

Evaluando la densidad de jaguares con trampas cámara.



Parque Nacional Laguna del Tigre, Reserva de la Biósfera Maya, Guatemala.
Foto: Rony Garcia

Andrew Noss, John Polisar, Leonardo Maffei, Rony Garcia & Scott Silver

Este manual es una actualización del documento de Scott Silver (2004) titulado *Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara*.

Este manual resume el conocimiento adquirido hasta la fecha; presenta una guía para usar los nuevos modelos espacialmente explícitos de captura y recaptura, cubriendo desde el diseño pasando por la ejecución del estudio y llegando al análisis de los datos, con el objeto de ser una referencia para la próxima generación de estudios poblacionales de jaguares.

**Programa para la Conservación del Jaguar
Programa para Latinoamérica y el Caribe
Wildlife Conservation Society
Bronx, New York, 10460.
2013**



INTRODUCCIÓN

Las trampas cámaras han sido utilizadas por biólogos por mas de 100 años. Han probado ser una útil herramienta, complementando otros métodos para estimar la diversidad de especies. Las trampas cámaras son un método no invasivo para registrar especies raras, crípticas o evasivas, así como para identificar especies que no son distinguibles por las huellas u otros rastros. También pueden ser usadas para monitorear el uso de los recursos por parte de la fauna silvestre, como salitrales, fuentes de agua o árboles fructificando. Cuando están instaladas para funcionar las 24 horas del día, proveen información sobre uso de hábitat, comportamiento y patrones de actividad. Sin embargo, la aplicación mas novedosa de las trampas cámara ha sido la estimación de densidad poblacional, en particular aplicando métodos analíticos de captura y recaptura (Cutler & Swann 1999, O'Connell *et al.* 2011).

Este manual sirve como una introducción para llevar a cabo estudios de abundancia de mamíferos terrestres usando trampas cámaras, con un énfasis primario en las poblaciones de jaguares. Está basado en la metodología de captura y recaptura de poblaciones cerradas, usando cámaras en lugar de trampas (como jaulas) y las marcas naturales de la especie en cuestión para reconocer las “recapturas” en las fotografías. Con la fecha marcada en cada foto, los investigadores pueden dividir los días o bloques de días como eventos discretos de muestreo.

Nuestros colegas que trabajan con tigres asiáticos *Panthera tigris* fueron pioneros en muchos de los métodos discutidos en este manual (Karanth 1995, Karanth & Nichols 1998, 2002, Karanth *et al.* 2004, Simcharoen *et al.* 2007, Royle *et al.* 2009a, 2009b, Karanth *et al.* 2011a, Gopaldaswamy *et al.* 2012). Esta metodología ha sido utilizada para muchos otros estudios de tigres (O'Brien *et al.* 2003, Kawanishi & Sunquist 2004, Wegge *et al.* 2004, Johnson *et al.* 2006, Harihar *et al.* 2009, Lynam *et al.* 2009, Wang & Macdonald 2009, Sharma *et al.* 2010) y también ha sido utilizada par estimar la abundancia de otras especies cuyas marcas permiten su identificación individual (Caja 1):

Caja 1: Estimaciones de abundancia por especies

Los investigadores han usado la identificación individual con fotos de trampas cámara y métodos de captura y recaptura para abundancia de las siguientes especies (en el Anexo 1 hay detalles para identificar algunas de ellas):

