

# Guía para el Monitoreo de la Ocupación de Oso Andino

**Versión 1.0**

**Robert Márquez,  
Guillermo Bianchi,  
Emiliana Isasi-Catalá,  
Viviana Ruiz Gutiérrez  
e Isaac Goldstein**



**Wildlife  
Conservation  
Society**



**ALIANZA PARA LA  
CONSERVACIÓN DEL  
OSO ANDINO**

# Guía para el Monitoreo de la Ocupación de Oso Andino

Versión 1.0

Andean Bear Conservation Alliance & Wildlife Conservation Society

[www.wcs.org](http://www.wcs.org)

## **Autores**

Robert Márquez

Guillermo Bianchi

Emiliana Isasi-Catalá

Viviana Ruiz Gutiérrez

Isaac Goldstein

Cita sugerida:

Márquez, R., G. Bianchi, E. Isasi-Catalá, V. Ruiz Gutiérrez, & I. Goldstein. 2017. Guía para el Monitoreo de la Ocupación de Oso Andino. Andean Bear Conservation Alliance & Wildlife Conservation. pp

## **Contacto**

Robert Márquez

Investigador Asociado Programa Colombia - WCS

[rmarquez@wcs.org](mailto:rmarquez@wcs.org)

Isaac Goldstein

Coordinador del Programa de Conservación del Oso Andino – WCS

Coordinador Alianza para la Conservación del Oso Andino

[igoldstein@wcs.org](mailto:igoldstein@wcs.org)

ISBN: 978-958-58741-8-3

**ALIANZA PARA LA CONSERVACIÓN DEL OSO ANDINO** conformada por:



Saint Louis Zoo  
Animals Always®



Con el apoyo de:



The Cornell Lab of Ornithology

GORDON AND BETTY  
**MOORE**  
FOUNDATION

Las opiniones expresadas en este documento son las de los autores y no necesariamente reflejan la opinión de las instituciones que han apoyado este trabajo y su publicación.

Ilustración portada adaptación de foto de Oso Andino en el Santuario Histórico de Machupicchu ©Ever Chuchullo

## Presentación

El conocimiento del estado de la población de una especie y los factores que la afectan son información fundamental para el desarrollo de planes de manejo y conservación, permitiendo evaluar tanto la necesidad de realizar intervenciones de manejo como determinar el éxito de las intervenciones que se estén realizando a través de la evaluación en el cambio tanto en la ocupación como en la importancia de los factores que la afectan. Sin embargo, esta información no está disponible para muchas especies dada la dificultad de colecta de la misma debido a la ecología y conducta de la especie, la extensión de los paisajes donde las especies están presentes, la falta de recursos tanto humanos y financieros, así como la falta de herramientas eficientes para la colecta de la información.

Durante los últimos 15 años, el Programa Oso Andino de Wildlife Conservation Society, ha trabajado en localidades y paisajes en Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú, en donde se pusieron a prueba una gran cantidad de aproximaciones y metodologías de evaluación de la distribución, abundancia, así como de la ocupación de las poblaciones de oso andino. Durante el periodo 2011-2015, la experiencia acumulada por el Programa Oso Andino de Wildlife Conservation Society se utilizó para lograr uno de los objetivos de la Alianza para la Conservación del Oso Andino (ABCA), esto es, el desarrollo de una herramienta eficiente para la colecta de información sobre el estado de las poblaciones de oso que pueda ser usada para la toma de decisiones. Durante este periodo se desarrolló, puso a prueba, y perfeccionó la herramienta de monitoreo de la ocupación de oso andino. Para ello fue fundamental la colaboración del personal de WCS en Colombia, Ecuador y Perú, así como el interés y la participación de instituciones como Parques Nacionales Naturales de Colombia y el Servicio Nacional de Áreas Protegidas del Perú, en cuyas áreas protegidas, y con el apoyo de su personal se pudieron desarrollar todas las actividades que finalmente conformaron la herramienta de monitoreo propuesta.

La guía que estamos presentando es el producto principal de la “Alianza para la Conservación del Oso Andino” dentro de la línea Desarrollo de Herramientas de Monitoreo en el marco de su Plan de Acción en el periodo 2011-2015. Esperamos que esta guía sirva para aumentar el conocimiento del estado de las poblaciones de oso andino en toda su distribución y permita el desarrollo de planes de manejo y conservación efectivos para la especie.

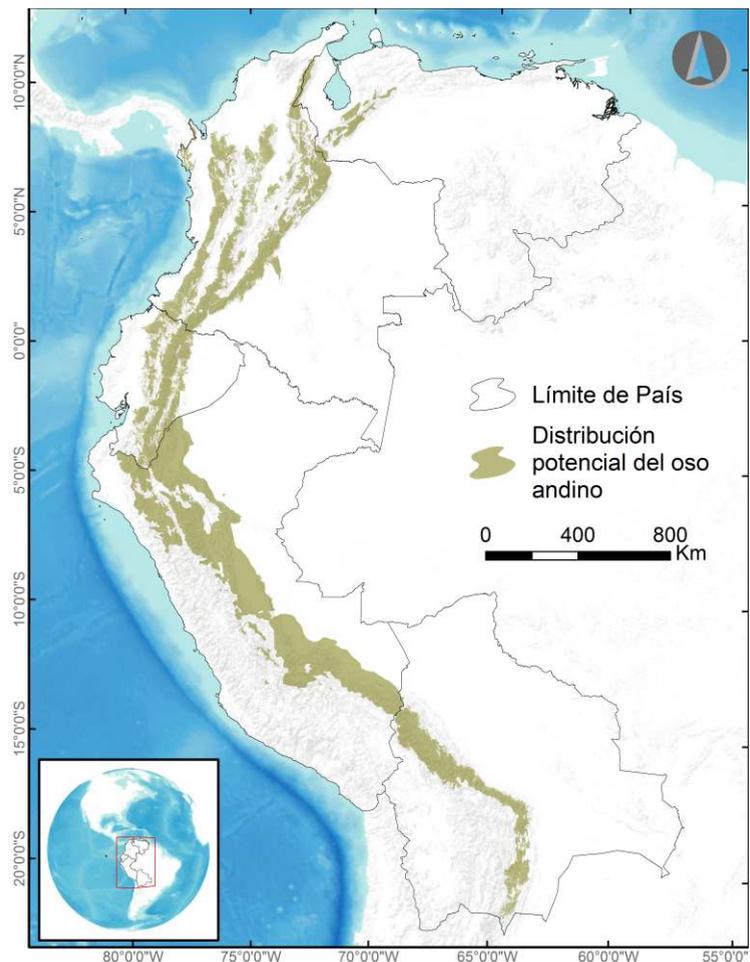
# Tabla de contenido

Presentación .....	2
Introducción .....	4
Marco Conceptual para el Monitoreo de Oso Andino en Áreas Protegidas .....	9
El Monitoreo de la Ocupación de Poblaciones de Oso Andino .....	13
Elección del tipo de parametrización para el modelo de ocupación .....	13
Métodos de evaluación para detectar la especie .....	14
Covariables .....	15
Definición de la Unidad de Muestreo .....	17
Esfuerzo y Muestreo .....	20
Diseño de Programas de Monitoreo de la Ocupación de Oso Andino .....	28
Definición del área de estudio y enfoque del monitoreo .....	28
Diseño de Muestreo .....	29
Selección de las Covariables .....	30
Personal, Equipos, Suministros y Logística .....	31
Plan de trabajo .....	33
Análisis de Costos y Presupuesto .....	34
Bibliografía .....	35
Agradecimientos .....	41
Anexo I .....	42
Anexo II .....	50

# Introducción

El oso andino (*Tremarctos ornatus*) es la única especie de oso (Orden Carnívora, Familia Ursidae) presente en América del Sur, y en la actualidad el único representante de la línea evolutiva de osos de cara corta (Sub-familia *Tremartinae*). Su distribución se ha reducido significativamente debido a la pérdida y fragmentación de su hábitat, así como la mortalidad inducida por los humanos, (Peyton 1999, García-Rangel 2012). Actualmente la especie está catalogada por la IUCN como amenazada (Goldstein *et al.* 2008), siendo considerada en algunos países de su distribución como especie en peligro de extinción (Rodríguez-Mahecha *et al.* 2006, Yerena *et al.* 2007, Castellanos *et al.* 2010, SERFOR 2016). Si bien todavía existen grandes áreas silvestres con poblaciones de oso andino, principalmente en el sur de la distribución de la especie (Figura 1), una parte importante de las poblaciones remanentes se encuentra en paisajes fragmentados conformados por mosaicos de parches silvestres con diferentes grados de conectividad, inmersos en una matriz de uso humano (Kattan *et al.* 2004, Peralvo *et al.* 2005, Wallace *et al.* 2014). La estructura y composición de los paisajes donde se encuentran actualmente muchas de las poblaciones remanentes de oso andino incrementan su vulnerabilidad ante los procesos de reducción y fragmentación de su hábitat, favoreciendo a su vez la interacción con la gente y sus actividades, y en consecuencia el aumento de la mortalidad de osos.

Figura 1. Distribución del oso andino



Las áreas protegidas (AP) son la intervención de conservación de la biodiversidad más común, y es considerada como la más efectiva para especies, comunidades y paisajes naturales (Gray *et al.* 2016). Las AP son en muchos casos, las áreas en mejor estado de conservación en los paisajes silvestres con poblaciones de oso andino, convirtiéndose en elementos fundamentales en la conservación de las poblaciones. En América del Sur, generalmente las AP han sido creadas para proteger una característica particular del paisaje o preservar un elemento específico de la biodiversidad o de los servicios ecosistémicos. Muchas AP no son suficientemente grandes para proteger todos los elementos de la biodiversidad de un área dada (Redford & Robinson 1995, Woodroffe & Ginsberg 1998, Cardillo *et al.* 2004), menos aún para proteger poblaciones viables de especies con grandes requerimientos de hábitat, tales como los grandes carnívoros, entre ellos el oso andino. Es por ello que la conservación de poblaciones viables de oso andino requiere, en muchos casos, el desarrollo de intervenciones de conservación y manejo cuyo alcance va más allá de los límites de las AP. Estas intervenciones deben planificarse tomando en cuenta las características de cada paisaje, los cuales pueden estar conformados por áreas protegidas y no protegidas, públicas y privadas, con distintos tipos de uso del suelo. Los objetivos de manejo para asegurar la conservación de las poblaciones de oso andino en estos grandes paisajes se enfocan en el asegurar la conectividad entre parches silvestres, muchos de estos asociados a las AP, y la reducción del conflicto por la coexistencia e interacción entre los osos y la gente (Sunquist & Sunquist 2001; Muntifering *et al.* 2006; Swanepoel *et al.* 2013, Goldstein *et al.* 2015).

La distribución de la especie (Figura 1), desde el norte de Colombia y los Andes Venezolanos, hasta la frontera entre Bolivia y Argentina, abarca una gran cantidad de paisajes con una gran diversidad de características socio-económicas, políticas y ecológicas, por lo que existe un amplio gradiente de variación en su estado de conservación, afectado por diferentes tipos y niveles de amenazas. En la actualidad, tenemos un limitado conocimiento sobre el estado de conservación y las amenazas que afectan a las poblaciones de oso andino en muchas localidades, inclusive dentro de las AP. Si el oso andino está definido como objeto de conservación del AP y/o del sistema, o está catalogada a nivel nacional y/o internacional como especie amenazada, las áreas protegidas deben incluir en sus planes de manejo, planes operativos anuales y programas de conservación, actividades enfocadas en la conservación del oso andino.

El manejo adaptativo es una aproximación sistemática a la toma de decisiones en situaciones donde se tiene un conocimiento parcial del sistema y se tienen que tomar decisiones en cada ciclo de manejo (Nichols & Williams 2013). Bajo este esquema, el estado del sistema en un tiempo dado, determinado mediante el monitoreo, guía las decisiones de manejo, y este manejo idealmente lleva al sistema a un nuevo estado generando nuevas decisiones en el futuro (Figura 2). Dado que el proceso de manejo adaptativo facilita la toma de decisiones basado en el conocimiento parcial de la especie y sus amenazas (Possingham *et al.* 2001; Nichols & Williams 2006; Nicholson & Possingham 2007), lo consideramos como la aproximación adecuada para abordar la toma de decisiones y el manejo del oso andino.

**Figura 2.** Modelo de manejo adaptativo en la toma de decisiones



El monitoreo permite, identificar el estado de un objeto de conservación (e.g. especie), así como los factores claves (e.g. amenazas) relacionados con su conservación y manejo. Adicionalmente, permite establecer el estado deseado para el objeto de conservación que servirá de meta de manejo, así como la predecir el estado del objeto de conservación después de las intervenciones realizadas, lo que permitirá guiar nuevas decisiones de manejo y determinar el grado en el cual los objetivos son cumplidos. Un paso clave en el monitoreo es la identificación del atributo que se utilizará para caracterizar el estado del objeto de conservación, así como la variable que nos servirá para evaluar este atributo y los cambios en el mismo. En el caso del oso andino, el atributo de interés es el estado de las poblaciones. El estado de una población animal puede evaluarse a partir de parámetros poblacionales y su relación con los factores que los afectan, siendo el tamaño de las poblaciones o abundancia el parámetro más frecuentemente utilizado. En los últimos 20 años se han logrado grandes avances en métodos de evaluación del tamaño poblacional de muchas especies de grandes carnívoros (Boitani & Powel 2012). Sin embargo, estas estimaciones son costosas en tiempo, esfuerzo (e.g. personal) y financiamiento (e.g. equipos), resultando en muchos casos, inviables a mediano y largo plazo. Adicionalmente, sin un esfuerzo adecuado estas estimaciones de abundancia tienen el riesgo de generar inferencias poco precisas que limitan la evaluación del impacto de las covariables y de un cambio en el tamaño poblacional (Tobler *et al.* 2013). En la última década, modelos para estimar patrones de distribución de especies (e.g. ocupación), y las tasas dinámicas que determinan estos patrones (e.g. colonización, extinción), han incrementado en popularidad dado que generan resultados precisos con un esfuerzo más costo-eficiente que los obtenidos en estudios de abundancia poblacional (Royle y Nichols 2003, MacKenzie *et al.* 2006).

La probabilidad de ocupación se define como la probabilidad que una especie ocupe una unidad de muestreo durante un periodo específico de tiempo (MacKenzie *et al.* 2002, 2006). Es una variable robusta para el monitoreo del estado poblacional de una especie, ya que nos permite discriminar entre la ausencia verdadera de la especie y el error de no-detectarla aun cuando está presente, tomando en cuenta las

diferencias en su detectabilidad originadas por diferentes factores, indicándonos de manera confiable la proporción del paisaje o área protegida donde se encuentran individuos de la especie (MacKenzie *et al.* 2002, 2006). De esta manera, la probabilidad de detección permite corregir el sesgo que las detecciones imperfectas causan en la estimación de la probabilidad de ocupación, obteniéndose mejores inferencias sobre la distribución y uso de hábitat de la especie (MacKenzie *et al.* 2002, Karanth *et al.* 2011). Para especies animales que presentan una conducta territorial, como muchas de las especies de grandes carnívoros, la ocupación puede ser considerada como un buen sustituto e indicador de cambios en la abundancia ya que a escala de paisaje la ocupación se correlaciona con la abundancia (MacKenzie *et al.* 2002, 2006; Dorazio and Royle 2005). La variabilidad en la distribución de una especie en el paisaje puede ser explicada a través de factores como la cantidad de hábitat disponible, la capacidad de carga del mosaico de hábitats en el paisaje, y la presencia de presiones como la ganadería extensiva y la cacería. Estos factores se pueden incluir como covariables para explicar la variabilidad en la probabilidad de ocupación y detección de la especie.

Los modelos de ocupación han sido utilizados como una herramienta para la investigación, monitoreo y el manejo adaptativo de poblaciones de grandes mamíferos (Karanth *et al.* 2009, 2011), evaluando los factores que afectan la probabilidad de ocupación y detección. Los resultados de estos análisis permiten predecir cambios en la ocupación de la especie bajo diferentes escenarios relacionados con las presiones e intervenciones de manejo, permitiendo la toma informada de decisiones para el manejo, y la posterior evaluación de la efectividad de las acciones de manejo.

El objetivo de este trabajo es proporcionar una guía que permita a los actores relacionados con la conservación y manejo de poblaciones de oso andino, en particular las AP y los paisajes asociados a estas, la construcción de programas de monitoreo basados en modelos de ocupación que permitan determinar el estado de conservación de las poblaciones, respondiendo a las necesidades de la toma de decisiones para la conservación y el manejo de las poblaciones de oso andino.

## Marco Conceptual para el Monitoreo de Oso Andino en Áreas Protegidas

El documento de declaratoria de toda área protegida (AP) contiene tanto la delimitación del área, así como los objetivos de conservación de la misma, incluyendo en muchos casos, la identificación de elementos de su biodiversidad (especies, ecosistemas, paisajes, entre otros) y elementos culturales importantes. Estos elementos son lo que se definen como **objetos de conservación**, los cuales son protegidos como parte de la misión del AP. En este sentido, el oso andino, ha sido incluido como objeto de conservación en los documentos de declaratoria de muchas AP del centro y norte de los Andes (e.g. PN Uribante-Caparo, Venezuela; PNN Chingaza, Colombia; PN Manu, Perú), debido a su estatus de especie vulnerable o en peligro de extinción, y su importancia socio-cultural.

