Argentina. *Neotropica* 20(63):156-158.
- Bennet, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN. Gland, CH. 1278 p.
- Bennet, E; Robinson, J. 2000. Hunting of wildlife in Tropical Forests: Implications for biodiversity and Forest Peoples. The World Bank. Washington, US. 42 p.
- Bergoing, JP. 1998. Geomorfología de Costa Rica. Instituto Geográfico Nacional. San José, CR. 409 p.
- Bodmer, R; Fang, T; Moya, I; Gill, R. 1994. Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation* 67:29-35
- Brewer, S; Rejmanek, M; Johnstone, E; Caro, T. 1997. Top-Down Control in Tropical Forests. *Biotropica* 29 (3):364-367
- Brooks, D; Bodmer, R; Matola, S. (comp.). 1997. Tapirs - Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Tapir Specialist Group. Gland, CH. 164 pp.
- Brown, W. 1983. On status the jaguar in south-west. *Southwestern Naturalist* 28:459-460.
- Brownie, C; Clobert, J; Lebreton, J. 1987. *Biometrics* 43(4):1017-1022
- Burnham, K; White; G; Anderson, D. 1995. Model Selection strategyu in the analysis of capture-recapture data. *Biometrics* 51(3):888-898
- CATIE. 2006. Digital Elevation Model. Laboratorio de Información Geográfica. Turrialba, CR. Versión Digital.
- Carrillo, E; Wong, G; Cuarón, A. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican Protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14(6):1580-1591

- Castillo, R. 1984. Geología de Costa Rica: Una Sinopsis. Editorial de la Universidad de Costa Rica. San José, CR. 182 p.
- Cat Specialist Group. 2002. *Panthera onca*. In: IUCN 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 13 February 2008.
- Chinchilla, F. 1997. Diets of *Panthera onca*, *Felis concolor*, and *Felis pardalis* (Carnivora: Felidae) in Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 45:1223-1229.
- Clark, T; Paquet, P; Peyton, A. 1996. Large carnivore conservation in the rocky mountains of the United States and Canada. *Conservation Biology* 10 (4):936-939
- Collwell, RK. 2001. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.0 User's guide and application. University of Connecticut, Storrs, US. Consultado Feb. 2007. Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>
- Conforti, V; Cascelli de Azevedo, C. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation* 111(2):215-221
- Connor, E; Simberloff, D. 1984. Natural modelos of species co-ocurrence patterns *In* Strong, D; Simberloff, D; Abele, L; Thistle, A. Eds. *Ecological communities: Conceptual issues and the evidence*. Princeton University Press. New Jersey, US. 432 p.
- Conroy, M. 1996. Abundante indices. *In* Wilson, D; Cole, R; Nichols, J; Rudran, R; Foster, M. eds. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institution. New York, US. p. 179-192
- Cooch, E; White, G. 2005. Program Mark: A gentle introduction. Documento PDF. 4 Edición. Colorado, US. 382 p.
- Cormack, R. 1992. Interval estimation for mark-recapture studies of closed populations. *Biometrics* 48(2):567-576
- Corn, J; Conroy, M. Estimation of density of mongooses with capture-recapture and distance sampling. *Journal of mammalogy* 79(3):1009-1015
- Correa do Carmo, A; Finegan, B; Harvey, C. 2001. Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad. *Revista Forestal Centroamericana* 34:35-41
- Corsi, F; De Leeuw, J; Skidmore, A. 2003. Modeling Species Distribution with GIS. *In*: Boitani, L; Fuller, T. (eds.) *Research techniques in Animal Ecology*. Columbia University Press. New York, US. 442 p.
- Crawshaw, P. 1995. Comparative Ecology of ocelot (*Felis pardalis* and Jaguar (*Panthera onca*) in a protect subtropical forest in Brazil and Argentina. Tesis PhD. University of Florida, US. 190 p.