- leopardos *Panthera pardus* (Henschel & Ray 2003, Ngoprasert *et al.* 2007, Balme *et al.* 2009a, Wang & Macdonald 2009, Chapman & Balme 2010)
- leopardos de las nieves *Panthera uncia* (Jackson *et al.* 2006, McCarthy *et al.* 2008, Janečka *et al.* 2011)
- pumas *Puma concolor* (Kelly *et al.* 2008, Paviolo *et al.* 2009, Mazzolli 2010, Negrões *et al.* 2010, Soria-Díaz *et al.* 2010)
- ocelotes *Leopardus pardalis* (Trolle & Kéry 2003, 2005, Maffei *et al.* 2005, di Bitetti *et al.* 2006, 2008, Dillon & Kelly 2007, 2008, Kolowski & Alonso 2010, Díaz-Pulido & Payán Garrido 2011)
- gatos de monte *Leopardus geoffroyi* (Cuéllar *et al.* 2006, Caruso *et al.* 2012)
- gatos de las pampas *Leopardus colocolo* (Gardner *et al.* 2010, Reppucci *et al.* 2011, Caruso *et al.* 2012)
- lince *Lynx rufus* (Heilbrun *et al.* 2006, Mendoza *et al.* 2011)
- guepardos *Acinonyx jubatus* (Marnewick *et al.* 2008)
- zorros rojos *Vulpes vulpes* (Sarmiento *et al.* 2009)
- lobos de crin *Chrysocyon brachyurus* (Trolle *et al.* 2006)
- osos andinos *Tremarctos ornatus* (Ríos-Uzeda 2007)
- glotones wolverines *Gulo gulo* (Royle *et al.* 2011a)
- mapaches *Procyon cancrivorous* (Arispe *et al.* 2008)
- jinetas *Genetta genetta* (Sarmiento *et al.* 2010)
- civetas *Fossa fossana* (Gerber *et al.* 2010, 2012)
- tapires *Tapirus terrestris* and Asian tapir *T. indicus* (Montenegro 1999, Holden *et al.* 2003, Noss *et al.* 2003, Trolle *et al.* 2008)
- ovejas del desierto *Ovis canadensis mexicana* (Perry *et al.* 2010)
- armadillo gigante *Priodontes maximus* (Noss *et al.* 2004)

Los jaguares *Panthera onca* han sido objeto de muchos estudios con trampas cámaras (Maffei *et al.* 2002, Kelly 2003, Wallace *et al.* 2003, Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004, Cullen *et al.* 2005, Soisalo & Cavalcanti 2006, Ceballos *et al.* 2007, Salom-Pérez *et al.* 2007, Paviolo *et al.* 2008, de la Torre & Medellín 2011). Hasta la fecha, la Wildlife Conservation Society ha apoyado, completamente o en parte, al menos 84 estudios diferentes con trampas cámara en 14 países (Maffei *et al.* 2011a) y el número total de estudios es mucho mayor y se extienden desde los límites septentrionales de la especie en Arizona, EEUU hasta sus límites australes en el norte argentino.

La extensión de su área de distribución (~47% de la distribución histórica), el gran tamaño de las unidades de conservación de jaguares (o JCU por sus siglas en inglés, que van de 25.000 a 100.000 km², Sanderson *et al.* 2002, Zeller 2007), la baja densidad poblacional de gente comparado con la India y su correspondiente infraestructura vial escasa, han hecho que los estudios de jaguares con trampas cámara hayan sido realizados en más ambientes que los que se hicieron para los tigres. Algunos hábitats de jaguares son de muy difícil acceso, lo que influyó en el diseño de los estudios, sobre todo en lo que se refiere al tamaño del área de muestreo. Las zonas de estudio de jaguares pueden ser sitios donde se accede en vehículo hasta zonas que requieren tres a cinco días de bote. Sin embargo, los principios para el diseño de un estudio son los



mismos no importa cuales sean las limitaciones logísticas. Esa es una de las justificaciones de este manual.

Una publicación de Silver *et al.* (2004) y el manual de Scott Silver (2004) indujeron a una generación de biólogos a usar trampas cámaras. Sin embargo, en los últimos años la tecnología de las trampas cámaras ha avanzado, existen nuevos modelos analíticos, y la experiencia nos ha enseñado como mejorar nuestros esfuerzos para la estimación poblacional de jaguares. El objeto de este manual es el de resumir los avances en el diseño y análisis de datos para los que se inician en la investigación de jaguares con este método.

El objetivo de un estudio de captura-recaptura (o en este caso, fotografiar/re-fotografiar) es estimar el número de individuos en un área de muestreo. En términos generales, esta estimación es generada calculando primero la probabilidad de captura basada en el historial de capturas de los animales registrados. El número de animales en el área de muestreo es estimado dividiendo el número total de animales capturados entre la probabilidad de capturarlos por lo menos una vez. La técnica no tiene que basarse en muestreo que no sea al azar del área, por ejemplo, las cámaras pueden ponerse en una grilla diseñada para maximizar la probabilidad de captura. Mientras más especímenes objeto sean fotografiados y mientras mas seguido cada individuo sea fotografiado, mas robusta será la estimación de abundancia.