Para cada objeto de conservación existe un estado deseado, esto es, el estado que la sociedad (en este caso el AP) define como en el que se debería encontrar el objeto de conservación si el AP está cumpliendo con su objetivo. Este estado deseado del objeto de conservación es lo que denominamos **objetivo de conservación**. En relación al oso andino, el objetivo de conservación es por lo general el mantenimiento de poblaciones viables de oso andino a largo plazo (poblaciones con cierto número mínimo de adultos o cuya área de ocupación sea lo suficientemente grande como para asumir que la población de osos tiene un tamaño viable). El Plan de Acción para la Conservación de los Osos (Peyton, 1999), señala que el área mínima de hábitat continuo requerido por una población de oso andino para ser viable a largo plazo es de 1900 km<sup>2</sup>. PNN de Colombia y el Programa Oso Andino de WCS, siendo mucho más conservadores dada la falta de conocimiento de las densidades de la especie, y asumiendo la necesidad de redundancia inclusive dentro de un parche de hábitat continuo, asumen como área mínima requerida para una población viable de oso andino un parche continuo de hábitat de oso de al menos 3800 km<sup>2</sup>. Son muy pocas las AP en el área de distribución del oso andino, que tienen un tamaño igual o mayor a 3800 km<sup>2</sup>, por lo que la conservación de poblaciones viables de oso andino requiere en muchos casos el desarrollo de intervenciones de conservación y manejo en paisajes conformados por un mosaico de áreas protegidas tanto públicas y privadas, así como áreas de propiedad privada con distintos usos del suelo. Dependiendo del marco legal que rige en cada país en cuanto al ámbito de intervención de las AP's, estas pueden o no, generar planes de manejo e intervenciones fuera de sus límites. En el caso que las AP puedan generar intervenciones en un ámbito geográfico que va más allá de sus límites, o que puedan generar procesos de gestión con socios fuera de los límites del área protegida, el objetivo de conservación podría estar enmarcado en la conservación de la población en un paisaje de al menos 3800 km<sup>2</sup>.

La gestión del AP se enfoca entonces en cumplir el/los objetivos de conservación del AP. Si el estado actual del objeto de conservación es el acordado como el objetivo de conservación, el **objetivo de manejo** del AP es mantener el estado actual. Si el estado actual del objeto de conservación no es el acordado como objetivo de conservación, el objetivo de manejo sería el alcanzar el objetivo de conservación, o un estado intermedio hacia ese objetivo de conservación, así como alcanzar objetivos de manejo relacionados con la reducción de las presiones. Tanto el Plan de Manejo o Plan Maestro (generalmente a 5 años), el Plan Operativo Anual, así como los distintos Programas de Manejo de las AP, se enfocan en las actividades e intervenciones necesarias para cumplir con los objetivos de manejo relacionados con la consecución del objetivo de conservación.

El **monitoreo** es la herramienta que nos permite evaluar el estado tanto del objeto de conservación, como de los factores que impactan a este. El monitoreo nos permite evaluar si existe la necesidad de intervenciones de manejo en caso de que el estado del objeto de conservación no sea el deseado, o si las intervenciones de manejo tienen el efecto esperado tanto en las amenazas como en el estado del objeto de conservación. Por tanto, el **objetivo del monitoreo** es poder evaluar si ha habido un cambio en el estado del objeto de conservación, así como de las amenazas, de manera de poder determinar la necesidad de manejo, o evaluar el éxito de las intervenciones de manejo que se están desarrollando. Expresado de una manera más formal, el **objetivo del monitoreo** es poder evaluar si ha cambiado el estado de las variables de interés relacionadas con el manejo de un objeto de conservación del AP, durante un tiempo determinado por el periodo de manejo, con un nivel de incertidumbre razonable. El objetivo del monitoreo debe incluir el área de estudio, la variable que se quiere medir, la direccionalidad y la magnitud del cambio que se desea detectar, el marco temporal, así como el nivel de incertidumbre sobre el cambio que se considera razonable.

El área de estudio, está definida por el objetivo de manejo, y el ámbito geográfico relacionado con este. Si estamos hablando de un AP, el objetivo de manejo esta a su vez definido por el objetivo de conservación y el ámbito de responsabilidad administrativa y legal del AP. En relación al oso andino como objeto de conservación, si el AP tiene un tamaño menor a 3800 km<sup>2</sup>, el enfoque del objetivo de conservación dependerá de la posibilidad legal y administrativa de que el ámbito de gestión del AP vaya o no más allá de sus límites legales. En el caso que el ámbito de gestión pueda ampliarse más allá de los límites del AP y se extienda a 3800 km<sup>2</sup> o más, el objetivo de conservación se podrá enfocar en el mantenimiento de una población viable de oso andino. De lo contrario el objetivo de conservación para el AP relacionado con el oso andino será el mantenimiento del hábitat y las condiciones que permitan la ocupación de la especie, esto es, la reducción de las amenazas que pueden afectar la ocupación en el AP, asumiendo a esta como el núcleo de conservación bajo manejo dentro del paisaje que ocupa la población de interés.

La magnitud y direccionalidad del cambio en el estado del objeto de conservación que queremos poder detectar en el monitoreo, está determinado por la variación considerada como relevante para la toma de decisiones dado el objetivo de manejo. Mientras más grande sea el cambio que queremos detectar, más fácil será detectarlo. Si el objetivo de manejo es mantener el estado de la población, la magnitud del cambio que queremos detectar está determinado por un umbral que señala un deterioro en el estado de la población que requeriría la realización de acciones de manejo que permitan revertir la situación y volver a ese estado considerado como aceptable. En el caso que el objetivo de manejo sea cambiar el estado del valor objeto de conservación, queremos detectar un cambio que nos permita determinar sin lugar a dudas que ese cambio se ha logrado. Sin embargo, tal como veremos en la sección relacionada al nivel de incertidumbre, el esfuerzo requerido para tener un nivel de incertidumbre aceptable en cuanto a la magnitud del cambio a ser detectado, requiere en muchos casos de un esfuerzo de muestreo tan grande, que lo hace imposible dadas las condiciones de muchas de las áreas protegidas (Anexo II).

La evaluación del estado de la población está basada en la mayoría de los casos en el resultado de un muestreo, esto es, en un **estimador** del parámetro poblacional que nos indique el estado de la población de interés. Este estimador tiene una incertidumbre asociada a su varianza y al esfuerzo de muestreo realizado. El nivel de incertidumbre a tomar como referencia en el objetivo del monitoreo está dado por la magnitud del error asociado al estimador que estamos dispuestos a aceptar para la toma de decisiones. El monitoreo evalúa si existe una diferencia en el estado del objeto de conservación, en este caso la ocupación, al comparar estimados de la probabilidad de ocupación en dos puntos en el tiempo (temporadas). En estas comparaciones, se puede cometer 2 tipos de errores. Por una parte, podría ocurrir que el parámetro de interés no ha cambiado entre los dos momentos de evaluación, esto es, la probabilidad de ocupación es la misma. Sin embargo, al realizar la evaluación de la probabilidad de ocupación, los estimadores pudieran arrojar como resultado que existen cambios en la probabilidad de ocupación. Esto es lo que se denomina **error de Tipo I**, definido como el error que se comete cuando se asume que ha habido un cambio, cuando en realidad no ha ocurrido. La probabilidad de cometer un error Tipo I, se denomina  $\alpha$  (*alpha*). Por otro lado, podría ocurrir que el parámetro de interés si ha cambiado entre dos momentos o temporadas de monitoreo, sin embargo, como resultado de la evaluación, los estimadores pudieran indicar que no existen cambios en la ocupación. Esto se conoce como **error de Tipo II**, definido como el error que se comete cuando se asume que no ha habido cambios, cuando en realidad si han ocurrido. La probabilidad de cometer un error Tipo II se denomina  $B$  (*beta*).

El objetivo fundamental del monitoreo es la detección de cambios en el estado de los objetos de conservación ya que este determinará si desarrollamos o no las

intervenciones de manejo. Por tanto, disminuir la probabilidad de cometer el error Tipo II es clave para la toma de decisiones. La potencia es la probabilidad de detectar un cambio cuando la población ha cambiado ( $\text{Potencia} = 1 - \beta$ ), por lo que para cumplir con los objetivos de monitoreo se debe alcanzar la mayor potencia posible. La potencia depende de cuatro factores: significancia ( $\alpha$ ), magnitud del cambio a detectar, número de unidades de muestreo, y error estándar. En cuanto a la significancia,  $\alpha$  y  $\beta$  están inversamente relacionados, por lo que se puede incrementar la potencia de un programa de monitoreo si se asume el compromiso de aumentar  $\alpha$ , es decir, la probabilidad de cometer un error Tipo I, manteniendo los restantes parámetros constantes.

La potencia tiene una relación directa con el cambio mínimo detectable, ya que mientras más grande sea el cambio a detectar, más fácil será detectarlo. Por tanto, es posible aumentar la potencia si aumentamos el cambio a detectar. Sin embargo, en este caso la toma de decisiones podría ocurrir de forma tardía ante los cambios en el estado poblacional (se requerirá magnitudes de cambio grandes para detectar que el estado del objeto de conservación está realmente cambiando), lo que podría poner en riesgo la posibilidad de alcanzar los objetivos de manejo.

El tamaño de la muestra, es un factor determinante para la potencia, y resulta ser el más confiable y directo de ajustar para alcanzar la potencia deseada. El tamaño de la muestra está relacionado con el esfuerzo y con el diseño de muestreo, por lo que mientras mayor es el esfuerzo de muestreo, más grande el tamaño de la muestra, y por tanto mayor será la potencia alcanzada.

Por último, la potencia se relaciona de manera inversa con el error estándar, es decir, al nivel de precisión de la estimación. Por tanto, si se reduce el error estándar, lo que significa mayor precisión en la estimación, se aumenta la potencia alcanzada. Para el oso andino, la incertidumbre que hemos usado como aceptable en el marco del monitoreo de sus poblaciones se estableció considerando una potencia de 0.80 y una significancia de 0.20, lo que se logra definiendo un diseño de muestreo y un esfuerzo adecuados basados en la ocupación y probabilidad de detección en el área de interés.

Finalmente, para el monitoreo de objetos de conservación es necesario establecer un marco temporal para una temporada de muestreo, así como el lapso entre diferentes **temporadas** de muestreos. En cuanto a la duración de las temporadas, uno de los supuestos de los modelos ocupación, es que el estado de la ocupación (e.g. presencia o ausencia) en un sitio de muestreo no cambia durante la temporada, esto es, el muestreo es lo suficientemente breve para que no tengamos procesos de natalidad, mortalidad, inmigración o emigración en una temporada dada. Sin embargo, el muestreo tiene que desarrollarse por un lapso de tiempo suficiente, y con suficientes replicas como para poder estimar la probabilidad de detectar un individuo si este está

presente. Por lo general, con osos, asumimos que un lapso de 2 meses es suficientemente breve como para cumplir con el supuesto de que no hay cambios en la población, y lo suficientemente largo como para realizar las réplicas de muestreo (muestreo secundario) para detectar a cualquier individuo que esté presente en un área dada.

El tiempo entre las temporadas de dos meses (muestreo primario) va a depender de la tasa de cambio del parámetro de interés definido como objetivo de manejo. En el caso de los grandes carnívoros estamos en presencia de especies longevas, con pocas crías por ciclo reproductivo. La tasa de crecimiento de las poblaciones de carnívoros es por lo general muy pequeña, y el aumento de la probabilidad de ocupación relacionado con este posible cambio de la ocupación será también lento. Con respecto a la identificación de reducción en la probabilidad de ocupación, estamos hablando de áreas de estudio enfocadas en parches silvestres de gran tamaño donde una parte importante del paisaje no está sujeto a ningún tipo de presión antrópica. Una reducción repentina de la población de osos a esta escala sería consecuencia de un evento catastrófico fácilmente identificable sin el monitoreo. Por otro lado, dado el gran tamaño de las áreas silvestres involucradas, una reducción de la población debido a cambios de estructura y composición del paisaje o a un cambio en el nivel de las presiones antrópicas sería equivalente a la tasa de cambio de las coberturas naturales. Adicionalmente, el ciclo de toma de decisiones en gran parte de las AP, vinculado con el desarrollo de los planes de manejo es de alrededor de 5 años. Este período se ajusta a los ciclos biológicos de cambios poblacionales de especies como el oso andino y a las capacidades financieras y logísticas de las AP. Por tanto, consideramos que, en cuanto al monitoreo del estado de las poblaciones de oso andino, el tiempo entre temporadas podría ser de entre 3 y 5 años, para así garantizar su factibilidad para el desarrollo de monitoreo y tener información pertinente en el tiempo.

## El Monitoreo de la Ocupación de Poblaciones de Oso Andino

Los modelos de ocupación son modelos lineales jerárquicos que estiman por separado el efecto de factores en la probabilidad de ocupación y probabilidad de detección de especies (MacKenzie & Bailey 2004). Estos modelos permiten estimar la probabilidad de que una especie esté presente en una unidad de muestreo ( $\Psi$ ), así como la probabilidad de detección de la especie ( $p$ ) dada su presencia en un sitio, utilizando datos de detección/no-detección ( $h_i$ ) (MacKenzie *et al.* 2002). Estos datos se combinan en historiales de unos (1) y ceros (0) indicando si la especie fue detectada o no, respectivamente en cada una de las réplicas efectuadas en una unidad de muestreo en una temporada. Por ejemplo, un historial  $h_i = 010$  nos indica que la especie solo fue detectada una vez durante tres visitas a una unidad de muestreo. Este historial de detección/no-detección se obtiene por medio de múltiples visitas u replicas ( $j$  ocasiones, donde  $j = 1, 2, \dots, K$ ) realizados en  $S$  unidades de muestreo  $i$  ( $i = 1, 2, \dots, S$ ) (MacKenzie *et al.*, 2002, 2006; Royle & Nichols, 2003). La variabilidad en la probabilidad de detección de la especie focal entre sitios y/o visitas se estima considerando los factores que podrían afectar la detección de la especie (Royle & Nichols, 2003; MacKenzie *et al.* 2006).

Las inferencias acerca de las probabilidades de ocupación y su dinámica pueden ser usadas para evaluar la distribución de la especie (Pusparini *et al.* 2015), el área ocupada por la población, el uso de hábitat (Tobler *et al.* 2008), y como un indicador de la abundancia (en el caso de especies territoriales), generando información útil para la toma de decisiones de manejo (Burgman *et al.* 2005, Fuller *et al.* 2016). Es por ello que, en programas de monitoreo, los modelos de ocupación suelen estar acompañados por covariables que pudieran explicar la heterogeneidad observada en el patrón espacial de la probabilidad de ocupación a partir de las características ambientales o la presencia de amenazas, brindando de esta manera información útil para el manejo (Royle & Nichols, 2003; MacKenzie *et al.* 2006).

### **Elección del tipo de parametrización para el modelo de ocupación**

Los modelos de una temporada se emplean para estimar la probabilidad de ocupación y detección en un momento dado, proporcionando un estimador de la probabilidad que individuos de una especie focal ocupen, o utilicen, una unidad de muestreo durante un periodo específico de tiempo durante el cual el estado de ocupación se asume que permanece constante, o del efecto de cierto factor que permite explicar los patrones de alta y baja probabilidad de ocurrencia de la especie de interés (MacKenzie *et al.* 2002, 2006).

Cuando se tiene información de más de una temporada, se pueden utilizar modelos de ocupación de múltiples temporadas que permiten estimar las probabilidades de ocupación y detección, así como las probabilidades de colonización y extinción que determinan los patrones de distribución de una especie (MacKenzie *et al.* 2003, 2006). En los modelos de múltiples temporadas, el diseño de muestreo requiere de unidades de muestreo permanentes, de manera tal que se disponga de un marco de evaluación que permita estimar los parámetros de colonización y extinción. De esta manera puede considerarse a los modelos de una temporada como aquellos que estiman la probabilidad de ocupación de una especie en un momento dado donde los procesos subyacentes (colonización y extinción) están implícitos. Mientras que los de múltiples temporadas estudian el proceso que conduce a dicho estado de distribución y explícitamente estiman las probabilidades de los cambios temporales en la probabilidad de ocupación de un sitio a través de la estimación de tasas de colonización y extinción local.

Si el objetivo final de estudio es conocer el estado de la población y los factores que la impactan, de manera de tomar las acciones de manejo pertinentes y evaluar los resultados de las mismas mediante el monitoreo, los modelos de ocupación de una temporada son una buena opción, dado que los modelos de una temporada requieren de menos esfuerzo de muestreo. Para ajustar un modelo de múltiples temporadas, se requiere de por lo menos 5 eventos de muestreo para poder estimar las tasas dinámicas que determinan los patrones de ocupación, como lo son la colonización y la extinción. Por esta razón, programas de monitoreo que contemplan intervalos de tiempo entre eventos (e.g., temporadas) de muestreo de 3 o más años, requieren de un lapso de tiempo muy largo (más de 15 años) para tener un número de temporadas que permita la implementación de un modelo de múltiples temporadas. Tomando en cuenta los anteriores argumentos, recomendamos en principio, el uso de modelos de una temporada como base para el desarrollo de programas de manejo y monitoreo de la ocupación con oso andino en áreas protegidas. Estos modelos permitirán evaluar tanto los posibles cambios en el estado de la población como el efecto de las covariables o factores que afectan a la población, tales como las amenazas y las acciones de manejo.

## **Métodos de evaluación para detectar la especie**

El propósito de los métodos de campo empleados para generar datos de detección/no-detección que se utilizan para estimar la probabilidad de ocupación de una especie, es maximizar la probabilidad de detección, si esta está presente. Mientras más eficaz sea la metodología, menor será la incertidumbre asociada a la estimación de la probabilidad de ocupación. Dado el carácter críptico del oso andino y la poca probabilidad de avistamientos directos, la detección de la especie se realiza a través de la evaluación de señales de actividad de la especie en transectos y/o la captura o foto-detección del oso a través de trampas cámara. Las señales de actividad son definidas como cualquier elemento o señal que se produzca por el movimiento o conducta del oso, que informe sobre la presencia de la especie (e.g. comederos, huellas, excremento, dormideros, marcas en árboles, entre otros; Goldstein *et al.* 2015). Las

señales de actividad se evalúan a lo largo de transectos de largo fijo o variable, es decir, recorridos para la búsqueda de evidencias de la presencia de la actividad de la especie. La probabilidad de detección de señales con transectos está determinada por la longitud de los transectos, la experiencia de las personas en buscar e identificar señales, y las variables ambientales y climáticas (e.g. precipitación, nubosidad, abundancia de alimentos fácilmente detectables en comederos, topografía).