- Crawshaw, P. 1987. Top cat in a vast Brazilian marsh. *Anim. Kingdom* 90(5): 12-19.
- Cruz, AE. 2001. Hábitos alimenticios e impacto de la actividad humana sobre el tapir en la Reserva de Biosfera La Sepultura, Chiapas, Mexico. Tesis Mag. Sc. Colegio de La Frontera Sur. Mexico. 35 p.
- Dickson, B; Beier, P. 2002. Home range and habitat selection by adult cougars in southern California. *Journal of Wildlife Management* 66(4):1235-1245
- Dirzo, R; Miranda, A. 1990. Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function, and Diversity—A Sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4(4):444
- Doughty, W; Myers, N. 1971. Notes on the Amazon wildlife trade. *Biol. Conserv.*, 3:293-297.
- Eisenberg, J. 1980. The density and biomass of tropical mammals. *In* Soule, M; Wilcox, B. (eds). *Conservation biology, an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer. Sunderland, US. P. 35-55
- Eizirik, E.; Indrusiak, C.; Johnson, W. 2002. Análisis de la viabilidad de las poblaciones de Jaguar: evaluación de los parámetros y estudios de caso en tres poblaciones remanentes del sur de Sudamérica. *In*: Medellín, R; Equihua, C; Chetkiewicz, C; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Taber, A. Eds. *El jaguar en el nuevo milenio*. WCS. México, MX. 647 p.
- Emmons, L. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 20:271-283.
- Emmons, L. 1999. Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical: una guía de campo. FAN. Santa Cruz de la Sierra, BOL. 298 p.
- Farell, L; Roman, J; Sunkist, M. 2000. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology* 9:1583-1590
- Flesher, K; Ley, E. 1996. A Frontier Model for Landscape Ecology: The Tapir in Honduras. *Environmental and Ecological Statistics* 3(2): 119-125.
- Foerster, C. 1998. Ecología de la Danta Centroamericana (*Tapirus bairdii*) en un bosque húmedo tropical de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. UNA. Heredia, Costa Rica. 82 p.
- Forman, RT; Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience* 31 (19): 733-740
- Fragoso, J; Huffman, J. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 16:369-385.

- Gilpen, M; Diamond, J. 1984. Are species co-occurrences on islands non-random, and are null hypothesis useful in community ecology? *In* Strong, D; Simberloff, D; Abele, L; Thistle, A. Eds. *Ecological communities: Conceptual issues and the evidence*. Princeton University Press. New Jersey, US. 432 p.
- González-Maya, JF; Schipper, J; Benitez, A. *In press*. Small carnivore activity patterns in the Cordillera Talamanca: relationships and natural history in a piedmont forest. *Small Carnivores Newsletter*
- Guggisberg, C. 1975. *Wild cats of the world*. Tapplinger Press. New York, US. 328 p.
- Harcourt, CS; Sayer, J; Billington, C (eds.). 1996. *The Conservation Atlas of Tropical Forests: The Americas*. IUCN – CIFOR – WCMC – BP. Simon & Schuster. New York.
- Harvey, C; Haber, W. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rica Pastures. *Agroforestry Systems* 44(1)-37-68
- Hatten, J; Averril-Murray, A; Van Pelt, W. 2003. Characterizing and mapping potential jaguar habitat in arizona. Technical Report 203. Nongame and Endangered Wildlife Program. Phoenix. US. 32p.
- Herrera, W; Gómez, L. 1993. Mapa de Unidades Bióticas de Costa Rica. Escala 1:685.000. US Fish and Wildlife Service – TNC – INCAFO – CBCCR - INBio – Fundación Gómez-Dueñas. San José, CR.
- Holmern, T; Johannesen, A; Mbaruka, J; Mkama, S; Muya, J; Roskaft, E. 2004. Human-Wildlife Conflicts and Hunting in the Western Serengeti, Tanzania. Norwegian Institute for Nature Research. Trondheim, NO. 27 p.
- Hoogestein, R. sf. Manual sobre problemas de depredacion causados por jaguars y pumas en hatos ganaderos. Wildlife Conservation Society. Washington, US. 39 p.
- Hoogesteijn, R; Hoogesteijn, A; Mondolfi, E. 1996. Body mass and skull measurements in four jaguar populations and observations on their prey base. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 39:195-219.
- Hoogestein, R; Mondolfi, E. 1992. *El jaguar: Tigre Americano*. Ed. Armitano. Caracas, VEN. 223 p.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina.
- ITEC. 2004. Atlas Costa Rica 2000. Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica – ITCR- CD
- Iriarte J; Franklin, W; Johnson, W; Redford, K. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma. *Oecologia* 85: 185–190.
- Jaksic, M; Greene, H; Yáñez, J. 1981. The guild structure of a community of predatory vertebrates in central Chile. *Oecologia* 49:21–28.

- Jackson, P; Nowell, K. 1996. Problems and possible solutions in management of felid predators. *Journal of wildlife research* 1:304-314
- Karanth, U. 1995. Estimating tiger populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71:333-338
- Karanth, U; Kumbar, S. 2002. Field Surveys: Assessing Relative Abundances of tigers and prey. *In* Karanth, U; Nichols, J. Eds. *Monitoring Tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationist in Tropical Asia*. Center For Wildlife Studies. Bangalore, IN. 193 p.
- Karanth, U; Nichols, J. 1998. Estimation of tigre densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79 (8):2852-2862
- Karanth, U; Nichols, J. 2002. *Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies. Bangalore, IN. 293 p.
- Karanth, U; Nichols, J; Kumar, S. 2004. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests. *In* Thompson, W ed. *Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters*. Island Press. Washington, US. 1962 p.
- Kappelle, M. 1996. Los Bosques de Roble (*Quercus*) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica: Biodiversidad Ecología, Conservación & Desarrollo. Universidad de Amsterdam – INBio. Amsterdam – Santo Domingo de Heredia, CR. 336 pp.
- Kelly, M., Laurenson, M., FitzGibbon, C., Collins, D., Durant, S., Frame, G., Bertram, B., Caro, T. 1998. Demography of the Serengeti cheetah (*Acinonyx jubatus*) population: the first 25 years. *Journal of Zoology* 244:473–488.
- Kendall, W. 1999. Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. *Ecology* 80(8):2517-2525
- Koford, C. 1991. El jaguar *In* Janzen, D. Ed. *Historia Natural de Costa Rica*. San Jose, CR. 484-485
- Konecny, M. 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America *In* Redfor, K; Eisenberg, J. Eds. *Advances in Neotropical Mammalogy*. Sandhill Crane Press. Gainesville, Florida, US. 452 p.
- Lambert, T; Malcolm, J; Zimmerman, B. 2006. Amazonian small mammal abundances relation to habitat structure and resource abundance. *Journal of mammalogy*, 87(4):766–776,
- López-Gonzalez, C. and Miller, B. 2002. Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? *Western North American Naturalist* 62(2): 218–222
- Lopes, F. 2004. Predação de bovinos por onças no norte do estado de Goiás. Tesis Mag. Sci. Universidad de Sao Paulo, BR. 66 p.

- Lucherini, M; Soler, L; Luengos, E. 2004. A preliminary revision of knowledge status of felids in Argentina. *Mastozoología Neotropical* 11(1):7-17
- Mace, R.D., Minta, S.C., Manley, T.L., Aune, K.A., 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin* 22, 74–83.
- Maffei, L; Cuellar, E; Noss, A. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el eco tono Chaco-Chiquitania. *Rev. Bol. Ecol.* 11:55-65
- Maffei, L; Cuellar, E; Noss, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *J. Zool. Lond.* 262:195-304
- Manning, T; Edge, D; Wolf, J. 1995. Evaluating population-size estimators: an empirical approach. *Journal of mammalogy* 76(4):1149-1158
- Matamoros Y, Aranda M, Ellis S, Wildt D y O Byers (editores). 1997. Informe final del Taller para el Manejo y la Conservación de los Félidos Mesoamericanos. CBSG/SSC/UICN, Zoológico Nacional Simón Bolívar, San José, Costa Rica
- Matola, S; Cuarón, DA; Rubio, H; 1997. Evaluación del estado actual y plan de acción del tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*). In Brooks, D; Bodmer, R; Matola, S. Eds. Status and conservation action plan tapirs. UICN/SSC. Cambridge, UK. 89-106 p.
- McNab, R; Polisar, J. 2002. Una metodología participativa para una estimación rápida de la distribución del jaguar en Guatemala. In Medellín, R; Equihua, C; Chetkiewicz, C; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Taber, A. Eds. El jaguar en el nuevo milenio. WCS. México, MX. 647 p.
- Menke, K; Hayes, K. sf. Evaluation of the relative suitability of potential jaguar habitat in new Mexico. Technical Report. New Mexico Department of Game and Fish. New Mexico, US. 31p.
- Miller, B; Rabinowitz, A. 2002. ¿Por qué conservar al Jaguar? In Medellín, R; Equihua, C; Chetkiewicz, C; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Taber, A. Eds. El jaguar en el nuevo milenio. WCS. México, MX. 647 p.
- Miller, C. 2005. Jaguar density in Gallon Jug State, Belize. Technical Report. Wildlife Conservation Society. New York, US. 8 pp.
- Miller, C., Miller, B. 2005. Jaguar Density in La Selva Maya. Technical Report. Wildlife Conservation Society. New York, US. 13 pp.
- Ministry of environment, lands and parks. 1998. Inventory methods for wolf and cougar. Standards for components of British Columbia's biodiversity no. 34. Resources Inventory Committee. Vancouver, CA. 69 p
- Mittermeier, R; Schipper, J; Davidse, G; Koleff, P; Soberon, M; Ramirez, M; Goettsch, M; Mittermeier, C. 2005. Mesoamerica In Mittermeier, R; Robles-Gil, P; Hoffmann, M; Pilgrim,