Las trampa-cámaras son dispositivos diseñados para fotografiar o filmar un objetivo mediante sistemas de activación pasiva o activa (Goldstein *et al.* 2015). La probabilidad de detección de los osos usando de trampas cámara está determinada tanto por la ubicación de las estaciones de foto-trampeo, el tiempo que estas estaciones permanecen activas, así como las características operativas de los equipos utilizados. En cuanto a su ubicación, las estaciones de foto-trampeo tienen una mayor probabilidad de fotografiar un objetivo, en este caso algún individuo de oso andino, si se ubican en senderos de fauna ubicados en las crestas menos pendientes de los sistemas montañosos (Goldstein *et al.*, 2015). Respecto al tiempo de actividad de los equipos, mientras mayor sea el tiempo durante el cual las trampas cámara permanezcan activas mayor será la probabilidad de detectar al oso andino. Sin embargo, dado el supuesto que la ocupación no cambia durante el muestreo en una temporada dada la recomendación es usar temporadas de 45 a 60 días para detectar la presencia de la especie (Goldstein *et al.* 2015), lo cual permitiría establecer tres o cuatro visitas por temporada (visitas de 15 a 20 días continuos) en el contexto de los modelos de ocupación.

Estas dos metodologías no son excluyentes entre sí, y su uso está determinado por las características de cada localidad en relación a la probabilidad de detección del oso andino. La metodología seleccionada dependerá del conocimiento de la probabilidad de detección de la especie en la localidad de interés, los recursos financieros y humanos, así como el tiempo disponible para el muestreo (Guillera-Arroita *et al.* 2012, 2015). Si bien el uso de trampas cámara se ha incrementado exponencialmente en las últimas dos décadas dada su efectividad para detectar especies crípticas (Karanth & Nichols 1998, Kelly & Holub 2008, Silveira *et al.* 2003, Polisar *et al.* 2008, Maffei *et al.* 2011), y el atractivo general de las fotos de las distintas especies presentes, en el caso del oso andino recomendamos trabajar con transectos de longitud fija. Esta metodología resulta más factible de implementar, dada la facilidad de identificar señales de actividad de oso andino, los bajos costos (pocos equipos sofisticados), y el menor esfuerzo de implementación.

## **Covariables**

Las covariables son los factores ambientales que se utilizan para modelar la probabilidad de ocupación o la probabilidad de detección. Podemos dividir las covariables en 2 tipos: de sitio y de muestreo (Royle & Nichols 2003, MacKenzie *et al.* 2006). Los factores que se identifican en el modelo conceptual como los posibles determinantes de la distribución y el uso del objeto de conservación deben analizarse

como covariables de sitio que influyen a la probabilidad de ocupación. Estas covariables por lo general están enfocadas en la calidad del hábitat (tipos de vegetación, uso de la tierra, tamaño del parche, etc.), presencia e intensidad de presiones (cacería, actividades antrópicas, distancia a centros poblados, etc.) vulnerabilidad ante las presiones (grado de amenaza, probabilidad de encuentro o interacciones, etc.) e intervenciones de manejo (nivel de protección, vigilancia, etc.).

Por otra parte, los factores que afectan la probabilidad de detección serán analizados como covariables de muestreo. Estos factores pueden estar relacionados con el esfuerzo de muestreo, características de la implementación del muestreo (métodos de muestreo, experiencia del personal de campo para la detección de la especie, entre otros), o variabilidad de los factores ambiental vinculados a las visitas (precipitaciones, visibilidad de rastros por características del terreno, etc.).

Dependiendo del objetivo de investigación y/o manejo existe una gran cantidad y diversidad de covariables a tomar en cuenta en los modelos de ocupación de grandes carnívoros (Karanth *et al.* 2009, 2011, Barber-Meyer *et al.* 2012, Harihar and Pandav *et al.* 2012, Ahumada *et al.* 2013, Goswami *et al.* 2014, Lesmeister *et al.* 2015). Para el monitoreo de la ocupación del oso andino, se plantea un set de 15 covariables, tanto de sitio como de muestreo, que son relevantes para generar información útil para el manejo y conservación de poblaciones de oso andino en áreas protegidas (Tabla 1; Anexo I). Durante la generación del marco conceptual de la problemática relacionada con la conservación de la especie en el área protegida, estas covariables deberán ser evaluadas, ajustadas y mejoradas para poder representar la situación del oso andino en cada paisaje, y el manejo implementado por cada área protegida.

**Tabla 1.** Covariables propuestas para el análisis de modelos de ocupación enfocados en el manejo y conservación de poblaciones de oso andino

<b>Covariable</b>	<b>Tipo</b>
Proporción de hábitat disponible	sitio
Proporción de tipos de cobertura silvestre	sitio
Proporción y/o tipo de uso antrópico	sitio
Abundancia de Alimento	sitio/muestreo
Escabrosidad	sitio
Distancia al borde del parche silvestre	sitio
Distancia a asentamientos humanos/vías	sitio
Densidad de gente/viviendas/vías	sitio
Actividades antrópicas	sitio
Distancia al borde del área protegida	sitio
Distancia a centros administrativos/rutas de patrullaje	sitio
Substrato/vegetación	muestreo
Posición Topográfica/	muestreo
Ocasión de Muestreo/Esfuerzo	muestreo
Personal	muestreo

## Definición de la Unidad de Muestreo

Los modelos de ocupación requieren el establecimiento unidades de muestreo para evaluar la detección o no-detección de la especie objeto de conservación. Estas unidades de muestreo pueden ser parches de hábitat natural (e.g. parches de bosque, lagunas, entre otros) o cuadrículas de determinadas dimensiones, a las cuales en el contexto de los análisis de ocupación se les denomina sitio (MacKenzie *et al.* 2002). El tamaño de la unidad de muestreo es una condición importante, ya que afecta la estimación de la probabilidad de ocupación y tiene diferentes interpretaciones ecológicas dependiendo de la escala (MacKenzie & Royle 2005). Una unidad de muestreo muy grande en relación al área de acción de la especie sujeta a la investigación, genera sobreestimaciones en la ocupación, mientras que unidades de muestreo muy pequeñas en relación al área de acción de la especie generan resultados que subestiman la ocupación.

El tamaño de la unidad de muestreo debe tomar en cuenta la escala espacial a la que ocurre la variabilidad natural de los factores que afectan la probabilidad de ocupación de los objetos de conservación. Para los grandes carnívoros, entre ellos el oso andino, las áreas de acción de los individuos, en diferentes localidades, pueden variar en ordenes de magnitud, dependiendo de la disponibilidad y calidad del hábitat. El tamaño de las áreas de acción de estas especies depende de los requerimientos espaciales que tengan para suplir sus necesidades energéticas, a través de la búsqueda de grandes cantidades de alimento (Fuller & Sievert 2001). En áreas con una estructura y composición muy heterogénea en la disponibilidad e idoneidad de hábitat, la presencia de la especie resultará más frecuente en aquellos sitios donde exista una alta disponibilidad de los recursos, que en otros donde los recursos sean más escasos o de peor calidad. Esta heterogeneidad espacial podría ser representada por las covariables de sitio, sin embargo, hay que considerar la escala espacial adecuada para su análisis. Por tanto, el tamaño de las unidades de muestreo debe tener un tamaño que permita interpretar la ocupación, dada la heterogeneidad natural del sistema (MacKenzie *et al.* 2006).

Las áreas de acción estimadas para hembras de osos andinos están entre 4 y 30 km<sup>2</sup> (Castellanos *et al.* 2001, Castellanos 2004, 2005, 2011), por lo que generalmente los estudios de ocupación han usado unidades de muestreo de 9 o 16 km<sup>2</sup> (Goldstein *et al.* 2013). Estas unidades de muestreo son muy útiles para evaluar la ocupación como indicador del estado de la población, ya que una localidad de gran tamaño con muchas unidades de 16 km<sup>2</sup> ocupadas es un excelente indicador de una población con tantos individuos como unidades ocupadas tenemos, ya que asumimos que en cada unidad de 16 km<sup>2</sup>, podríamos tener al menos un individuo de oso andino presente.

La experiencia usando unidades de muestreo tanto de 9 o 16 km<sup>2</sup> nos indica que estas unidades resultan muy grandes para evaluar el efecto de la heterogeneidad espacial

sobre la ocupación. Como resultado, los modelos nulos o reducidos (sin covariables) son los que tienen el mejor desempeño cuando se usan unidades de muestreo de 9 o 16 km<sup>2</sup>. Sin embargo, al utilizar unidades de muestreo de 1 km<sup>2</sup>, la inclusión de covariables de sitio mejora el ajuste de los modelos y la precisión de los estimadores de ocupación. Al conocer la relación entre los factores o covariables, asociados a amenazas o variables que están relacionadas con una acción de manejo, es posible dirigir la gestión de las áreas protegidas u otras áreas silvestres prioritarias. La escala a la que podemos explicar las diferencias en uso de hábitat son menores debido a que el rango de ámbito es bastante heterogéneo, y valores promedios no son muy útiles para explicar el uso de hábitat a esas grandes escalas.

Las unidades de muestreo de distintos tamaños nos informan sobre distintos procesos ecológicos, y su interpretación debe ser evaluada con cuidado. Es así como grandes extensiones de una localidad pueden estar ocupadas, pero el uso de las mismas está restringido a aquellos tipos de hábitat que contengan los recursos requeridos por la especie. La ocupación a escala de uso de recursos resultara mucho menor que la ocupación a escala de áreas de acción. En grandes carnívoros la ocupación a escala de áreas de acción está relacionada con la abundancia de la especie y a escala de menor tamaño está relacionada con el uso del hábitat (Nagy-Reis *et al.* 2017). Para el oso andino unidades de muestreo a escala de 16 km<sup>2</sup>, están relacionadas con la abundancia de la especie y serian usadas para la evaluación del estado de conservación, y las unidades de muestreo a escala de 1 km<sup>2</sup>, están relacionadas con el uso y los elementos que impactan el mismo, y son usadas para la evaluación de los factores que afectan el uso de una parte del área ocupada.

## **Esfuerzo y Muestreo**

El esfuerzo de muestreo es la medida de la cantidad, utilizada o requerida, en cuanto a un conjunto de datos para que los mismos se consideren representativos del grupo al que pertenecen, con la finalidad de estudiar o determinar las características del grupo. En un estudio de ocupación el esfuerzo de muestreo está dado por el número de unidades de muestreo y el número de visitas efectuado a cada una de ellas. El esfuerzo de muestreo es clave para tener estimaciones precisas que permitan evaluar cambios de cierta magnitud en la ocupación. El esfuerzo depende de la ocupación de la especie en el área de interés, así como de la probabilidad de detección del método de muestreo (MacKenzie *et al.* 2006, Shannon *et al.* 2014). En áreas donde la ocupación es baja y la probabilidad de detección es alta se sugiere incrementar el esfuerzo aumentando el número de unidades de muestreo. Por el contrario, si la probabilidad de ocupación es alta y la probabilidad de detección es baja se sugiere incrementar el número de visitas dentro de cada sitio para aumentar la precisión del estimador de probabilidad de ocupación. El cambio a detectar es también un elemento importante a tomar en cuenta para la determinación del esfuerzo, dado que mientras menor sea el cambio que se quiere detectar, mayor tendrá que ser el esfuerzo de muestreo (MacKenzie y Royle 2005, MacKenzie *et al.* 2006). Una reducción de la magnitud del cambio que queremos

detectar de 30% a 20% implica el aumento del esfuerzo de muestreo en más del doble, como puede observarse al estimar el esfuerzo a partir de las ecuaciones propuestas por Guillera-Arroita y Lahoz-Monfort (2012) (Anexo II). Finalmente, el esfuerzo de muestreo está determinado tanto por la potencia deseada, así como por la significancia. El esfuerzo de muestreo debe aumentar a medida que queremos que aumente la potencia o disminuya la significancia.

Como se planteó anteriormente, se recomienda usar unidades de muestreo de 16 km<sup>2</sup> para estimar la ocupación a la escala equivalente al área de acción de la especie y así poder evaluar el estado de la población y los cambios en la misma, con una incertidumbre aceptable (Potencia entre 0.75 y 0.85; Significancia entre 0.10 y 0.20). Para la evaluación del esfuerzo en el muestreo a esta escala (número de unidades de muestreo (S) y visitas (K) se tomará como base inicial la experiencia del Programa Oso Andino de WCS en las distintas localidades donde se han realizado evaluaciones de ocupación en Colombia y Perú (Tabla 2, Anexo II). En todas las localidades estudiadas hasta la fecha, se encontraron probabilidades de ocupación (0.67 – 0.87), y detección (0.48 - 0.72) altas pero variables, dependiendo de la localidad y el tipo de hábitat. Basados en esta información, utilizando el estimador descrito por Guillera-Arroita y Lahoz-Monfort (2012), se generó una tabla del esfuerzo mínimo de muestreo necesario para monitorear poblaciones de oso andino (Anexo II). Dicho esfuerzo de muestreo se estimó en términos de número de unidades de muestreo requeridas (S) para diferentes valores de ocupación, probabilidad de detección, número de visitas, potencia, significancia, y magnitud del cambio tomando como base un modelo nulo (Anexo II).

**Tabla 2.** Ocupación y probabilidad de detección encontradas en los trabajos realizados por el programa Oso Andino de WCS y sus socios en Colombia y Perú.

Localidad	Método	Esfuerzo	S	K	$\Psi$	SE	P(det.)	SE
Chingaza <sup>1</sup>	Transectos	1,8 km	25	3	0.79	0.11	0.56	0.08
Tatama <sup>2</sup>	Transectos	1,8 km	21	4	0.87	0.08	0.72	0.06
Machupicchu - Choquequirao <sup>3</sup>	Transectos	1,8 km	37	4	0.78	0.08	0.53	0.05
Nariño <sup>4</sup>	Transectos	1,8 km	35	4	0.67	0,10	0.48	0.06
Tatama - Farallones - Munchique <sup>5</sup>	Transectos	1,8 km	77	4	0.76	0.05	0.58	0.03

<sup>1</sup> López *et al.* 2014; <sup>2</sup> Castrillón & Rincón 2016; <sup>3</sup> Márquez *et al.* 2016;

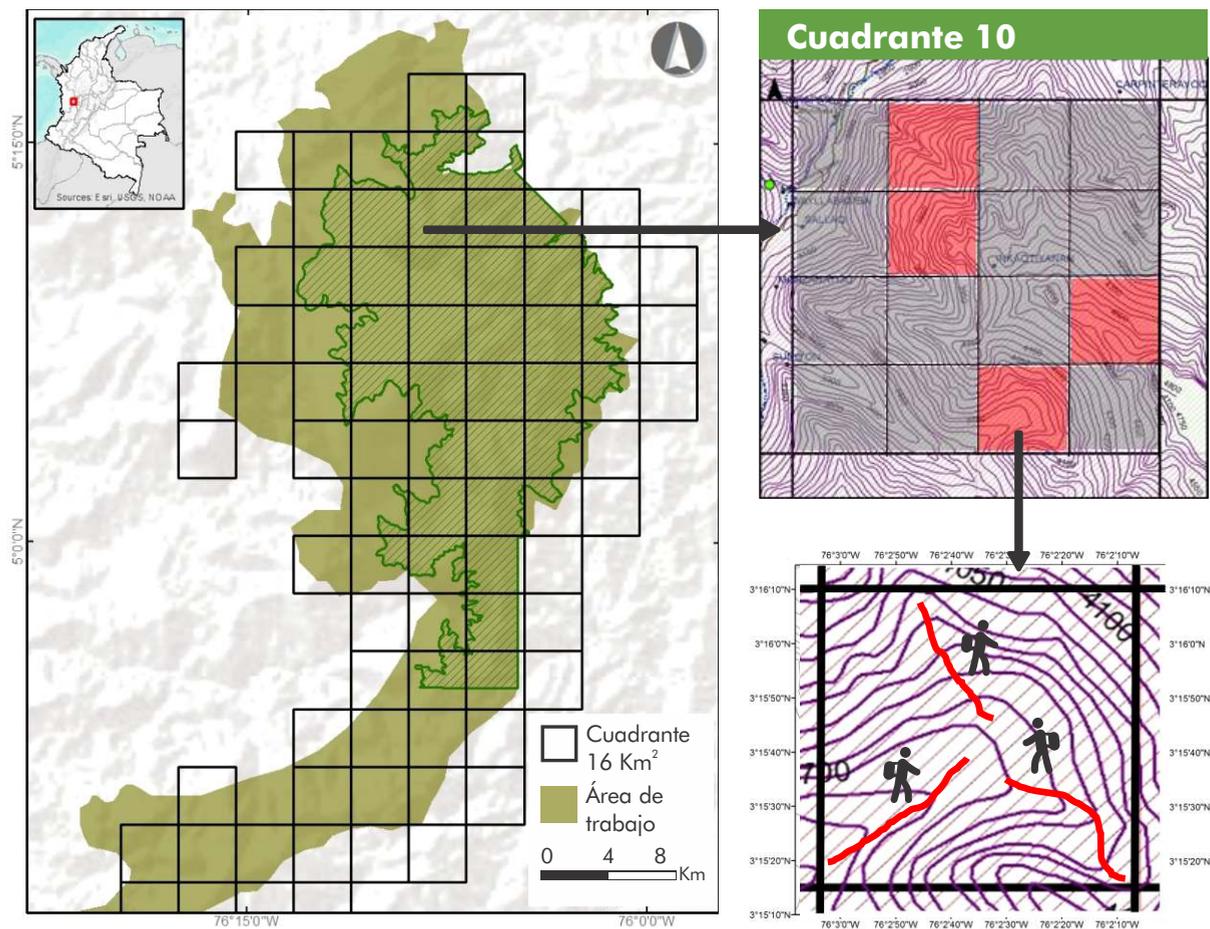
<sup>4</sup> CORPONARIÑO 2016; <sup>5</sup> Conservamos la Vida 2017.