- J; Brooks, T; Mittermeier, C; Lamoreux, J; da Fonseca, GA (Eds.) Hotspots Revisited. CEMEX, Mexico City, US. 392 p.
- Monjeau, J. 1999. Papel de los mamíferos en la conservación de áreas naturales. *Mastozoología Neotropical*; 6(1):3-6
- Mora Carpio, J. 2000. Atlas Geográfico del Área de Conservación La Amistad Pacífico (ACLAP). Proyecto Proarca/Capas. Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE) – CCAD – USAID. SINAC/MINAE. San Isidro de Pérez Zeledón, CR. 66 pp.
- Myers, N; Mittermeier, RA; Mittermeier, CG; da Fonseca, CG; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Naughton-Treves, L; Salafsky, N. 2004. Wildlife Conservation in Agroforestry Buffer zones: opportunities and conflict. *In* Schroth, G; de Fonseca, GA; Harvey, C; Vasconcelos, H; Gascon, C; Izac, AM (Eds) *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. Washington, US. 523 p.
- Nichols, J. 1992. Capture-recapture Models. *Bioscience* 42(2):94-102
- Nichols, J; Sauer, J; Pollock, K; Hestbeck, J. 1992. Estimating transition probabilities for stage-based population projection matrices using Capture-Recapture Data. *Ecology* 73(1):306-312
- Nowell, K; Jackson, P. 1996. Wild Cats: Status, survey and conservation action plan. UICN. Gland, CH. 382 p.
- Ortega-Huerta, M; Medley, K. 1999. Landscape analysis of jaguar (*Panthera onca*) habitat using sighting records in the Sierra de Tamaulipas, Mexico. *Environmental Conservation* 26 (4): 257–269
- Otis, D; Burnham, K; White, G; Anderson, D. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.
- Patton, D. 1992. Wildlife habitat relationships in forested ecosystems. Timber press. Portland, US. 392 p.
- Peres, C. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology* 14(1):240-253
- Perovic, P; Herrán, M. 1998. Distribución del jaguar *Panthera onca* en las provincias de jujuy y salta, noroeste de argentina. *Mastozoología Neotropical* 5(1):47-52
- Peters, R; Raelson, J. 1984. Relations between individual size and mammalian population density. *American Naturalist* 124:498-517.
- Polisar, J; Maxit, I; Scognamillo, D; Farrell, L; Sunquist, M; Eisenberg, J. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109 :297–310

- Powell, G; Barborak, J; Rodriguez, M. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93: 35-41
- Putz, F; Blatte, G; Redford, K; Fimbel, R; Robinson, J. 2001. Tropical Forest Management and conservation of biodiversity: an Overview. *Conservation Biology* 15 (1): 7-20
- Quigley, H; Crawshaw, P. 1992. A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61:149-157.
- Rabinowitz, A. 1986. Jaguar: One man's struggle to establish the first jaguar preserve. Island Press. New Cork, US. 378 p.
- Rabinowitz, A; Nottingham, B. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *J. Zool. Lond.* 210:149-159
- Rau, J; Jiménez, J. 2002. Diet of puma (*Puma concolor*, Carnivore, Felid) in Coastal and Andean Ranges of southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment.* 37:201-205
- Ray, J; Redford, K; Berger, J; Steneck, R. 2005. Conclusion: is the large carnivore conservation equivalent to biodiversity conservation and how can we achieve both? *In* Ray, J; Redford, K; Steneck, R; Berger, J. Eds. *Large carnivores and the conservation of biodiversity.* Island Press. Washington, US. 526 p.
- Redford, K. 2005. Introduction: How to value large carnivorous animals. *In* Ray, J; Redford, K; Steneck, R; Berger, J. Eds. *Large carnivores and the conservation of biodiversity.* Island Press. Washington, US. 526 p.
- Redford, K. 1992. The empty forest. *Bioscience*42:412-422
- Redford, K; Robinson, J. 1991. Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America. *In* Robison, J; Redford, K. Eds. *NEotropical wildlife use and conservation.* University of Chicago. Chicago, US.
- Rexstad, E; Burnham, K. 1992. User's guide for interactive program CAPTURE: abundance estimation of closed animal populations. Colorado State University. Colorado, US. 30 p.
- Robinson, J; Redford, K. 1986. Body Size, Diet, and Population Density of Neotropical Forest Mammals. *The American Naturalist* 128 (5): 665-680.
- Rodríguez, B; Chinchilla, F; May, L. 2002. Lista de especies, endemismo y conservación de los de mamíferos de Costa Rica. *Revista Mexicana de Mastozoología* 6: 19-41.
- Rosenzweig, M. 1966. Community structure in sympatric Carnivora. *J. Mamm.* 47:602-612.
- Rudran, R; Kunz, T; Southwell, C; Jarman, P; Smith, A. 1996. Observational techniques for non-volant mammals. *In* Wilson, D; Cole, R; Nichols, J; Rudran, R; Foster, M. Eds. *Measuring*

- and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institution. New York, US. p. 81-104
- Sáenz, J. C. y E. Carrillo. 2002. Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica: un problema sin solución?. *In* Medellín, R; Equihua, C; Chetkiewicz, C; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Taber, A. Eds. El jaguar en el nuevo milenio. WCS. México, MX. 647 p.
- Salóm, R; Carrillo, E; Saenz, J; Mora, J. 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* population in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41(1):51-56
- Sanderson, J. 2005. Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Initiative: Camera photo trapping monitoring protocol. Conservation International. Washington, US. 13 p.
- Sanderson, E; Chetkiewicz, C; Medellín, R; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Taber, A. 2002. Un analisis geografico de conservación y distribución de los jaguares a traves de su area de distribución. *In* Medellín, R; Equihua, C; Chetkiewicz, C; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Taber, A. Eds. El jaguar en el nuevo milenio. WCS. México, MX. 647 p.
- Schaller, GB; Crawshaw, P. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 12:161-168
- Scott, JM, Davis, F; Csuti, B; Noss, R; Butterfeld, B; Groves, C; Anderson, H; Caicco, S; D'erchia, F; Edwards Jr., TC; Ulliman, J; Wright, RG. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123:1-41.
- Seidensticker, J. 1976. On the ecological separation between tigers and leopards. *Biotropica* 8:224-234
- Seydack, A. 1984. Application of a photo-recording device in the census of larger rain-forest mammals. *South Africa Journal of Wildlife Research* 14:10-14.
- Seymour, K. 1989. *Panthera onca*. *Mammalian species* 340:1-9
- Schwarz, C; Seber, G. 1999. Estimating animal abundance, review III. *Statistical Science* 14(4):427-456
- Schipper, J.; Gonzalez-Maya, JF; Srbek-Araujo, A. 2007. Understanding the effect of study design on estimates of species density: camera-trapping jaguar *Panthera onca* and their prey. *Proceedings Felid Biology and Conservation Conference: an international conference*. Oxford, UK
- Schipper, J; Scott, J; Carrillo, E. 2005. Return to island Talamanca? Landscape constraints to long-term species in the Talamanca Eco-region (Costa Rica-Panama): a conservation assessment using jaguar and their prey. Poster. 8th World Wilderness Congress. Alaska, US