La Tabla 2 y el Anexo II podrán ser usados como una guía para el cálculo del esfuerzo mínimo de muestreo en un estudio piloto. El esfuerzo de muestreo debe incrementar si aumenta la complejidad del modelo, esto es, el número de covariables que se desean poner a prueba. Sin embargo, se puede realizar un análisis de potencia a través de simulaciones para calcular el esfuerzo requerido que permita ajustar un modelo de ocupación y detectar el efecto de un número de covariables con una cierta potencia (Fuller *et al.* 2016). De manera práctica, Donovan y Hines (2007) indican que el esfuerzo debe incrementarse en al menos en 10 unidades de muestreo por cada covariable continua que se quiera evaluar. Además, se debe duplicar el número de unidades de muestreo requeridas al evaluar una covariable categórica. Una vez realizado el piloto, se tendrá un estimado de la ocupación y detección de la localidad de estudio, las cuales servirán para ajustar el esfuerzo de muestreo necesario para garantizar el alcance del objetivo de monitoreo (Anexo II).

Tal como lo señalamos anteriormente, el resultado hasta la fecha en las localidades en donde hemos trabajado, es que con unidades de muestreo de 16 km<sup>2</sup> sólo los modelos de ocupación sin covariables (modelos nulos) han ajustado. Esto nos permite evaluar los cambios en la ocupación, pero no nos permite evaluar los factores asociados a ese patrón observado de la ocupación. Para poder desarrollar intervenciones de manejo, es necesario poder evaluar el impacto tanto de las amenazas a la ocupación, como de las intervenciones de manejo que se realicen. El desarrollo de modelos de ocupación con sub-unidades de muestreo de 1 km<sup>2</sup>, ha demostrado ser efectivo para evaluar el impacto tanto de las amenazas, las intervenciones, así como factores que afectan la detectabilidad. Para ello, las unidades de 16 km<sup>2</sup>, se dividen en 16 sub-unidades de las cuales se seleccionan 4, estableciendo como visitas tres (3) transectos de 0.6 km en cada una de las 4 sub-unidades seleccionadas (la suma de estos 3 transectos de 0.6 km es lo que genera los 1.8 km usados en las unidades de 16 km<sup>2</sup>). Para cada localidad, en donde se evalué la ocupación con unidades de 16 y 1 km<sup>2</sup>, el número de sub-unidades de muestreo de 1 km<sup>2</sup> será al menos 4 veces el número de unidades de muestreo de 16 km<sup>2</sup> (Figura 3).

El determinar el esfuerzo apropiado es importante para la toma de decisiones basada en un nivel de certidumbre aceptable, y con un uso eficiente de los recursos. Si nuestro esfuerzo es menor al requerido para tener el grado de certidumbre deseado en cuanto a los cambios en la ocupación, no estaremos seguros que las decisiones de manejo sean las más adecuadas ya que las mismas estarán basadas en inferencias con mucha incertidumbre. Por otro lado, si el esfuerzo de muestreo es mayor de lo necesario, estaríamos gastando recursos que podrían ser usados para mejorar el manejo.

**Figura 3.** Disposición de las unidades ( $16 \text{ km}^2$ ) y sub-unidades ( $1 \text{ km}^2$ ) de muestreo, así como los transectos (600 m.) dentro de las sub-unidades.



## Análisis de Ocupación a escala de $16 \text{ km}^2$ y $1 \text{ km}^2$

El análisis de los modelos de ocupación los vamos a desarrollar tomando en cuenta dos escalas espaciales distintas, una con unidades de muestreo de  $16 \text{ km}^2$  y la otra con unidades de muestreo de  $1 \text{ km}^2$ . La primera escala nos permite evaluar el estado de distribución como índice de abundancia de la población, y la segunda escala nos permite evaluar los factores que están impactando la distribución a una escala menor. Tal como lo señalamos anteriormente, este análisis de unidades de muestreo anidado se realiza debido a que hasta la fecha los modelos de ocupación desarrollados con unidades de  $16 \text{ km}^2$ , no nos han permitido evaluar la heterogeneidad espacial producto de la variabilidad de las covariables relevantes en el marco conceptual y con ello poder tomar decisiones de manejo. Se hace necesario utilizar unidades de muestreo de  $1 \text{ km}^2$ , que resultan apropiadas para este fin.

El primer análisis a llevar a cabo es el de ocupación a escala de área de acción. Para estimar la probabilidad de ocupación de oso andino a esta escala, emplearemos como unidad de muestreo (sitios) cuadrantes de 16 km<sup>2</sup> y como visita los transectos de 1,8 Km de longitud, resultantes de la unión de los tres sub-transectos de 0,6 Km, efectuados en cada uno de los sub-cuadrantes (Figura 3).

Como lo hemos mencionado antes, a escala de 16 km<sup>2</sup>, solamente han ajustado los modelos con covariables de detección, por lo que a esta escala solamente evaluaremos modelos con estas covariables. Las covariables de detección nos permiten evaluar el impacto de los métodos y ejecución del muestreo en la variabilidad de los datos.

El análisis de probabilidad de ocupación a esta escala comienza por la construcción de la base de datos o matriz de detección del oso andino (Figura 4), y tantas matrices de muestreo como covariables de muestreo se vayan a evaluar (Figuras 5 y 6). Las covariables de muestreo pueden ser continuas o categóricas. En el caso de las covariables continuas es recomendable realizar una estandarización de los valores, con lo que se elimina el efecto de la escala en las que fueron medidas sobre la magnitud del coeficiente BETA (efecto de la covariable sobre la probabilidad de detección). Por otra parte, al evaluar el efecto de las covariables categóricas binarias es recomendable representar cada categoría como una variable indicadora de presencia y ausencia, 1 y 0 respectivamente. Por otra parte, las covariables categóricas con más de dos categorías deben ser representadas por tantas matrices, como categorías menos uno se tenga. Por ejemplo, si la variable es la topografía, la cual puede tener tres categorías (cresta, ladera y valle) al incluir las matrices "cresta" y "ladera" la tercera categoría, "valle", queda sobreentendida, pues si no es cresta ni ladera la única opción posible es que sea valle (Figura 6).

**Figura 4.** Matriz de detección oso andino.

<b>Cuadrante</b>	<b>V1</b>	<b>V2</b>	<b>V3</b>	<b>V4</b>
S1	0	0	0	0
S2	1	1	1	1
S3	0	0	1	0
S4	0	1	1	1
S5	1	1	-	1
S6	1	1	0	1
S7	0	1	0	0
S8	0	0	0	0
S9	1	1	0	0
S10	1	1	1	0

(1=detección, 0=no detección, y=- dato faltante).

**Figura 5.** Ejemplo de dos matrices de covariables de muestreo.  
A la izquierda, la matriz de una covariable continua “altura de la vegetación estandarizada” y a la derecha, una matriz de una covariable categórica “presencia de alimento fácil de detectar”.

<b>Altura de la vegetación</b>					<b>Presencia de alimento</b>				
<b>Cuadrante</b>	<b>Alt 1</b>	<b>Alt 2</b>	<b>Alt 3</b>	<b>Alt 4</b>	<b>Cuadrante</b>	<b>Ali 1</b>	<b>Ali 2</b>	<b>Ali 3</b>	<b>Ali 4</b>
S1	-1.13	-0.93	-1.23	-0.13	S1	0	0	0	1
S2	0.27	-0.53	0.37	1.38	S2	1	1	1	1
S3	-0.23	1.58	0.17	0.57	S3	1	1	1	1
S4	0.47	0.07	-0.83	-1.33	S4	1	1	1	1
S5	-0.83	-1.23	-	1.08	S5	1	1	-	1
S6	-0.63	-0.03	-1.33	1.48	S6	1	1	1	1
S7	0.88	-0.93	1.58	1.08	S7	1	1	1	1
S8	-0.53	1.98	0.17	-0.33	S8	0	0	0	0
S9	-0.13	1.78	-0.93	-1.13	S9	1	1	1	0
S10	-0.93	-1.43	-0.03	0.78	S10	1	1	1	1

**Figura 6.** Ejemplo de dos matrices de una covariables de muestreo categórica “Topografía” la cual puede ser representada por matrices de dos categorías “Ladera” y “Cresta”.

<b>Ladera</b>					<b>Cresta</b>				
<b>Cuadrante</b>	<b>La 1</b>	<b>La 2</b>	<b>La 3</b>	<b>La 4</b>	<b>Cuadrante</b>	<b>Cre 1</b>	<b>Cre 2</b>	<b>Cre 3</b>	<b>Cre 4</b>
S1	0	0	1	1	S1	1	1	0	0
S2	0	0	0	0	S2	1	1	1	1
S3	1	0	0	1	S3	0	1	1	0
S4	1	1	0	0	S4	0	0	1	1
S5	0	0	-	0	S5	1	1	-	1
S6	0	0	1	1	S6	1	1	0	0
S7	0	0	0	1	S7	1	1	1	0
S8	0	0	0	0	S8	0	0	0	0
S9	0	0	1	0	S9	1	1	0	1
S10	0	1	0	0	S10	1	0	1	1

Una vez que se dispone de todas las matrices es posible iniciar el análisis de los datos, para lo cual se pueden utilizar diversos programas como PRESENCE, MARK o el paquete UNMARKED de R project. Dada su facilidad de uso, nosotros recomendamos y utilizamos como referencia en este manual el programa PRESENCE (<https://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>).

El primer modelo a ajustar corresponde al modelo nulo o reducido, con el que se pretende estimar la probabilidad de ocupación general y la probabilidad de detección que se tiene con el diseño de muestreo implementado. El modelo nulo servirá de referencia para la posterior selección del modelo de mejor ajuste al comparar este con los modelos que incorporan las covariables de muestreo.

A continuación, se ajustarán los modelos con cada una de las covariables de muestreo tomadas en cuenta. Con cada modelo se procederá a evaluar la convergencia y la calidad de ajuste del modelo. PRESENCE generará un mensaje de alerta cuando el modelo no converge, lo que ocurre cuando el esfuerzo de muestreo es muy pequeño o cuando no se han incluido las covariables apropiadas, caso en el cual el modelo es desechado. Por otra parte, debe garantizarse que los modelos sean realistas y describan apropiadamente los datos observados en campo, pues de lo contrario se puede obtener estimadores sesgados e imprecisos. Para el diseño de muestreo recomendado en este manual, con un mismo número de visitas por sitio, y sin valores faltantes, se puede evaluar la calidad de ajuste mediante el parámetro de sobredispersión  $\hat{C}$ , en donde un valor cercano a 1 corresponde a un ajuste adecuado a los datos, mientras que valores mayores a 1 indican que la variabilidad observada es mayor que la que describe el modelo, debido a la falta de alguna covariable explicativa. Por otra parte, valores de  $\hat{C}$ , menores que 1 indican menor variabilidad. Los modelos con un  $\hat{C}$  mayor a 2 serán desechados.

Aquellos modelos que tanto convergen como ajustan se compararan con el modelo nulo utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC) que es interpretado como una medida de la calidad relativa de un modelo de ocupación con respecto a otros modelos (Burnham y Anderson, 2002). Dicho criterio permite seleccionar él o los mejores modelos tomando en cuenta tanto la complejidad del mismo, que viene dado por el número y tipo de covariables evaluadas, como por la bondad de ajuste, entendiéndose esto último como la capacidad que tiene para describir los datos tomados en campo. El AIC pondera favorablemente los modelos que presentan menor número de covariables y explican el patrón de ocupación o de probabilidad de detección observado en campo. Bajo este enfoque, el mejor modelo será el que posea el menor AIC, Sin embargo, dos o más modelos de ocupación ajustados para la misma matriz de detección que difieran en su AIC en menos de tres (3) unidades se considerarán equivalentes y como tal explican de manera equivalente el patrón de ocupación observado (MacKenzie *et al.* 2006).

De existir al menos un par de modelos evaluando una sola covariable de muestreo con un AIC de al menos 3 unidades menor al modelo nulo, se procederá a evaluar un modelo que tome en cuenta el efecto conjunto de las dos covariables sobre la probabilidad de detección. Desarrollando el mismo procedimiento que con los modelos con una sola covariable, pero esta vez evaluando su AIC en relación a los modelos de una sola covariable.

Con el mejor modelo es que vamos a obtener el estimador de la probabilidad de ocupación, de la probabilidad de detección y sus respectivos errores estándar para la temporada.

El diseño de muestreo (esfuerzo) con el que se levantaron los datos estuvo determinado por una ocupación y una detección determinadas a priori en base a el conocimiento que se tiene del sitio, y al grado o nivel de incertidumbre con la que queremos poder evaluar un cambio determinado en la ocupación tomando en cuenta un modelo nulo. Una vez se tienen los estimadores tanto de ocupación como de detección, además de las covariables que resultaron importantes, podemos evaluar si el diseño utilizado tiene el esfuerzo requerido para tener la potencia estadística deseada para evaluar cambios en la ocupación. Si el esfuerzo de muestreo fue adecuado o mayor al necesario se procederá a establecer esta temporada como la temporada de inicio ( $T_0$ ) para el monitoreo. Si el esfuerzo realizado es menor al necesario para una potencia deseada, se aumentará el esfuerzo en celdas o visitas por celdas dependiendo de la posibilidad de aumentar o no celdas.

En cada temporada de muestreo se procederá de manera equivalente para ajustar y seleccionar los mejores modelos de ocupación a escala de área de acción. Tal como lo hemos señalado, el objetivo del monitoreo es evaluar si hay cambios en la ocupación, cambios que determinarían la necesidad de efectuar acciones de manejo o que determinen el éxito de acciones de manejo, dependiendo el caso. Para ello, una vez que se tengan los estimadores de ocupación con su respectivo error estándar para cada temporada, se procederá a evaluar si ha ocurrido un cambio significativo en el parámetro de interés. Para ello se propone poner a prueba la hipótesis nula de igualdad de ocupación mediante el test de Wald (Guillera-Arroita y Lahoz-Monfort, 2012), con la significancia escogida al momento de definir el objetivo de monitoreo, en este caso  $\alpha=20$ . El test está dado por la siguiente expresión:

$$Z = \frac{|\psi_t - \psi_{t_0}|}{\sqrt{\hat{\sigma}_t^2 + \hat{\sigma}_{t_0}^2}}$$

donde  $\psi_t$  es la ocupación en la temporada  $t$ ,  $\psi_{t_0}$  es la ocupación en la temporada inicial,  $\hat{\sigma}_t^2$  es el error estándar de la ocupación en la temporada  $t$  elevado al cuadrado y  $Z_{\alpha/2}$  es el error estándar de la ocupación en la temporada inicial elevado al cuadrado.

Si el valor de  $Z$  es mayor al valor de  $Z_{\alpha/2}$  en este caso 1.28, se concluirá que existe una diferencia significativa en la ocupación de las dos temporadas.

El segundo análisis a realizar es el de ocupación a escala de uso. Emplearemos como unidad de muestreo (sitios) los sub-cuadrantes de 1 km<sup>2</sup>, y como visita los transectos de 0,6 km. efectuados en cada uno de los sub-cuadrantes (Figura 3).

El análisis de ocupación a escala de uso comienza por la construcción de la base de datos o matriz de detección del oso andino (Figura 4), y tantas matrices de muestreo como covariables de muestreo se deseen evaluar (Figuras 5 y 6). Para este ajuste se requiere que tanto la matriz de detección como las de covariables de muestreo se construyan con la información disponible a partir de sub-unidades de muestreo de 1 km<sup>2</sup>. Adicionalmente, para evaluar el efecto de las covariables de sitio sobre la ocupación a escala de uso se construirá una matriz de covariables de sitio. En esta matriz, cada covariable continua de sitio se representará como una columna y, al igual que en el caso de las covariables de muestreo continuas, recomendamos que se estandaricen. Cada covariable categórica binaria debe representarse en una columna como una variable indicadora con valores 1 y 0, que representen el estado y la ausencia del estado, respectivamente (MacKenzie 2012). Las covariables categóricas con más de dos categorías deben ser representadas por tantas columnas, como categorías menos uno se tenga. Por ejemplo, si la variable es tipo de vegetación, la cual puede tener tres categorías (Bosque, Páramo y Pajonal) al incluir las columnas "Bosque" y "Páramo" la tercera categoría, "Pajonal", queda sobreentendida, pues si no es Bosque ni Páramo la única opción posible es que sea Pajonal.

El primer modelo que se debe ajustar es el modelo nulo o reducido, en el que no se toman en cuenta el efecto de las covariables sobre los parámetros de ocupación y probabilidad de detección. A continuación, como se describió anteriormente, se ajustarán y seleccionarán los modelos con covariables de muestreo que converjan y presenten el mejor ajuste. Este o estos modelos, en el caso de existir varios modelos equivalentes en términos del criterio de información de Akaike, servirán de base para la evaluación del efecto de las covariables de sitio sobre la ocupación. Para esto, se incorporarán progresivamente cada covariables de sitio al modelo o modelos y se procederá a evaluar tanto la convergencia de los modelos como el ajuste de los mismos. El modelo que cumpla con estas dos propiedades y que presente el menor AIC será considerado como el mejor de los modelos evaluados. Sin embargo, todo modelo cuya AIC no difiera en más de 3 unidades con respecto al mejor modelo es equivalente en términos de la calidad del ajuste estadístico, por lo que deben ser tomados en cuenta en el manejo (MacKenzie *et al.* 2006).

Para evaluar el efecto de una covariable de sitio sobre la probabilidad de ocupación, lo que equivale a evaluar si el coeficiente BETA (efecto de la covariable) es distinto de cero, se debe analizar el intervalo de confianza de BETA para una significancia determinada. Si el intervalo de confianza no incluye el cero, se concluye que la covariable de sitio evaluada presenta un efecto significativo sobre la ocupación a escala de uso. Por el contrario, si el intervalo de confianza de BETA incluye el cero, se concluirá que la covariable no presenta un efecto significativo sobre la ocupación a escala de uso.

A escala de uso, nuestro interés está dado en las covariables de sitio que impactan la probabilidad de ocupación de manera de poder tomar decisiones de manejo basadas en esta información. Nos interesa saber si el efecto de estas covariables ha cambiado de manera de evaluar si el manejo ha tenido éxito o se requiere un manejo distinto al que se está desarrollando en la actualidad. La evaluación entre dos temporadas se enfoca en evaluar si existe o no una diferencia entre los coeficientes BETA, a través un test de Wald, como se muestra a continuación:

$$Z = \frac{|\beta_t - \beta_{t0}|}{\sqrt{\hat{\sigma}_{\beta_t}^2 + \hat{\sigma}_{\beta_{t0}}^2}}$$

donde  $\beta_t$  es la ocupación en la temporada t,  $\beta_{t0}$  es el efecto de la covariable sobre la ocupación en la temporada t0,  $\hat{\sigma}_{\beta_t}^2$  es el error estándar de BETA en la temporada t elevado al cuadrado y  $\hat{\sigma}_{\beta_{t0}}^2$  es el error estándar de BETA en la temporada inicial elevado al cuadrado.