- Schipper, J.; Scott, M.; Carrillo, E.; Bosque-Perez, N.; Harvey, C.; Waitts, L. 2005. Habitat-based conservation planning in Talamanca (Costa Rica): a survey and assessment of neotropical felids and their prey. Poster. 8th World Wilderness Congress. Alaska, US
- Sheperd, U; Kelt, D. 1999. Mammalian species richness and morphological complexity along an elevational gradient in the arid south-west. *Journal of Biogeography* 26:843-855
- Silveira, L., Jacomo, A., Diniz-Filho, J. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–355
- Silver, S; Ostro, L; Marsh, L; Maffei, L; Noss, A; Kelly, M; Wallace, R; Gomez, H; Ayala, G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38(2):1-7
- Soisalo, M.; Cavalcanti, S. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129: 487–496
- Sokolov, V. 1992. The role of mammal biodiversity in the function of ecosystems. *In* Solbrig, O; van Emdem, H; van Oordt. Eds. *Biodiversity and global change*. CAB international. Wallingford, UK. 227 p.
- Steneck, R. 2005. An ecological context for the role of large carnivores in conserving biodiversity. *In* Ray, J; Redford, K; Steneck, R; Berger, J. Eds. *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press. Washington, US. 526 p.
- Sunquist, M. 2002. Historia de la investigación sobre el jaguar en el continente americano. *In* Medellín, R; Equihua, C; Chetkiewicz, C; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Taber, A. Eds. *El jaguar en el nuevo milenio*. WCS. México, MX. 647 p.
- Sunquist ME; Sunquist F; Daneke DE. 1989. Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. *In* Redford, K; Eisenberg, J. Eds. *Advances in Neotropical Mammalogy*. Sandhill Crane Press. Gainesville-Florida, US. 452 p.
- Swank, WG; Teer, J. 1989. Status of the jaguar-1987. *Oryx* 23(1):14-21
- Taber, A; Novaro, A; Neris, N; Colman, F. 1997. The Food Habits of Sympatric Jaguar and Puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29(2): 204-213
- Telleria, J. 1986. *Manual para el censo de vertebrados terrestres*. Editorial Raices. Madrid, SP. 278 p.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24 (2b):283.292
- Trólle, M; Kéry, M. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera trapping data. *Journal of Mammalogy* 84,:607–614.
- Vaughan, C. 1983. A report on dense forest habitat for endangered wildlife species in Costa Rica. Universidad Nacional. Heredia, CR. 10 p.

- Vaughan, C; Temple, S. 2002. Conservación del Jaguar en Centroamérica. *In* Medellín, R; Equihua, C; Chetkiewicz, C; Crawshaw, P; Rabinowitz, A; Redford, K; Robinson, J; Sanderson, E; Taber, A. Eds. El jaguar en el nuevo milenio. WCS. México, MX. 647 p
- Weber, W; Rabinowitz, A. 1996. A global perspectiva on large carnivore Conservation. *Conservation Biology* 10(4):1046-1054
- Wikramanayake, E; Dinerstein, E; Robinson, D; Karanth, U; Rabinowitz, A; Olson, A; Mathew, T; Hedao, P; Conner, M; Hemley, G; Bolze, D. 1998. An Ecology-Based Method for Defining Priorities for Large Mammal Conservation: The Tiger as Case Study. *Conservation Biology* 12(4):865-878.
- Williams, K. 1984. The central american Tapir (*Tapirus bairdii*) in northwestern Costa Rica. PhD Thesis. Michigan, US. Michigan State University. 84 p.
- Wright, J; Zeballos, H; Dominguez, I; Gallardo, M; Moreno, M; Ibanez, R. 2000. Poachers alter mammal abundances, seed dispersal and seed predation in a Neotropical Forest. *Conservation Biology* 14(1):227-239
- WWF. 2007. Ecorregión de Talamanca. WWF Centroamérica. San Jose, CR. Consultado 6 Nov. 2007. Disponible en <http://www.wwfca.org/php/prioridades/priori01b.php>

ANEXOS

Anexo1. Entrevista estructurada para la evaluación de Cacería y Conflictos con Humanos

Fecha: _____/_____/200_____

Comunidad_____

Entrevistador_____

Referencia (GPS): 17P_____, UTM _____

1. Cual es su nombre? _____
2. Cuantos años tiene de vivir en la finca? _____
en Talamanca?_____
3. Ha notado cambios en la cantidad de animales silvestres en los últimos 10 años?
En cuales especies ha notado cambios?
(han incrementado) _____
(esta igual) _____
(ha disminuido) _____
(NO SE)
4. *Porque* piensa usted que esto ha ocurrido?

CONFLICTOS ENTRE FELINOS Y HUMANOS

5. Tiene usted animales domésticos en la finca? (Si o No)
Vacas_____ Chanchos_____
Pollos_____ Pavos_____
Caballos_____ Cabros_____
Perros_____ Gatos_____
Otros:_____
6. (Si) Felinos silvestres u otros animales han molestado o han comido sus animales? (Si o No)
Cuales animales, que felino y cuando?
7. (Si) Cuantas veces en un año hay ataques en su finca?
(uno)

(dos)
(tres)
(cuatro)
(cinco)
(mas de cinco)
(NO SE)

8. (Si) Es un problema en esta comunidad? (Si o No)
9. (Si) En los últimos 10 años, este problema....
(ha incrementado)
(esta igual)
(ha disminuido)
(NO SE)
10. Otras personas han tenido problemas con felinos molestando animales domésticos?
(Si o No)
11. Quien? _____

CACERIA

12. Hay cacería dentro de la comunidad y en los bosques alrededores (en este área)? (Si o No)
Comentarios: _____
13. (Si) Ha notado cambios en la cantidad de cacería en los últimos 10 años?
(ha incrementado)
(esta igual)
(ha disminuido)
(NO SE)
14. (Si) Cuantas personas de este comunidad (mas o menos) están cazando?
(Entre 1-5)
(Entre 5-10)
(Entre 10-15)
(Mas que 15)
(no se)
15. (Si) Lo cazadores son de la comunidad o de afuera?
(misma comunidad)

(otra comunidad)

(NO SE)

Cuales otras comunidades? _____

En que comunidad cazan mas? _____

16. (Si) Porque razón están cazando?

(Económicas/para vender) _____

(Subsistencia/para comer) _____

(Deportivas/para divertirse) _____

Otro _____

17. (Si) Donde caza la mayoría de la gente?

(en sus fincas)

(en fincas de conocidos)

(en los parques)

(en reservas indígenas)

(donde sea)

(NO SE)

18. (Si) Cuantas veces por mes comen carne de monte en su casa?

(menos que 5)

(entre 5 y 10)

(entre 10 y 15)

(mas que 15)

(NO SE)

19. (Si) Cual es su carne favorita? _____

20. (Si) Otras carnes que le gusten comer? _____

21. (Si) Donde consigue esta carne? (caza) (compra)

AREAS PROTEGIDAS

22. Hay áreas protegidas (Parques Nacionales, Refugios de Vida Silvestre y Reservas Biológicas) cerca de aquí (de MINAE)? (Si o No)

23. (Si)Cuales? _____

24. (Si) Cree usted que estas áreas - *ayudan a la protección de los animales?*

(Si o No)

Porque? _____

25. (Si) *Son suficientes para la protección de los animales?* (Si o No)

Porque? _____

26. (Si) *Tienen algún beneficio para la gente local?* (Si o No)

Cuales? _____

Con cuales otras personas en este comunidad recomiendas que hablemos sobre estas temas?

Especies	Ultima vez que se ha Visto (cuando?)	Se cazan?	Porque razón cazan?	Que piensa de los Animales? percepción	Es abundante?
Jaguar					
Puma					
Chancho de monte					
Saíno					
Tepezcuintle					
Danta					
Mono araña					
Cabro de monte					
Venado cola blanca					
Guatuza					
	(1 a 5 anos) (6 a 10 anos) (11 a 15 anos) (16 a 20 anos) (mas que 20 anos)	(m)mucho (p)poco (n)nunca No se	(e)económico (vender) (s)subsistencia (comer) (d)deportiva (divertir)		(m)mucho (p)poco (n)nunca No se

Anexo2. Formulario de consulta a expertos para análisis multi-criterio

Multi-criteria analysis for jaguar potential habitat evaluation in the Cordillera de Talamanca region, Costa Rica

José Fernando Gonzalez, MSc (c)

Jeffrey Jones, PhD

Dear specialist:

The present survey is designed to create a criteria-indicators analysis about the potential habitat for jaguar mountain populations. The lack of information and the poor knowledge of the mountain populations of the species, have not allow to value the importance of numerous eco-regions as Talamanca for the species conservation through its entire distribution range.

Due to the absence of information about mountain populations, we are looking for your experience and knowledge about the species and its natural history in order to establish a basis for future analysis about the conservation value of these habitats. Until now, there is no uniformity regarding the elevation distribution of jaguar, or the influence of variables like slope, and human settlements over their distribution. We appreciate that you use your reasoning and expertise as income for this modeling. Please answer the next survey according to YOUR knowledge and experience. The methodology used will be: the expert consultancy about the valuation, and weight of variables potentially important for the distribution and potential habitat for the species. After the consultant we will perform a consistency analysis and every criteria and variable will be qualified by standard weights. Then a potential habitat model will be performed using a GIS platform, evaluating different habitat scenarios for the interest region.

Evaluation and ranking of variables

Next, the main matrix is presented where all the variables are evaluated among the others. The values in the “**Ranking**” column are related with a nominal classification among the different variables in order to organize them according to their importance for jaguar potential habitat, been five (5) the value of maximum importance/quality and one (1) the lessen. The values in “**Rel. Value**” are referred to the relative weight of each variable on a relative scale of 1-100 basis, where the highest percentage will be assigned to the most important variable and so on, to complete 100 giving

each variable a relative importance weight, the sum of all the values must be 100. On the “Notes” column we will thank you if you include clarifications, justification to your selection or notes about your valuation.