Si el valor de Z es mayor al valor de  $Z_{\alpha/2}$  en este caso 1.96, se concluirá que existe una diferencia significativa en la ocupación de las dos temporadas.

# Diseño de Programas de Monitoreo de la Ocupación de Oso Andino

## Definición del área de estudio y enfoque del monitoreo

La definición del tamaño y ubicación del área de estudio, es un paso fundamental en el diseño del monitoreo, ya que determinará tanto el enfoque del monitoreo, el esfuerzo, así como el tipo de inferencias que se podrán realizar del mismo. El tamaño del área de estudio es un factor determinante en el cálculo del número de unidades de muestreo y visitas requerido para poder evaluar la potencia del test. Para que un análisis de ocupación tenga un grado de certidumbre deseado, el área de estudio tiene que tener un número mínimo de unidades de muestreo, y cada una de estas un número de visitas, el cual variará dependiendo de la ocupación, la detectabilidad, y el cambio en la ocupación que se quiere detectar (Anexo II).

El primer paso en el diseño de programas de monitoreo es evaluar el área de hábitat potencial de oso andino en el paisaje de interés. Para esto, recomendamos usar modelos de principios fundamentales (basados en el conocimiento de expertos). Estos modelos permiten identificar y delimitar el hábitat potencial de la especie, mediante la definición del rango de valores de variables que se asumen son importantes para la presencia de la especie. Con esta información y las capas de cada una de las variables de interés en un sistema de información geográfica se establecen las áreas de posible presencia de la especie en el paisaje.

Una vez tenemos identificado y delimitado el hábitat potencial en el paisaje de interés, pasamos a identificar tanto el límite del AP, así como evaluar la posibilidad de trabajo e interacción con actores fuera de los límites del AP. Si no existe posibilidad de trabajo con actores fuera de los límites del AP, el área de estudio estará limitada al AP. Si por el contrario el AP puede planificar intervenciones fuera de sus límites, el área de estudio estará delimitada por el tamaño del parche de hábitat potencial de oso andino dentro del cual se encuentra el AP y que delimita el tamaño de la población de oso andino que se relaciona al AP. En el área de trabajo resultante se sobrepondrá la rejilla de las unidades y sub-unidades de muestreo (de  $16 \text{ km}^2$  y  $1 \text{ km}^2$ ).

La inferencia en relación al estado de conservación de la población de oso andino evaluada con base a la probabilidad de ocupación y los cambios estimados en esta, dependerá del tamaño del área de estudio resultante. Basándonos en el principio precautorio dado el escaso conocimiento sobre la densidad de la especie en los distintos tipos de hábitat, definimos como una población viable de oso andino aquella que presenta una ocupación de al menos 0,7 en un parche continuo de

hábitat de oso de al menos 3800 km<sup>2</sup>. Las inferencias sobre el estado de la población basadas en la ocupación en áreas de estudio de 3800 km<sup>2</sup> o más, se enfocará en la sostenibilidad a largo plazo de una población viable de oso andino. Las inferencias sobre el estado de la población de un área de estudio de menos de 3800 km<sup>2</sup> se enfocarían solamente en la ocupación en el área de estudio y los factores que la afectan y no en la sostenibilidad a largo plazo de la misma.

## **Diseño de Muestreo**

El diseño del muestreo es una pieza clave para obtener la información que permita evaluar los cambios en la ocupación con una certidumbre aceptable y evaluar los factores que están impactando dicha ocupación. El diseño detalla el esfuerzo de muestreo, dado por el número de unidades de muestreo y el número de ocasiones dentro de las unidades de muestreo, así como la distribución de las unidades de muestreo, de manera de evaluar la heterogeneidad presente en cuanto a las covariables o factores que afectan la ocupación.

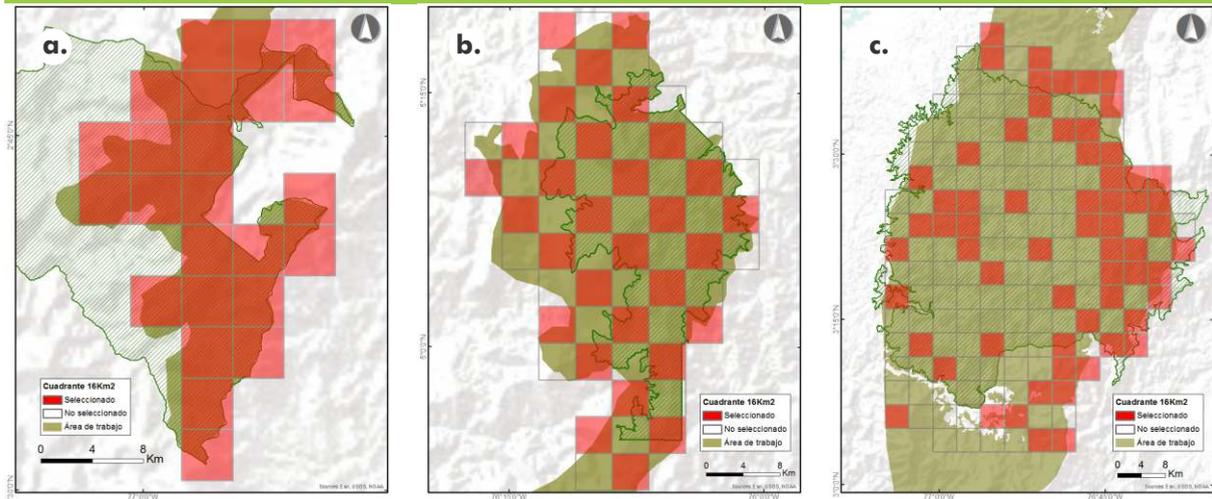
Los análisis de ocupación de oso andino realizados hasta la fecha en diferentes localidades (Tabla 2) indican que para un modelo de ocupación sin covariantes (modelo nulo), suponiendo una ocupación inicial cercana a 0,75 y una probabilidad de detección de 0.6, es posible determinar un cambio de 30% en la ocupación con una potencia 0,8 y una significancia de 0,2 usando 43 unidades de muestreo de 16 km<sup>2</sup>, o lo que equivale a un área de 688 Km<sup>2</sup> (68.800 hectáreas).

En la actualidad, una gran cantidad de AP donde encontramos a esta especie, no tienen esa superficie. Sin embargo, eso no significa que no podemos evaluar la ocupación, lo que hacemos es evaluar todas las celdas presentes en el AP independientemente del tamaño de la misma, lo que elimina la fuente de error asociada a la elección de la unidad de muestreo. Por otro lado, al tener pocas unidades de muestreo, podemos incrementar el esfuerzo relacionado con el número de visitas y así aumentar la probabilidad de detección. Dadas estas condiciones de alta probabilidad de detección y evaluación de todas las unidades de muestreo, si detectamos un cambio, es muy probable que este sea real.

La distribución y selección de las unidades de muestreo dependerá del tamaño del área de estudio, el cual determina el universo de unidades de muestreo posible, así como el número de unidades de muestreo requeridas, que permitiría cumplir con el objetivo de monitoreo de la ocupación. En áreas de estudio donde el número de unidades de muestreo posibles sean igual o ligeramente mayores a 43, se deberían evaluar todas las unidades de muestreo (Figura 7). En áreas de estudio donde el número de unidades de muestreo posibles sea entre 43 y 150 unidades de muestreo (688 y 2400 km<sup>2</sup>) se recomienda un muestreo aleatorio sistemático (Figura 7). En localidades con más de 150 unidades de muestreo se recomienda un muestreo

aleatorio simple, o un muestreo aleatorio sistemático enfocado en la porción del paisaje donde se desarrollen las dinámicas de intervenciones que puedan afectar la ocupación (Figura 7).

**Figura 7.** Selección y distribución de las unidades de muestreo en las áreas.



(a) áreas con igual o menos de 43 unidades de muestreo, (b) área entre 43 y 150 unidades de muestreo, (c) área mayor a 150 unidades de muestreo. Cada cuadrante tiene un tamaño de 16 km<sup>2</sup> y los cuadrantes con sombreado rojo son los cuadrantes seleccionados para el muestreo.

## **Selección de las Covariables**

El objetivo del programa de monitoreo es responder a las necesidades de información para el manejo de las poblaciones de oso andino. Esta información se refiere al estado de las poblaciones de oso andino y la identificación de los factores que afectan dicho estado.

El modelo conceptual, enfocado a un área de trabajo delimitada, permite entender y analizar la problemática de conservación de la población de oso andino en el paisaje o de la parte de la población de oso andino en el área de interés. Existen muchas metodologías y formatos para la construcción de estos modelos. Los sistemas de parques nacionales por lo general usan modelos PER (Presión, Estado, Respuesta) para desarrollar modelos de manejo de AP. Las ONG de conservación por lo general usan los Estándares Abiertos para el desarrollo de los modelos conceptuales, y algunas ONG enfocadas en manejo de recursos naturales usan la Toma Estructurada de Decisiones como herramienta de trabajo. Independientemente de cuál sea la herramienta y metodología utilizada, es fundamental determinar los objetivos de conservación y tipos de interacciones de los factores directos e indirectos que impactan el estado de conservación de la especie. Estos son los factores o covariables que deben ser

evaluados en el monitoreo de manera de poner a prueba el modelo, determinar el estado de la especie y sus amenazas, determinar el éxito de las intervenciones, y tomar decisiones de manejo. Las covariables a evaluar dependen entonces de los factores identificados en el modelo.

Hay dos tipos de covariables usadas en los modelos de ocupación, las covariables de sitio y las covariables de muestreo. Las primeras son covariables que describen los factores que impactan en la distribución y uso de hábitat en el paisaje o área de interés. Estas covariables se enfocan en la calidad del hábitat (tipos de vegetación, tamaño del parche de hábitat), en las presiones que pueden afectar la presencia de la especie (gente, ganado, perros, tala selectiva, cacería), y la vulnerabilidad del área a las presiones (acceso, grado de protección, probabilidad de encuentro). Dado que el enfoque principal del uso de este manual es su uso para la conservación y manejo de poblaciones de oso andino, la recomendación es usar covariables que se enfoquen en objetivos de manejo de la especie en áreas protegidas y sus áreas de influencia (Tabla 1, Anexo II). Sin embargo, y dependiendo de los objetivos del trabajo, existen muchas otras covariables que se pueden tomar en cuenta (Karanth *et al.* 2009, 2011, Barber-Meyer 2011, Harihar and Pandav 2012, Ahumada *et al.* 2013, Goswami *et al.* 2014, Lesmeister *et al.* 2015). Las covariables de muestreo son factores que pueden afectar la detectabilidad del oso andino por el observador o herramienta de trabajo. Estas covariables ayudan a explicar la variabilidad en la detectabilidad de la especie en el área, disminuyendo la incertidumbre del modelo, lo cual mejora el estimado de ocupación. Los tipos de covariables de muestreo usadas son covariables ambientales (clima, altura de la vegetación, topografía, presencia de alimentos visibles en comederos) y metodológicas (tipo de instrumento de medición o experiencia del observador, variabilidad en el esfuerzo de muestreo) (Tabla 1, Anexo I).

## **Personal, Equipos, Suministros y Logística**

El desarrollo de programas de monitoreo basados en modelos de ocupación requiere de personal capacitado en múltiples campos del conocimiento que trabajarán de manera coordinada antes, durante y después del desarrollo del trabajo de colecta de información en campo.

El análisis del personal del proyecto inicia con una revisión de las actividades y la determinación del personal y su perfil, y el tiempo que se requiere para llevar a cabo cada una de estas actividades. Las actividades a analizar abarcan todos los niveles, incluyendo lo operativo, administrativo y directivo. El resultado del análisis es un organigrama, el cual indica las actividades, el número de personas con cada perfil que requiere cada actividad, y el tiempo.

Un programa de monitoreo de la ocupación del oso andino requiere de la realización de las siguientes actividades: 1\_ diseño del monitoreo; 2\_ diseño del muestreo; 3\_ colecta de información en el campo; 4\_ manejo y análisis de la información; 5\_

generación de informes; y 6\_ gestión administrativa. Lógicamente, no se necesita una persona o grupo de personas distintas para cada una de estas actividades ya que una persona puede cumplir con más de una función, pero los perfiles necesarios y sus tiempos tienen que estar claros. El diseño del monitoreo y de muestreo requieren de un biólogo o profesión afín que coordine y desarrolle estas etapas, así como una persona a cargo del análisis de SIG.

La actividad de colecta de información en campo para el análisis de la ocupación requerirá un esfuerzo de muestreo que se traduce en un número y disposición de unidades de muestreo, y un número de ocasiones o visitas a dichas unidades de muestreo. El acceso y movilización en el hábitat de oso andino es por lo general muy difícil y requiere de mucho tiempo por unidad de muestreo. Un equipo de trabajo de campo consiste en al menos 2 personas, idealmente 3, que tardan en promedio dos días en poder levantar una unidad de muestreo de 16 km<sup>2</sup> (4 subunidades de 1 km<sup>2</sup>). Por lo general, cada equipo de trabajo de campo realiza sesiones de trabajo de 17 días continuos en campo, con 4 días de descanso entre estas. Tomando esto en cuenta, el número de unidades de personal necesarios dependerá del número de unidades de muestreo y el tiempo en el cual se quiera realizar el muestreo. Por ejemplo, si tenemos 30 unidades de muestreo de 16 km<sup>2</sup>, y queremos realizar el trabajo en un mes, necesitaremos al menos 4 equipos de personal de campo, esto es de 8 a 12 personas. Además de los equipos de personal de trabajo se requiere de un coordinador de campo que supervise la logística y el cumplimiento del cronograma de trabajo y sus objetivos. Si el levantamiento de campo requiere del establecimiento de campamentos de trabajo al interior del área de estudio, se requerirá de personal encargado del mantenimiento de dicho campamento y los servicios asociados a este.

El manejo y análisis de la información se realiza tanto durante como después del trabajo de campo, y en el mismo están involucrados tanto personal de los equipos de trabajo de campo, el coordinador de campo, un técnico SIG, y el director del proyecto. La elaboración de los informes está a cargo del director del proyecto y la gestión administrativa la puede realizar el director del proyecto u otra persona designada para tal fin.

Una vez que se tiene información del número de unidades de muestreo que se van a levantar, el tiempo disponible para la realización de dicho trabajo y la cantidad de equipos de trabajo de campo de los que se puede disponer, se podrá establecer el listado de equipo y material de campo, y de suministros que será necesario. El listado de los equipos y suministros considera hasta los suministros más simples, incluyendo lápices y libretas de campo. Para el monitoreo de la ocupación del oso andino generalmente los insumos y equipos corresponden a las siguientes categorías:

1\_ Equipos e insumos para levantar la información en campo, incluyendo GPS, radios de comunicación, cámaras fotográficas, spots, brújulas, morrales, mapas, libretas de campo, lápices, pilas, linternas, entre otros.

2\_ Equipo e insumos para hacer campamento, incluyendo carpas, cocinillas, sacos de dormir, aislantes para dormir, utensilios para cocinar y para comer, fósforos, gasolina, entre otros.

3\_ Insumos para el personal, incluyendo botas, ropa de trabajo, guantes de trabajo, impermeable, machete, gorra o sombrero, lima, equipos para emergencias médicas y medicamentos, entre otros.

4\_ Equipo e insumos para hacer los análisis, incluyendo computador, programas para análisis SIG, capas vectoriales y rasterizadas de las variables consideradas (o los insumos para obtenerlas), entre otros.

El diseño del monitoreo en cuanto a la distribución de las unidades de muestreo, número de unidades de muestreo y su accesibilidad nos permite evaluar los requerimientos en cuanto a la logística necesaria para ejecutar el trabajo. Cada actividad puede tener requerimientos logísticos distintos, como son los transportes locales, transportes en bestias de carga, alimentación, comunicación telefónica, hospedaje, entre otros. El análisis de costos o el cronograma, puede ocasionar cambios en los análisis de personal, equipos, insumos y logística.

## ***Plan de trabajo***

El plan de trabajo dependerá principalmente del tipo y duración de las actividades que se requieran hacer, así como del número y preparación de las personas a contratar. Sin embargo, existen otros aspectos a tener en cuenta, como lo son el riesgo de realizar las actividades, los factores ambientales, la cantidad y disponibilidad temporal de los recursos, entre otros.

En los cálculos del tiempo requerido para realizar las actividades debe incluirse tiempo para: establecer los acuerdos con aliados e iniciar la preparación de las salidas, contratar al personal idóneo, hacer las capacitaciones, planificar cada salida, tiempo para entrar - tomar datos - salir del campo, tiempo de descanso (es importante que las personas detengan las jornadas de trabajo en campo para tomar días de descanso, tiempo para prever contratiempos (generalmente se estima un 15% de tiempo que podría perderse por cuestiones climáticas, enfermedad, u otras circunstancias), transcripción de datos a las bases de datos, corrección y validación de bases de datos, análisis de SIG, análisis de la información y realización y entrega de informes.

El plan de trabajo finalmente debe reflejar el tiempo que se necesita para realizar cada una de las actividades, y los lapsos entre los cuales se van a realizar las actividades (generalmente en semanas y meses). En esto, es importante adicionar al cronograma los tiempos de aprestamiento del proyecto y de elaboración de informes, contando además de tiempo para solucionar inconvenientes.

## ***Análisis de Costos y Presupuesto***

El análisis de costos y el presupuesto depende principalmente del plan de trabajo, la cantidad y tiempo de contratación del personal, el equipo y suministros necesarios y los costos de la logística. Con esta información se determinan los costos directos, a muchos de los cuales debe incluirse un porcentaje de imprevistos. Por ejemplo, a los rubros de alimentación y pago de locales es necesario adicionar un excedente que permita cubrir eventualidades como el retraso de las actividades por razones climáticas o de seguridad pública, o la enfermedad de una persona. Se recomienda que en el presupuesto se incluyan gastos indirectos, sean o no cubiertos por el proyecto, tales como administración de los recursos, comunicación, gastos de dirección, entre otros.

## Bibliografía

Ahumada, J. A., J. Hurtado & D. Lizcano (2013). Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLoS ONE* 8(9): e73707. doi 10.1371/journal.pone.0073707.

Barber-Meyer, M., S. R. Jnawali, J. B. Karki, P. Khanal, S. Lohani, B. Long, D. I. MacKenzie, B. Pandav, N. M. B. Pradhan, R. Shrestha, N. Subedi, G. Thapa, K. Thapa & E. Wikramanayake (2012). Influence of prey depletion and human disturbance on tiger occupancy in Nepal. *J. Zool.* 289:10-18.

Boitani, L. and R.A. Powel (2012). *Carnivore Ecology & Conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press.

Burgman, M., D.B. Lindenmayer and J. Elith (2005). Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecology* 86: 2007-2017.

Burnham, K. P., and D. R. Anderson (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Second edition. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

Cardillo M., A. Purvis, W. Sechrest, J.L. Gittleman, J. Bielby (2004). Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology* 2: e197. Available:<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pbio.0020197>.

Castellanos A. (2004). Andean bear research in the Intag region of Ecuador. *International Bear News* 13: 25–26.

Castellanos A. (2005). Preliminary results of the three-year telemetry study of Andean bear in the Intag Region, Ecuador. 16th International Conference on Bear Research and Management, 43. International Association for Bear Research & Management, Trentino, Italy.

Castellanos A. (2011). Home ranges of Andean bears in Intag region, Ecuador. *Ursus* 22: 65–73.

Castellanos A., M. Altamirano, and G. Tapia (2001). Ecology and behaviour of reintroduced Andean bears in the Biological Reserve Maquipucuna, Ecuador: implications in conservation. *Ukuku, Boletín Informativo sobre la Conservación del Oso Andino* 3: 23–26.

- Castellanos A, J. Cevallos, A. Laguna, L. Achig (2010). Estrategia nacional de conservación del Oso Andino. Imprenta Anyma, Quito, Ecuador.
- Castrillón, L. & L. Rincón (2016) Distribución, ocupación y uso de hábitat del oso andino (*Tremarctos ornatus*, carnívora: ursidae) en el Parque Nacional Natural Tatamá y su zona de influencia, Colombia. Tesis de Grado. Universidad de Quindío.
- Conservamos la Vida. 2017. "Conservamos La Vida" programa de conservación del oso andino. CECODES-Desarrollo Sostenible ([www.cecodes.org.co](http://www.cecodes.org.co)). Mayo 18 de 2017.
- CORPONARIÑO. 2016. Manejo Adaptativo y la Conservación del Oso Andino. Seminario Internacional para el Manejo y Conservación de Flora y Fauna Amenazada y Cambio Climático. Pasto, Colombia.
- Donovan T. M. and J.E. Hines (2007). Exercises in Occupancy Modeling and Estimation. Available:<http://www.uvm.edu/envnr/vtcfwru/spreadsheets/occupancy.htm>.
- Dorazio, R.M. & J.A. Royle (2005). Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *Journal of the American Statistical Association*, 100, 389–398.
- Fuller, A.K., D. W. Linden, J.A. Royle (2016). Management decision making for fisher populations informed by occupancy modeling *The Journal of Wildlife Management*. 80(5):794–802.
- Fuller, T.K., and P.R. Sievert (2001). Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. In: Gittleman, J.L., S.M.Funk, D. Macdonald, R.K. Wayne. (Eds). *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 163-178.
- García-Rangel, S. (2012). Andean bear *Tremarctos ornatus* natural history and conservation. *Mammal Review* 42(2):85-119.
- Goldstein I, Velez-Liendo X, Paisley S (2008). *Tremarctos ornatus*. IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species version 2009.2. <http://iucnredlist.org/>
- Goldstein, I., R. Márquez, J. Martínez, A. Cifuentes, A. Pérez, A. Melchor, C.M. Herrera & G. Bianchi (2013). Manual para el Monitoreo de Oso Andino en los Parques Nacionales naturales de Colombia. Parques Nacionales Naturales de Colombia & Wildlife Conservation Society Colombia. Reporte Técnico.
- Goldstein, I., R. Márquez, G. & Bianchi (2015). Guía para el uso de trampas cámara: oso andino. Wildlife Conservation Society Colombia. Santiago de Cali. 44 pp

Goswami, V.R., S. Sridhara, K. Medhi, A. C. Williams, R. Chellam, J. D. Nichols, M. K. Olin (2014). Community-managed forests and wildlife-friendly agriculture play a subsidiary but not substitutive role to protected areas for the endangered Asian elephant. *Biological Conservation* 177:74–81

Gray, C.L., S.L.L. Hill, T. Newbold, L.N. Hudson, L. Borger, S. Contu, A.J. Hoskins, S. Ferrier, A. Purvis, and P.W. Sharlemann (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7.

Guillera-Arroita, G. y J.J. Lahoz-Monfort (2012). Designing studies to detect differences in species occupancy: power analysis under imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution* 3(5):860-869.

Guillera-Arroita, G., J.J. Lahoz-Monfort, J. Elitz, A. Gordon, H. Kujala, P. E. Lentini, M.A. McCarthys, R. Tingley and B. Wintle (2015). Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography* 24:276-292.

Harihar A., B. Pandav (2012). Influence of Connectivity, Wild Prey and Disturbance on Occupancy of Tigers in the Human-Dominated Western Terai Arc Landscape. *PLoS ONE* 7(7): e40105. doi:10.1371/journal.pone.0040105

Karanth, K.U., and J.D. Nichols (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79(8): 2852–2862.

Karanth K.K., J.D. Nichols, J. E. Hines (2009). Patterns and determinants of mammal species occurrence in India- *Journal of Applied Ecology* 46 (6): 1189–1200

Karanth, K. U., A. M. Gopalaswamy, N. S. Kumar, S. Vaidyanathan, J. D. Nichols, and D. I. MacKenzie (2011). Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology* 48:1048–1056.

Kattan, G., O.L. Hernández, I. Goldstein, V. Rojas, O. Murillo, C. Gómez, H. Restrepo, and F. Cuesta (2004). Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. *Oryx* 38:155–163.

Kelly, M. J. and E.L. Holub (2008). Camera trapping of carnivores: trap success among camera types, across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* 15:249-262.

Lesmeister, D.B., C.K. Nielsen, E. M. Schaubert, E.C. Hellgen (2015). Spatial and temporal structure of a mesocarnivore guild in Midwestern North America. *Wildlife Monographs* 191:1-61.

López D., Castellanos C., Pérez-Parra L., Márquez R., Alferez U., Pérez H., Raigozo E., Raigozo J., Raigozo O., Santana L. 2014. Monitoreo de oso andino *Tremarctus ornatus* en el Parque Nacional Natural Chingaza. III Simposio Internacional para la conservación y manejo de oso andino. Cartagena, Colombia.

MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, and C. A. Langtimm (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.

MacKenzie, D., J. Nichols, and J. Hines (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200–2207.

MacKenzie, D. I., and L. L. Bailey (2004). Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural Biological and Environmental Statistics* 9:300–318.

MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey, & J.E. Hines (2006). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Burlington, MA: Academic Press.

MacKenzie D.I., J.A. Royle (2005). Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105–1114.

Maffei, L., A.J. Noss, S.C. Silver, M.J. Kelly (2011). Abundance/Density Case Study: Jaguars in the Americas. In: O'Connell, A.F., Nichol, J.D., Karanth, K.U. (Eds.), *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, pp. 163–190.

Márquez R., J. Nieto, R. Quispe, G. Bianchi, I. Goldstein 2016. Evaluación de *Tremarctos ornatus* en el Santuario Histórico de Machupicchu, utilizando modelos de ocupación y uso. XII Congreso Internacional de Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Quito, Ecuador.

Muntifering, J. R., A. J. Dickman, L. M. Perlow, T. Hruska, P. G. Ryan, L. L. Marker, and R. M. Jeo (2006). Managing the matrix for large carnivores: a novel approach and perspective from cheetah (*Acinonyx jubatus*) habitat suitability modelling. *Animal Conservation* 9:103–112.

Nagy-Reis, M. B., J. D. Nichols, A. G. Chiarello, M. C. Ribeiro, E. Z. F. Setz (2017). Landscape Use and Co-Occurrence Patterns of Neotropical Spotted Cats. *PLoS ONE* 12(1): e0168441. doi 10.1371/journal.pone.0168441.

Nichols, J.D. & B.K. Williams (2006). Monitoring for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 21, 668–673.

Nichols, J.D. & B.K. Williams (2013). Adaptive management. In A.H. El-Shaarawi &

W.W. Piegorsch (eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*, 2nd edition, pp. 1–6. John Wiley, New York, USA.

Nicholson, E. and H.P. Possingham (2007). Making conservation decisions under uncertainty for the persistence of multiple species. *Ecological Applications* 17:251-265.

Peralvo, M. F., F. Cuesta and F. van Manen (2005). Delineating priority habitat areas for the conservation of Andean bears in northern Ecuador. *Ursus* 16(2):222–233.

Peyton, B. (1999) Spectacled bear conservation action plan. In C. Servheen, S. Herrero, B. Peyton (Eds.) *Bears: Status Survey and Conservation Action Plan*, 157–198. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, Gland, Switzerland.

Polisar, J., D. Scognamillo, I. E. Maxit, and M. Sunquist (2008). Patterns of vertebrate abundance in a tropical mosaic landscape. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 43:85–98.

Possingham H.P., S. J. Andelman, B. R. Noon, S. Trombulak, and H.R Pulliam (2001). Making smart conservation decisions. In G. Orians and M. Soulé (Eds.) *Research Priorities for Conservation Biology*, pp. 225–244, Island Press.

Pusparini, W., P.R. Sievert, T.K. Fuller, T.O. Randhir, and N. Andayani (2015) Rhinos in the Parks: An Island-Wide Survey of the Last Wild Population of the Sumatran Rhinoceros. *PLoS ONE* 10(9):e0136643.  
doi:10.1371/journal.pone.0136643

Redford, K.H. and J.G. Robinson (1995). Sustainability of wildlife and natural areas. In: Munasinghe, M. and Shearer, W. (Eds.) *Defining and measuring Sustainability*. The Biogeophysical Foundation, United Nations University.

Rodríguez-Mahecha. J.V., M. Alberico, F. Trujillo, & J. Jorgenson (Eds.) (2006). *Libro Rojo de los Mamíferos de Colombia*. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional & Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Bogotá, Colombia. 433 pp.

Royle J. A. and J. D. Nichols (2003). Estimating abundance from repeated presence absence data or point counts. *Ecology* 84: 777–790.

SERFOR (2016). *Plan Nacional para la Conservación del Oso Andino (Tremarctos ornatus) en Perú, periodo 2016-2026*.

Shannon, G., J. S. Lewis, B. D. Gerber (2014). Recommended survey designs for occupancy modelling using motion-activated cameras: insights from empirical wildlife data. *PeerJ* 2:e532; doi. 10.7717/peerj.532.

Silveira, L., A. T. A. Jacomo, and J. A. F. Diniz-Filho (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–355.

Sunquist, M. E., and F. Sunquist (2001). Changing landscapes: consequences for carnivores. Pages 399–418 in J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. Macdonald, and R. K. Wayne, (Eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Swanepoel, L. H., P. Lindsey, M. J. Somers, W. van Hoven and F. Dalerum (2013). Extent and fragmentation of suitable leopard habitat in South Africa. *Anim. Conserv.* 16:41–50.

Tobler, M.W., S.E. Carrillo-Percastegui, R.L. Pitman, R. Mares, and G. Powell (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178.

Wallace, R.B., A. Reinaga, T. Siles, J. Baiker, I. Goldstein, B. Ríos-Uzeda, R. Van Horn, R. Vargas, X. Vélez-Liendo, L. Acosta, V. Albarracín, J. Amanzo, P. De La Torre, E. Domic, M. Enciso, C. Flores, A. Kuroiwa, R. Leite-Pitman, K. Noyce, S. Paisley, B. Peña, H. Plenge, R. Rojas Vera Pinto, T. Tapia y H. Vela (2014). *Unidades de Conservación Prioritarias del Oso Andino en Bolivia y en Perú*. Wildlife Conservation Society, Centro de Biodiversidad y Genética de la Universidad Mayor de San Simón de Bolivia, Universidad Cayetano Heredia de Perú y Universidad de Anthwerpen de Bélgica. La Paz, Bolivia. 82 pp.

Woodroffe, R. & J.R. Ginsberg (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280, 2126–2128.

Yerena E., D. Monsalve-Dam, D.A. Torres, A. Sánchez, García-Rangel S, Bracho AE, Martínez Z, Gómez I (2007). *Plan de Acción Para la Conservación del Oso Andino (Tremarctos ornatus) en Venezuela (2006–16)*. Fundación AndígenA, FUDENA, Universidad Simón Bolívar.

## Agradecimientos

Queremos agradecer a todas las siguientes instituciones y personas que comparten con nosotros el interés por la conservación del oso andino, y que fueron una parte fundamental para el desarrollo de la información que se presenta en esta guía durante el periodo comprendido entre los años 2011 y 2015. Área de Conservación Regional Choquequirao, Corporación Autónoma Regional de Nariño, Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, Corporación Autónoma Regional del Tolima, Fundación Ambiente Colombia, Fundación Grupo Argos, Fundación Machiramo, Fundación Terranova, Global Conservation Connections, INKATERRA, Parque Nacional Natural Chingaza, Parque Nacional Natural Tama, Parque Nacional Natural Tatamá, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Patrimonio Natural, San Antonio Zoo, WCS Colombia, WCS Ecuador, WCS Perú, Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas del Perú, Santuario Histórico Natural de Machupicchu, Parque Nacional Manu, Gobierno Regional de Cusco. Aldemar Acevedo, Claudia Acevedo, Alejandra Achante, John Achicahuala, Ricardo Agudelo, Henry Alegría, Diana Alegría, Urías Alférez, Carlos Andrade, Paola Andrea, Mauricio Aragón, Huver Arley, Bertha Bermúdez, Nicolás Bernal, Sonia Bolaños, Bibiana Bonilla, Azael Bravo, Luisa Bustamante, Carlos Herney Cáceres, Juan Caicedo, Ronald Callo, Justiniani Candia, Camila Castellanos, Soraida Castillo, Laura Castrillón, Paulina Castro, Sandra Ceballos, Jaime Celis, María Cerón, Ever Chiuchullo. Adriana Cifuentes, Sonia Alavi Candori, William Coronel, Jesús Cuasapud, Elogio Dávalos, Aida Delgado, Andrés Diavanera, Edgar Edmundo, Isabel Estrada, Orlando Feliciano, Natalia Flores, Roger Franco, Padu Franco, Robinson Galindo, Luis Enrique Gallego, Luis Gallego, Laura García, María Elene Giraldo, Edilson Gómez, Carolina Gómez, Gloria Gómez, Francisco Gómez, José Narciso Gómez, Isabel Gordillo, Luis Guerrero, Wilman Guevara, Omar Gurituza, Carolina Guzmán, Javier Hernández, Carlos Mauricio Herrera, Margarita Huaman, Karl Huayapar, Duver Humberto, Ana Ligia Jaramillo, Daniel Josa, Jenny Josa, Jose Koeklin, Alicia Kuroiwa, Diana Lezama, Ivonne Liévano, Ruth Loaiza, Carolina López, Wilson López, Carlos Lora, Ada Castillo Ordinola, Camilo Llanos, Ancisar Mafla, Sandra Mantilla, Alejandro Parodi, Jorge Martínez, Jesús Martínez Gómez, Geovany Mayor, Andrés Melchor, Luis Melo, Adriana Molina, Mariana Montoya, Leonidas Mosquera, Jairo Muñoz, Lucía Muñoz, Richard Muñoz, Yovana Murillo, Gonzales Naranjo, José Carlos Nieto, Diana Ocaña, Omar Olivo, Libaniel Osorio, Mauricio Osorio, Francisco Ossa, Mario Palomino, Ángela Parra, Tobías Parra, Eider Patiño, Alfonso Peláez, Alexandra Perea, Arnulfo Pérez, Lorena Pérez-Parra, Fabián Pescador, Felipe Pinares, José Purisaca, Roberto Quispe, Santiago Raigozo, Maribel Realpe, Alicia Redondo, Carlos Restrepo, Alejandro Rojas, Jhon Rojas, Néstor Roncancio, Dulce Roso, Carlos Saavedra, María Isabel Salazar, Martha Salazar, Leomedes Sánchez, Eliecer Sánchez, Liliana Santana, Adriana Sarria, Jenny Sepúlveda, Carmen Soto, Paula Andrea Soto, Ronald Surco, Eliana Tello, Juan Carlos Troncoso, Luis Vallejos, Aldemar Velásquez, Eduardo Velazco, Víctor Velazco, David Villafuente, María Camila Villegas, Galo Zapata, William Zorro.