Table1. Variable Evaluation

Variables	Ranking	Rel. Value	Importance
Slope			
Towns (distance)			
Roads (distance)			
Elevation			
Vegetation			
		Total=100	5= maximum 1= minimum

These variables were selected due to their potential importance and the quality and precision of the available information.

Evaluation of variables criteria

The next matrix analysis please qualify each one of the criteria per variable, according to your experience, please select the most adequate qualification for each criteria on an ordinal basis, following the 1-5 scale, where five (5) is the most important/potential quality and one (1) the lessen.

Slope is considered one of the most important variables for jaguar distribution on an area as talamanca, please use the explained system before for the criteria evaluation, and please use the notes column for clarifying, notes or justifications, the unit is percent (%).

Table2. Slope Evaluation

Slope	Ranking	Rel. Value	Notes
Criterion (%)			
>40			
30-40			
20-30			
10-20			
<10			
		Total=100	5= máximo 1= mínimo

The values were selected according to the area conditions, and the relative difference between the influence of each range. Distance to towns and roads represent a determinant factor for remaining habitat, please evaluate the criteria according to your experience.

Table3. Distance to towns evaluation

Towns	Ranking	Rel. Value	Notes
Criterion (km)			
>20			
15-20			
10-15			
5-10			
<5			
Total=100		5= máximo 1= minimum	

Table6. Road distance evaluation

Roads	Ranking	Rel. Value	Notes
Criterion (km)			
>20			
15-20			
10-15			
5-10			
<5			
Total=100		5= máximo 1= minimum	

Altitude is also determinant for Talamanca, please repeat the proceeding according to the possible importance of each level.

Table4. Altitudes evaluation

Altitude	Ranking	Rel. Value	Notes
Criterion (masl)			
>3000			
2500-3000			
2000-2500			
1500-2000			
<1500			
Total=100		5= máximo 1= minimum	

Vegetation types are the classification for land use, please repeat.

Table5. Vegetation Types evaluation

Vegetation	Ranking	Rel. Value	Notes
Criterio			
Forest			
Forestry Plantation			
Crops			
Pastures/Herbs			
Shrubland			
		Total=100	5= máximo 1= minimum

Comments

Thank you so much for your time and help, the results will be communicated as soon as possible, please any questions, doubts or comments, and also the answered survey please refer to josegon@catie.ac.cr or jose@procat-talamanca.org.

Thanks again.

Anexo3. Lista de especialistas invitados a participar del análisis multi-criterio

Pais	Nombre	Organización
Argentina	Claudia Manfredi	Universidad de Bahia Blanca
Argentina	Mario Di Bitetti	University of Misiones
Argentina-USA	Mariana Altrichter	University of Redlands
Bolivia	Leonardo Maffei	WCS
Brazil	Fernanda Goss Braga	Universidad de Curitiba
Brazil	Sandra Cavalcanti	WCS
Brazil	Ana Carolina Srbek Araujo	Belo Horizonte
Colombia	Elizabeth Navarro	Universidad Javeriana
Colombia	Angelica Benitez	Universidad Javeriana
Colombia	Esteban Payan	Zoological Society of London
Costa Rica	Gustavo Hernandez	CATIE
Costa Rica	Aida Bustamante	Friends of Osa
Costa Rica	Luis Sanchez	MINAE
Costa Rica	Adrian Arias	MINAE
Costa Rica	Nelson Elizondo	MINAE
Costa Rica	Eduardo Carrillo	UNA
Costa Rica	Joel Saenz	UNA
Costa Rica	Roberto Salom	WCS
EL Salvador	Rodrigo Samayoa	Consultant
Honduras	Hector Portillo	
Mexico	Gerardo Ceballos	UNAM
Mexico	Eric Bravo	Universidad de Queretaro
Mexico	Gustavo	Universidad de Queretaro
Nicaragua	Arnulfo Medina	UNA
Panama	Ricardo Moreno	SI
USA	Matt Foster	CI
USA	Jan Schipper	IUCN
USA	Melvin Sunquist	University of Florida
USA	John Polisar	WCS
USA	Scott Silver	WCS
USA	Alan Rabinowitz	WCS
USA/Brazil	Fernando Cascelli de Azevedo	Udaho