# ANEXO I

## Covariables

### Covariables de Ocupación

#### **Proporción de Hábitat Silvestre Disponible.**

Los grandes carnívoros entre ellos el oso andino, presentan por lo general áreas de acción muy grandes dados sus requerimientos energéticos. Áreas con muy poca disponibilidad de alimentos pueden no ser usadas y por ende no estar ocupadas por individuos de oso andino. Basándonos en esta información, la hipótesis de trabajo es que una población de oso andino tiene más probabilidades de mantenerse mientras más grande sea la proporción y área de hábitat silvestre asociado a la unidad de muestreo, estando la probabilidad de ocupación correlacionada de manera positiva con el tamaño de hábitat silvestre disponible. La evaluación de esta covariable es clave en localidades que presentan procesos de reducción y fragmentación de hábitat silvestre, sobre todo en los bordes de áreas silvestres sujetos a presiones de ampliación de la frontera agrícola. Para poner a prueba esta hipótesis y basándonos en nuestra experiencia previa se propone la medición de esta covariable a 3 escalas distintas relacionadas con la unidad de muestreo de 1 km<sup>2</sup>: celda (1 km<sup>2</sup>), relacionada con la proporción y tipo de hábitat dentro de la unidad de muestreo; área de impacto directo de la celda (9 km<sup>2</sup>), relacionada con el área inmediatamente adyacente a la unidad de muestreo; y área de influencia de la celda (25 km<sup>2</sup>), relacionada con la proporción de hábitat silvestre donde se encuentra la unidad de muestreo. Esta covariable se evalúa a través de mapas de cobertura vegetal actualizados del área de estudio, los cuales son obtenidos a partir del análisis de fotografías aéreas o imágenes de satélite, utilizando herramientas de teledetección y sistemas de información geográfica (SIG). Estos mapas permitirán identificar las unidades vegetales que representan hábitat para el oso andino. Los mapas de cobertura vegetal, ya clasificados según la idoneidad de hábitat, deberán ser superpuestos a las unidades de muestreo, para poder estimar la proporción de hábitat disponible del oso andino contenido en cada celda de muestreo, tomando en cuenta las diferentes escalas definidas. El resultado de la evaluación es un vector que representará una medida de la proporción (en porcentaje de área) o del área de hábitat disponible para la especie en cada unidad de muestreo, para cada escala espacial considerada.

#### **Proporción de Tipos de Cobertura Natural.**

Esta es una covariable muy relacionada con la covariable hábitat silvestre asociado, y podría considerarse en situaciones donde se quiera evaluar si un tipo de cobertura natural es particularmente importante para la presencia y uso por una especie, esto es

la evaluación de la calidad del hábitat (Karanth *et al.* 2009, Karanth *et al.* 2011, Ausband *et al.* 2014, Pusparini *et al.* 2015, Nagy-Reis *et al.* 2017). Nuestra hipótesis de trabajo es que la ocupación va a estar positivamente correlacionada con la proporción y/o tipo de cobertura natural de mayor calidad para la especie. Por tanto, mientras mayor sea la proporción de ciertos tipos de cobertura natural en la unidad de muestreo, mayor será la probabilidad de ocupación. Esta covariable se evalúa a través de mapas de cobertura vegetal actualizados, obtenidos a partir del análisis de fotografías aéreas o imágenes de satélite, utilizando herramientas de teledetección y SIG. Los mapas de cobertura vegetal deberán ser superpuestos a las unidades de muestreo, para poder estimar la proporción de cada tipo de hábitat disponible, presente en cada celda de muestreo. Al igual que para la covariable anterior, la proporción de tipos de cobertura natural se evaluará a tres escalas espaciales, ya que las especies responden a la proporción/tipo de cobertura a distintas escalas (Pusparini *et al.* 2015). Estas escalas estarán definidas por unidades de 1 km<sup>2</sup>: celda (1 km<sup>2</sup>) o escala de uso, unidades de 9 km<sup>2</sup> o escala de impacto directo de la celda y unidades de 25 km<sup>2</sup> o escala del área de influencia de la celda. De esta manera la covariable estará representada por vectores conformados por valores de la proporción (en porcentaje) de cada tipo de hábitat presente en cada unidad de muestreo, a cada escala definida. Adicionalmente se puede generar vectores que contabilicen los diferentes tipos de cobertura vegetal presentes en cada unidad de muestreo, en cada escala planteada.

### **Proporción y/o Tipo de Uso Antrópico de la Tierra**

La proporción y/o tipo de uso antrópico es una covariable que refleja tanto la probabilidad de movimiento de individuos, esto es la permeabilidad, así como la probabilidad de encuentros entre las especies silvestres y la gente (Goswami *et al.* 2014, Nicholson & VanMannen 2009, Buij *et al.* 2007), esto es la posible vulnerabilidad de la especie. La hipótesis de trabajo es que la proporción y/o tipo de uso antrópico de la tierra puede tener efectos tanto positivos como negativos con la ocupación por oso andino, dependiendo de la permeabilidad a los movimientos de los individuos, y el nivel de atracción y probabilidad de encuentro con la gente o vulnerabilidad. Utilizando fotografías aéreas o imágenes de satélite se pueden generar mapas de uso de la tierra, a partir de herramientas de teledetección y SIG. La superposición de estos mapas con las unidades de muestreo permitiría cuantificar la proporción de área con cada tipo de uso antrópico presentes en cada unidad. Esta covariable puede ser evaluada a tres escalas espaciales, definidas por unidades de 1 km<sup>2</sup>: celda (1 km<sup>2</sup>) o escala de uso, unidades de 9 km<sup>2</sup> o escala de impacto directo de la celda y unidades de 25 km<sup>2</sup> o escala del área de influencia de la celda. La covariable obtenida estará representada por un vector con valores de la riqueza (número de tipos de actividad humana) o la proporción de actividad humana (en porcentaje de área) presente en cada unidad de muestreo, a cada escala definida.

## Abundancia de alimento

Para muchas especies de carnívoros, la abundancia de presas/alimento se ha identificado como una variable clave para evaluar la capacidad de carga de una localidad o paisaje (Fuller & Sievert 2001), así como la probabilidad de ocupación (Karanth *et al.* 2001, Harihar & Pandav 2012, Barber-Meyer 2013). Nuestra hipótesis de trabajo es que la ocupación va a estar positivamente correlacionada con la abundancia de presas/alimento. El oso andino está presente en una gran cantidad de tipos de hábitat en un gradiente altitudinal que va desde los 500 a los 4000 metros sobre el nivel del mar, lo que implica el uso de una gran cantidad de especies como alimento. La selección de las especies de plantas o animales que serían definidas como alimento dependerá entonces del conocimiento que se tenga de la ecología de la especie en cada una de las localidades. Por otro lado, esta es una covariable que generalmente es el resultado de un muestreo, lo que significa que a su vez es una estimación. El problema de precisión de los estimadores de abundancia de alimento ha sido abordado por distintos autores utilizando índices de abundancia de presas (Karanth *et al.*, 2011, Barber-Meyer *et al.* 2012, Harihar and Pandav 2012). Algunos autores abordan estos índices como una proporción de réplicas de cierto tamaño (segmentos de 1 km) que tienen presencia de alimento en las celdas (Karanth *et al.* 2011, Harihar and Pandav 2012). Otros autores (Barber-Meyer *et al.* 2012), calculan el índice de abundancia de alimentos en cada unidad de muestreo como:  $P = (D + B + W) / S$ , en donde D es la suma de detecciones de un tipo de alimento en segmentos de 100 m dentro de cada una de las unidades de muestreo, B y W, otros tipos de alimento, y S el total de kilómetros de transecto evaluados en la unidad de muestreo. Independiente del índice que se use recomendamos una evaluación minuciosa de los ítems alimentarios que se van a considerar.

## Escabrosidad

La escabrosidad es una medida de los cambios o la heterogeneidad del terreno y es un indicador de la accesibilidad por parte de la gente (Pusparini *et al.* 2015). A mayor escabrosidad del terreno, menor es la accesibilidad de la gente al mismo, menor la posibilidad de encuentro entre la gente y los osos, y por lo tanto menor la vulnerabilidad de los osos. Nuestra hipótesis de trabajo es que la probabilidad de ocupación esta correlacionada de manera positiva con la escabrosidad.

Diferentes autores usan diferentes aproximaciones y metodologías para evaluar la heterogeneidad o escabrosidad del terreno (escabrosidad media de la celda, Goswani *et al.* 2014; coeficiente de variación del índice de escabrosidad, Puri *et al.* 2015), pero común a todos es el uso de modelos digitales de elevación y herramientas de SIG. Esta covariable se evaluará tomando en cuenta 3 escalas distintas relacionadas con la unidad de muestreo de 1 km<sup>2</sup>: celda (1 km<sup>2</sup>), relacionada con la escabrosidad dentro de la sub-unidad de muestreo; área de impacto directo de la celda (9 km<sup>2</sup>), relacionada

con el área de la unidad de muestreo; y área de influencia de la celda (25 km<sup>2</sup>). La escala de celda evalúa la heterogeneidad del terreno en la unidad de muestreo, evaluando el uso en relación a la accesibilidad del sitio para la gente. La escala de impacto directo de la celda representa el área total que esta adyacente a la unidad de muestreo y la accesibilidad de esa área a la presencia de la gente. Finalmente, la escala de área de influencia representa toda el área asociada a la unidad de muestreo que podría tener accesibilidad por la gente. La covariable resultante estará representada por un vector con los valores obtenidos a partir del índice de escabrosidad seleccionado, para cada unidad de muestreo, a cada escala definida.

### **Distancia al borde del parche silvestre**

Debido a sus grandes áreas de acción, algunos individuos de la población de osos están expuestos y son vulnerables a la presencia de actividades humanas. Estos contactos entre los osos y la gente pueden ser fatales para los osos incrementando la tasa de mortalidad de la población. Dada esta dinámica de encuentros y mortalidad de individuos en el borde de los parches de áreas silvestres, se presenta una situación de extinción local a menos que se desarrollen eventos de colonización de las áreas núcleo de los parches silvestres (Woodroffe & Ginsberg 1998). Considerando estos procesos, la hipótesis de trabajo es que la ocupación está directamente relacionada con la distancia desde la unidad de muestreo al borde del parche silvestre. Diferentes autores usan distintas variables para medir la distancia del centro de la unidad de muestreo al borde más cercano del polígono del parche de área silvestre, usando diferentes funciones en SIG (Ahumada *et al.* 2013, Goswani *et al.* 2014). Para cuantificar esta covariable se requieren mapas de cobertura vegetal, en el que se distingan áreas de cobertura silvestre y áreas intervenidas, los cuales pueden ser obtenidos a partir de herramientas de teledetección y SIG, utilizando fotografías aéreas o imágenes de satélite. La superposición de estos mapas con las unidades de muestreo permite la estimación de la distancia euclidiana entre el centro de la unidad de muestreo y el borde más cercano de este parche, utilizando diferentes herramientas de SIG. El resultado es un vector con valores de distancia entre estos elementos del paisaje, para cada unidad de muestreo.

### **Distancia a asentamientos humanos, y vías de acceso (caminos y ríos)**

Las áreas silvestres pueden tener en su interior asentamientos humanos o vías de acceso, tales como caminos o ríos. La distancia desde cualquier punto dentro del área silvestre a un asentamiento o vía de acceso, es una medida de accesibilidad y de probabilidad de encuentro entre los individuos de oso andino y la gente. Nuestra hipótesis de trabajo es que la ocupación y/o uso de los osos andinos, está relacionada de manera directa con la distancia desde la unidad de muestreo al asentamiento o vía de acceso. A mayor distancia mayor la probabilidad de ocupación. El cálculo de esta covariable requiere información espacial de la presencia de centros poblados, carreteras y ríos navegables, los cuales pueden ser obtenidos a partir del levantamiento

de información cartográfica o de campo, utilizando herramientas de SIG. La covariable podría estar representada por un vector con la distancia euclidiana que existe entre el centro de las unidades de muestreo y el borde más cercano del asentamiento o vía de acceso, para cada unidad de muestreo. Esta cuantificación puede ser obtenida utilizando diferentes herramientas de SIG.

### **Densidad de gente/viviendas/caminos**

La reducción y extinción de poblaciones de carnívoros ha estado relacionada en muchos casos a la densidad de la población humana (Woodroffe 2000). Gran parte de las especies de carnívoros solo persisten en áreas con una baja densidad poblacional de gente, desapareciendo de áreas densamente pobladas (Woodroffe 2000). La densidad de gente afecta tanto la probabilidad de encuentro, así como la permeabilidad a los movimientos de los carnívoros. Estas covariables se han usado como sustituto de la densidad de gente. Sin embargo, el impacto de la densidad de gente en la persistencia de poblaciones de carnívoros varía de sitio a sitio reflejando la tolerancia de la gente hacia los carnívoros, el valor comercial de la especie, y la habilidad de la gente de cazarlos (Sunquist & Sunquist 2001; Woodroffe 2000; Karanth et al. 2009; Goswami et al. 2014). En el caso particular del oso andino, nuestra hipótesis de trabajo es que la ocupación tiene una relación inversa con la densidad de gente/construcciones/caminos. Para evaluar esta hipótesis se plantea el uso de tres escalas relacionadas con la unidad de muestreo de 1 km<sup>2</sup>: celda (1 km<sup>2</sup>), la cual representa la densidad de gente/vivienda/caminos dentro de la unidad de muestreo; área de impacto directo de la celda (9 km<sup>2</sup>), relacionada con el área de la unidad de muestreo; y área de influencia de la celda (25 km<sup>2</sup>). Para la evaluación de la densidad de gente/viviendas/caminos se ha propuesto la creación de un mapa de densidad de viviendas/caminos del área de estudio (Goswami et al. 2014). Para ello se puede utilizar como base información cartográfica o datos espaciales levantados en campo, sobre presencia de centros poblados o viviendas, actividad humana y carreteras, los cuales serán procesados con herramientas de SIG.

### **Actividades antrópicas**

Las covariables Distancia al Borde de Áreas Silvestres, así como Distancia a Asentamientos/Vías de Acceso evalúan la accesibilidad, vulnerabilidad, así como la probabilidad de encuentro entre la especie de interés y la gente. Sin embargo, diferentes tipos de actividades antrópicas pueden tener un impacto distinto en el uso y ocupación del oso andino. La hipótesis de trabajo es que la ocupación del oso andino tiene una relación inversa con el tipo e intensidad de la actividad antrópica. Se propone la medición de esta covariable de la misma manera que se está evaluando el índice de abundancia de alimentos. Esta covariable es el producto de la evaluación en campo de la misma. Algunos autores abordan estos índices como una proporción de réplicas de cierto tamaño (segmentos de 1 km) que tienen presencia de actividades antrópicas en

las celdas (Karanth et al. 2011, Harihar and Pandav 2012). Otros autores (Barber-Meyer et al. 2012), calculan el índice en cada unidad de muestreo como:  $P = (D + B + W) / S$ , en donde D es la suma de detecciones de un tipo de alimento en segmentos de 100 metros dentro de cada una de las unidades de muestreo, B y W, otros tipos de alimento, y S el total de kilómetros de transecto evaluados en la unidad de muestreo.

### **Distancia a los centros administrativos/rutas de patrullajes**

El control de actividades ilegales depende de las actividades de control y vigilancia. Los recursos tanto humanos como financieros para la ejecución de las actividades de control y vigilancia son limitados y en muchos casos no van mucho más allá de los centros administrativos y/o rutas de patrullaje. Nuestra hipótesis de trabajo es que la ocupación tiene una relación inversa con la distancia a los centros administrativos y la distancia a las rutas de patrullaje. Nuestra propuesta para la evaluación de esta covariable es calcularla como la distancia euclidiana desde el centro de la unidad de muestreo al centro administrativo o ruta de patrullaje usando herramientas de SIG. Para ello es necesario contar con mapas con la ubicación espacial de los centros de control y de las rutas de patrullaje. La covariable resultante será un vector con valores de distancia desde estos sitios de control al centro de cada unidad de muestreo.

### **Covariables de detección**

Las covariables de detección evalúan aquellas condiciones ambientales o relacionadas con el muestreo que podrían tener un impacto importante en la probabilidad de detección de la especie de interés.

#### Substrato/vegetación

El tipo de substrato, esto es, la composición, nivel de humedad y elasticidad del suelo es un factor determinante en la impresión y posterior identificación de huellas de animales. Es así que muchos de los trabajos que evalúan presencia de carnívoros se realizan a lo largo de caminos de tierra, borde de cuerpos de agua, o evaluando huellas en la nieve. Con respecto al oso andino, tenemos que además de las huellas, las señales de actividad, especialmente las señales de marca-remarca en los árboles y las señales de comederos de especies de bromelias son una manera muy efectiva de identificar la presencia de la especie. Nuestra hipótesis de trabajo es que la probabilidad de detección de la especie está asociada a la presencia de ciertos sustratos o tipos de vegetación. Para cuantificar esta covariable es necesario levantar en campo la información relacionada con el tipo de sustrato (tipo de suelo, cantidad de hojarasca, etc) y tipos de vegetación (presencia de palmas, presencia de bromelias, etc). La covariable resultante es una matriz que caracterizará cada visita realizada a cada celda de muestreo, en función de las condiciones que caracterizan la detección de las especies por sustrato y tipo de vegetación.

## Posición topográfica

Algunas características particulares en cuanto a la posición topográfica están relacionadas con actividades y por ende la probabilidad de detección de la especie. Es así que muchos senderos usados por fauna silvestre en áreas montañosas se encuentran en los filos más largos y con menor inclinación (Goldstein *et al.* 2015). Nuestra hipótesis de trabajo es que la proporción de ciertas características topográficas tendrán un efecto positivo en la probabilidad de detección de la especie. La información relacionada con las características topográficas de cada transecto podrá ser levantado en campo u obtenido a partir de modelos de elevación del terreno, utilizando herramientas de SIG. La covariable resultante es una matriz que caracterizará cada visita realizada por transecto, en cada celda de muestreo, según su topografía.

## Esfuerzo de muestreo

Generalmente cuando trabajamos con oso andino la metodología de muestreo es la evaluación de señales de actividad en transectos de largo fijo. El número de transectos depende de la probabilidad de detección de la especie en esa localidad en particular. Sin embargo, por razones logísticas muchas veces no podemos realizar el número de transectos deseado y añadimos los trayectos de aproximación a los transectos dentro de las unidades de muestreo como un transecto adicional de largo variable. Por otro lado, en algunas ocasiones usamos trampas cámara además de los transectos de largo fijo. En algunas ocasiones las cámaras se dañan o son manipuladas por los animales dejando de trabajar, incumpliendo con el número estipulado de días de funcionamiento. La hipótesis de trabajo es que la probabilidad de detección tiene una relación directa con el esfuerzo de muestreo. En este caso la covariable de muestreo dependerá de la variabilidad que se requiera representar. En el caso de que la covariable sea la longitud de los transectos, esta puede ser obtenida a partir de la información levantada en campo con las rutas registradas utilizando GPS. Si la covariable representa métodos o condiciones de muestreo diferentes, las visitas se clasifican según el tipo de método o condición de muestreo utilizado, generándose covariables categóricas que sólo pueden ser representadas con 0 y 1 (eg. las visitas por transectos se identifican con 1 y las visitas por trampa-cámara con 0).

## Experiencia del personal

La ejecución del trabajo de campo en el monitoreo de grandes carnívoros entre ellos el oso andino requiere del trabajo conjunto de personal dividido en varios equipos que trabajan en paralelo. Estos equipos pueden tener distintos grados de experticia en cuanto al reconocimiento de las señales de actividad y por ende distintas probabilidades de detección. Nuestra hipótesis de trabajo es que los distintos equipos tienen dada su composición y experiencia distintas probabilidades de detección. Esta covariable se

genera a partir de la clasificación de las visitas en diferentes categorías, según los equipos de trabajo. En vista de que las covariables categóricas limitan el análisis de los datos, se recomienda generar covariables categóricas de dos estados, clasificando los equipos de trabajo según su grado de experiencia alta o baja. De esta manera se estará generando una covariable con estructura matricial, en el que cada visita realizada a cada ceda tendrá una clasificación de 1 (alta experiencia de búsqueda) o 0 (baja experiencia de búsqueda) para evaluar la experiencia de los equipos humanos.

## ANEXO II

### Tablas para la evaluación del esfuerzo de muestreo (número de cuadrículas y transectos en cada cuadrícula) para el diseño de programas de monitoreo de la ocupación de poblaciones de oso andino

El objetivo del monitoreo es la determinación de una diferencia o cambio entre el estimado de la ocupación entre 2 muestras, que permita la toma de decisiones. Para asegurar que la toma de decisiones se basa en la realidad, el muestreo tiene que tener un diseño que permita establecer el grado de incertidumbre relacionado con el cambio, esto es una determinada potencia. Los investigadores Gurutzeta Aguilera-Arroita y José Lahoz-Monfort (2012), desarrollaron herramientas para el desarrollo de análisis de potencia enfocados en la detección de diferencias en la ocupación. Las formulas presentadas por Aguilera-Arroita y Lahoz-Monfort (2012) permiten la determinación del esfuerzo requerido para detectar una diferencia en la ocupación dado cierto poder.

A partir de las ecuaciones desarrolladas por Aguilera-Arroita y Lahoz-Monfort (2012) presentamos el esfuerzo requerido en el diseño muestral del programa de monitoreo basado en ocupación que se presenta en esta guía. Cada una de las tablas que se presentan a continuación, establecen el esfuerzo en cuanto a tamaño de muestreo (número de cuadrículas) dada una ocupación esperada o estimada.

Para determinar el esfuerzo requerido para tener la potencia deseada, seleccione la tabla que representa la ocupación esperada o estimada para su área de estudio basado en información de expertos o la estimación de su piloto ( $\psi_i=0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8$  o  $0.9$ ), seguidamente seleccione la probabilidad de detección esperada o estimada para el sitio de muestreo ( $p_i=0.4, 0.5, 0.6$  o  $0.7$ ), así como la potencia ( $0.75, 0.80$  o  $0.85$ ), y el cambio en la ocupación que se desea detectar ( $-0.3, -0.25$  o  $-0.20$ ). En el marco de esta selección encontraremos los distintos tamaños de muestra dependiendo de la significancia estadística deseada ( $0.1, 0.2$  o  $0.3$ ) así como el esfuerzo de muestreo en cuanto a replicas, en este caso transectos.

Por ejemplo, en una localidad con una ocupación esperada o estimada de 0.7 (tabla 4), una probabilidad de detección esperada o estimada de 0.5, y queremos tener una potencia de 0.8 para poder evaluar un cambio de -0.30 (una reducción de 30% sobre el valor inicial de la ocupación), requeriremos de 59 unidades de muestreo si queremos tener una significancia del 0.2, y hacer solo 4 transectos por unidad de muestreo.

**Tabla 1.** Esfuerzo de muestreo requerido para una ocupación de 0.4, y cierta probabilidad de detección, potencia, significancia y cambios esperados (Aguillera-Arroita y Lahoz-Monfort, 2012).

Ocupación	P(det.)	Cambio	K	Potencia								
				0.75			0.8			0.85		
				Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3
0.4	0.4	-0.3	4	228	162	124	262	191	150	305	228	182
			5	195	139	106	224	164	128	261	195	156
			6	181	129	99	208	152	119	242	181	145
		-0.25	4	336	239	183	386	281	220	448	335	268
			5	287	204	156	329	240	188	383	286	229
			6	265	189	145	305	223	174	355	265	212
		-0.2	4	535	380	291	614	448	351	714	534	427
			5	456	325	248	524	382	299	609	456	364
			6	422	300	230	485	354	277	564	421	337
	0.5	-0.3	4	189	134	103	217	158	124	252	188	151
			5	175	125	96	201	147	115	234	175	140
			6	170	121	93	195	142	112	227	170	136
		-0.25	4	277	197	151	318	232	182	370	276	221
			5	257	183	140	295	215	169	343	257	205
			6	249	177	136	286	209	164	333	249	199
		-0.2	4	440	313	240	506	369	289	588	440	352
			5	408	291	222	469	342	268	546	408	326
			6	396	282	216	455	332	260	529	395	316
	0.6	-0.3	4	173	123	95	199	145	114	232	173	139
			5	168	120	92	193	141	111	225	168	135
			6	167	119	91	191	140	109	222	166	133
		-0.25	4	254	181	139	292	213	167	340	254	203
			5	247	176	135	284	207	162	330	247	197
			6	244	174	133	281	205	160	326	244	195
		-0.2	4	404	287	220	464	339	265	540	404	323
			5	392	279	213	450	329	257	524	391	313
			6	388	276	211	446	325	254	518	387	310
	0.7	-0.3	4	168	119	91	193	141	110	224	168	134
			5	166	118	91	191	139	109	222	166	133
			6	166	118	90	190	139	109	221	165	132
		-0.25	4	246	175	134	283	206	161	328	246	197
			5	244	173	133	280	204	160	325	243	195
			6	243	173	132	279	204	159	324	243	194
		-0.2	4	390	278	213	449	327	256	522	390	312
			5	387	275	211	444	324	254	517	386	309
			6	386	274	210	443	323	253	515	385	308

**Tabla 2.** Esfuerzo de muestreo requerido para una ocupación de 0.5, y cierta probabilidad de detección, potencia, significancia y cambios esperados (Aguillera-Aroita y Lahoz-Monfort, 2012).

Ocupación	P(det.)	Cambio	K	Potencia								
				0.75			0.8			0.85		
				Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3
0.5	0.4	-0.3	4	165	117	90	189	138	108	220	165	132
			5	138	99	76	159	116	91	185	138	111
			6	127	90	69	146	107	83	170	127	102
		-0.25	4	242	172	132	278	203	159	323	241	193
			5	203	144	110	233	170	133	271	202	162
			6	186	132	101	213	156	122	248	185	148
		-0.2	4	384	273	209	441	322	252	513	383	307
			5	321	228	175	369	269	211	429	320	256
			6	294	209	160	337	246	193	392	293	235
	0.5	-0.3	4	133	95	73	153	112	87	178	133	106
			5	122	87	67	141	103	80	164	122	98
			6	118	84	65	136	99	78	158	118	95
		-0.25	4	195	139	106	224	163	128	260	194	156
			5	179	127	98	205	150	117	239	179	143
			6	173	123	94	198	145	113	230	172	138
		-0.2	4	308	219	168	354	258	202	412	308	246
			5	283	201	154	325	237	186	378	282	226
			6	273	194	149	313	229	179	364	272	218
	0.6	-0.3	4	121	86	66	139	101	80	162	121	97
			5	117	83	64	134	98	77	156	117	94
			6	116	82	63	133	97	76	154	115	92
		-0.25	4	177	126	96	203	148	116	236	176	141
			5	171	122	93	196	143	112	228	170	136
			6	169	120	92	194	141	111	225	168	135
		-0.2	4	279	199	152	321	234	183	373	279	223
			5	270	192	147	310	226	177	360	269	215
			6	266	189	145	306	223	175	356	266	213
0.7	-0.3	4	116	83	64	134	98	77	155	116	93	
		5	115	82	63	132	97	76	154	115	92	
		6	115	82	63	132	96	75	153	115	92	
	-0.25	4	170	121	93	195	142	112	227	170	136	
		5	168	120	92	193	141	110	224	168	134	
		6	167	119	91	192	140	110	224	167	134	
	-0.2	4	268	191	146	308	225	176	358	268	214	
		5	265	189	145	305	222	174	354	265	212	
		6	264	188	144	304	222	174	353	264	211	

**Tabla 3.** Esfuerzo de muestreo requerido para una ocupación de 0.6, y cierta probabilidad de detección, potencia, significancia y cambios esperados (Aguillera-Arroita y Lahoz-Monfort, 2012).

Ocupación	P(det.)	Cambio	K	Potencia								
				0.75			0.8			0.85		
				Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3
0.6	0.4	-0.3	4	123	87	67	141	103	81	164	122	98
			5	101	72	55	116	84	66	134	101	80
			6	91	65	50	105	76	60	122	91	73
		-0.25	4	179	127	98	206	150	118	239	179	143
			5	146	104	80	168	123	96	196	146	117
			6	132	94	72	152	111	87	177	132	106
		-0.2	4	283	201	154	325	237	186	378	283	226
			5	231	164	126	265	193	151	308	230	184
			6	208	148	113	239	174	137	278	208	166
	0.5	-0.3	4	96	69	53	110	81	63	128	96	77
			5	87	62	48	100	73	57	117	87	70
			6	84	60	46	96	70	55	112	84	67
		-0.25	4	140	100	76	161	117	92	187	140	112
			5	127	90	69	146	106	83	169	127	101
			6	121	87	66	140	102	80	162	121	97
		-0.2	4	220	157	120	253	185	144	294	220	176
			5	199	142	108	229	167	131	266	199	159
			6	190	136	104	219	160	125	254	190	152
	0.6	-0.3	4	86	61	47	99	72	57	115	86	69
			5	83	59	45	95	69	54	110	83	66
			6	82	58	45	94	68	54	109	81	65
		-0.25	4	125	89	68	143	105	82	167	125	100
			5	120	85	65	138	101	79	160	120	96
			6	118	84	65	136	99	78	158	118	94
		-0.2	4	196	140	107	225	164	129	262	196	157
			5	188	134	102	216	158	123	251	188	150
			6	185	132	101	213	155	122	247	185	148
	0.7	-0.3	4	82	59	45	95	69	54	110	82	66
			5	81	58	44	93	68	53	108	81	65
			6	81	58	44	93	68	53	108	81	65
		-0.25	4	119	85	65	137	100	78	159	119	95
			5	118	84	64	135	99	77	157	118	94
			6	117	84	64	135	98	77	157	117	94
		-0.2	4	187	133	102	215	157	123	250	187	149
			5	184	131	101	212	155	121	246	184	147
			6	184	131	100	211	154	121	245	183	147

**Tabla 4.** Esfuerzo de muestreo requerido para una ocupación 0.7, probabilidad de detección, potencia, significancia y cambios esperados (Aguillera-Aroita y Lahoz-Monfort, 2012).

Ocupación	P(det.)	Cambio	K	Potencia								
				0.75			0.8			0.85		
				Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3
0.7	0.4	-0.3	4	92	66	51	106	78	61	123	92	74
			5	74	53	40	85	62	48	98	74	59
			6	65	47	36	75	55	43	87	65	52
		-0.25	4	134	96	73	154	113	88	179	134	107
			5	106	76	58	122	89	70	142	106	85
			6	94	67	52	108	79	62	126	94	75
		-0.2	4	211	150	115	243	177	139	282	211	169
			5	166	118	91	191	139	109	222	166	133
			6	147	105	80	169	123	96	196	147	117
	0.5	-0.3	4	70	50	38	80	59	46	93	70	56
			5	62	44	34	71	52	41	83	62	50
			6	59	42	32	68	50	39	79	59	47
		-0.25	4	101	72	55	116	85	66	134	101	81
			5	89	64	49	103	75	59	119	89	72
			6	85	61	46	98	71	56	113	85	68
		-0.2	4	157	112	86	181	132	103	210	157	126
			5	139	99	76	160	117	91	186	139	111
			6	132	94	72	151	111	87	176	132	105
	0.6	-0.3	4	61	44	33	70	51	40	82	61	49
			5	58	42	32	67	49	38	78	58	47
			6	57	41	31	66	48	38	76	57	46
		-0.25	4	88	63	48	101	74	58	117	88	70
			5	84	60	46	96	70	55	112	84	67
			6	82	59	45	94	69	54	110	82	66
		-0.2	4	137	97	75	157	115	90	182	136	109
			5	130	92	71	149	109	85	173	129	104
			6	127	91	69	146	107	84	170	127	102
	0.7	-0.3	4	58	41	32	66	49	38	77	58	46
			5	57	41	31	65	48	38	76	57	46
			6	57	40	31	65	48	37	76	57	45
		-0.25	4	83	59	45	95	70	55	111	83	66
			5	82	58	45	94	69	54	109	82	65
			6	81	58	44	93	68	54	109	81	65
		-0.2	4	129	92	70	148	108	85	172	129	103
			5	127	90	69	145	106	83	169	126	101
			6	126	90	69	145	106	83	168	126	101

**Tabla 5.** Esfuerzo de muestreo requerido para una ocupación de 0.8, y cierta probabilidad de detección, potencia, significancia y cambios esperados (Aguillera-Aroita y Lahoz-Monfort, 2012).

Ocupación	P(det.)	Cambio	K	Potencia								
				0.75			0.8			0.85		
				Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3
0.8	0.4	-0.3	4	70	50	38	80	59	46	93	70	56
			5	53	38	29	61	45	35	71	53	43
			6	46	33	25	53	39	30	62	46	37
		-0.25	4	101	72	55	116	85	66	135	101	81
			5	76	54	42	88	64	50	102	76	61
			6	66	47	36	75	55	43	88	66	53
		-0.2	4	157	112	86	181	132	103	210	157	126
			5	118	84	64	136	99	78	158	118	94
			6	101	72	55	116	85	66	135	101	81
	0.5	-0.3	4	50	36	27	57	42	33	67	50	40
			5	43	31	24	50	36	29	58	43	35
			6	41	29	22	47	34	27	54	41	33
		-0.25	4	71	51	39	82	60	47	95	71	57
			5	62	44	34	71	52	41	82	61	49
			6	58	41	32	66	48	38	77	58	46
		-0.2	4	110	78	60	126	92	72	147	110	88
			5	94	67	51	108	79	62	126	94	75
			6	88	63	48	101	74	58	117	88	70
	0.6	-0.3	4	42	30	23	49	36	28	57	42	34
			5	40	29	22	46	33	26	53	40	32
			6	39	28	21	45	33	26	52	39	31
		-0.25	4	60	43	33	69	50	40	80	60	48
			5	56	40	31	65	47	37	75	56	45
			6	55	39	30	63	46	36	73	55	44
		-0.2	4	92	66	50	106	77	60	123	92	74
			5	86	61	47	99	72	57	115	86	69
			6	84	60	46	96	70	55	112	84	67
0.7	-0.3	4	40	28	22	45	33	26	53	40	32	
		5	39	28	21	44	33	26	52	39	31	
		6	39	28	21	44	32	25	51	39	31	
	-0.25	4	56	40	31	64	47	37	75	56	45	
		5	55	39	30	63	46	36	73	55	44	
		6	54	39	30	62	46	36	73	54	44	
	-0.2	4	85	61	47	98	71	56	114	85	68	
		5	83	59	46	96	70	55	111	83	67	
		6	83	59	45	95	69	54	110	83	66	

**Tabla 6.** Esfuerzo de muestreo requerido para una ocupación 0.9, y cierta probabilidad de detección, potencia, significancia y cambios esperados (Aguillera-Aroita y Lahoz-Monfort, 2012).

Ocupacion	P(det)	Cambio	K	Potencia								
				0.75			0.8			0.85		
				Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3	Sig = 0.1	Sig = 0.2	Sig = 0.3
0.9	0.4	-0.3	4	52	37	29	60	44	34	70	52	42
			5	38	27	21	43	32	25	50	38	30
			6	31	22	17	36	26	21	42	31	25
		-0.25	4	75	53	41	86	63	49	100	75	60
			5	53	38	29	61	44	35	71	53	42
			6	44	31	24	50	37	29	58	44	35
		-0.2	4	115	82	63	132	97	76	154	115	92
			5	80	57	44	92	68	53	107	80	64
			6	65	47	36	75	55	43	87	65	52
	0.5	-0.3	4	35	25	19	40	29	23	46	35	28
			5	29	21	16	33	24	19	38	29	23
			6	26	19	15	30	22	17	35	26	21
		-0.25	4	49	35	27	56	41	32	65	49	39
			5	40	28	22	46	33	26	53	40	32
			6	36	26	20	42	31	24	48	36	29
		-0.2	4	73	52	40	84	62	48	98	73	59
			5	59	42	32	68	50	39	79	59	47
			6	54	38	29	62	45	35	72	54	43
	0.6	-0.3	4	28	20	15	32	23	18	37	28	22
			5	26	18	14	29	22	17	34	26	21
			6	25	18	14	28	21	16	33	25	20
		-0.25	4	39	28	21	44	32	25	51	39	31
			5	35	25	19	40	30	23	47	35	28
			6	34	24	19	39	29	23	45	34	27
		-0.2	4	57	41	31	66	48	38	76	57	46
			5	52	37	28	60	44	34	69	52	42
			6	50	36	27	57	42	33	67	50	40
	0.7	-0.3	4	25	18	14	29	21	17	34	25	20
			5	25	18	14	28	21	16	33	25	20
			6	24	18	14	28	21	16	32	24	20
		-0.25	4	35	25	19	40	29	23	46	35	28
			5	34	24	19	39	28	22	45	34	27
			6	33	24	18	38	28	22	45	33	27
		-0.2	4	51	37	28	59	43	34	68	51	41
			5	50	35	27	57	42	33	66	50	40
			6	49	35	27	56	41	32	65	49	39



Ilustración adaptación de foto de: Taller de Monitoreo de la Ocupación de Oso Andino en Perú  
©WCS Robert Márquez



## ALIANZA PARA LA CONSERVACIÓN DEL OSO ANDINO