Cuando White *et al.* (1982) desarrollaron el método para pequeños mamíferos, recomendaron un mínimo de 75-100 individuos capturados, 20 recapturas y una probabilidad de captura de 0,30. En los estudios con trampas cámara para jaguares, se han registrado entre 2 y 27 individuos, teniendo la mayoría de los muestreos menos de 10 animales. El número de individuos fotografiados puede incrementarse aumentando el tamaño del área muestreada, pero las limitaciones logísticas y de costos pueden restringir este aumento, lo que significa que fotografiar 75-100 jaguares es prácticamente imposible. Por otro lado se debe tener mucho cuidado con la estimación de densidad a partir de muestras extremadamente pequeñas (Maffei *et al.* 2011b). Los nuevos modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos abordan mejor los problemas generados por la heterogeneidad de la probabilidad de captura en los análisis convencionales de captura-recaptura y ofrecen inferencias no-asintóticas, que son mas apropiadas para muestras pequeñas, típicas de muestreos con trampas cámara (Gopalaswamy *et al.* 2011).

Revisiones de los estudios realizados con jaguares y sus subsecuentes recomendaciones fueron realizadas por Maffei *et al.* (2011a, 2011b), Foster & Harmsen (2012), Noss *et al.* (2012) y Tobler & Powell (2013).

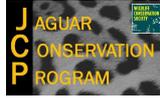
En el curso de 10 años de trampeos de jaguares con cámaras hemos aprendido a distinguir entre: 1) estudios exploratorios para determinar la presencia de jaguares en la zona; 2) estudios que usan los datos como índices para comparar la abundancia relativa entre tipos de hábitat, usos de tierra, niveles de amenaza o temporadas; 3) estudios que generan una estimación de densidad precisa de jaguares para el área de estudio. Estos tres objetivos son todos válidos, contribuyendo al conocimiento de la distribución y abundancia de los jaguares, pero el tercero es especialmente demandante en cuanto a

requisitos para generar una estimación confiable; requiere un máximo de planificación y no debe ser realizado a menos que se tenga el tiempo, recursos y equipo adecuado.

Este protocolo debe ser visto como un documento vivo. Las innovaciones tecnológicas y analíticas seguramente modificarán las técnicas de análisis con el tiempo.



Muestreo en la Cuenca del Alto Caura, Bosques del Escudo Guayanés, Venezuela.
Foto: Lucy Perera



CAPÍTULO I

PRIMEROS PASOS

Antes de empezar cualquier proyecto, los investigadores tienen que tener clara que información necesitan para responder a su cuestionamiento o pregunta. Antes de invertir en un estudio con trampas cámara, tienen que estar seguros que los datos de densidad o abundancia son los que precisan para responder sus preguntas. Para llevar a cabo un estudio de captura y recaptura fotográfica, los investigadores tienen que disponer de información y equipo básico.

Requerimientos mínimos:

- 1) mapas o por lo menos, conocer el área de estudio.
- 2) acceso al área de estudio y medio para transportarse.
- 3) una idea mínima de de las características topográficas de las áreas habitadas o sitios visitados por el animal de estudio, además de los sitios que frecuenta.
- 4) suficiente personal familiarizado con el manejo de las trampas cámara durante el proyecto.
- 5) suficientes trampas cámara para fotografiar (o “capturar”) un mínimo de individuos de la especie de interés para generar un estimado de la abundancia.

Además, ayuda mucho tener:

- 1) alguien familiarizado con el área de estudio (guías).
- 2) caminos o senderos que faciliten el acceso al área.
- 3) trampas cámara extras para reemplazar si alguna se estropea.
- 4) una estimación a groso modo de la tasa de captura de la especie de interés.
- 5) aproximaciones del área de acción y conocimientos de la biología del animal estudiado.
- 6) GPSs.

¡ ANTES DE EMPEZAR EL ESTUDIO, HAGA UN PREMUESTREO !

Al igual que muchos proyectos de investigación, el valor de un premuestreo con trampas cámara es fundamental. Entre las ventajas tenemos:

- Familiarizarse con el equipo – Un premuestreo reduce la pérdida de datos debido a una mala instalación / monitoreo de las trampas cámara. Errores como apuntar mal las trampas respecto a la ruta que sigue el animal o fotos que carecen de claridad por estar las cámaras colocadas muy cerca o muy lejos del camino se pueden evitar practicando con el equipo antes del muestreo.

- Estimar la tasa de captura - Esto ayuda al investigador a estimar cuantas cámaras y cuánto tiempo deben estar instaladas en el campo a fin de coleccionar suficientes datos.
- Estimar el esfuerzo de monitoreo – Dependiendo del tipo de equipo utilizado, la frecuencia que las tarjetas de memoria, las baterías o los atrayentes deben ser reemplazados puede variar. Estableciendo cuántos animales (tanto los objeto como no-objeto) son fotografiados y cuánto duran las baterías bajo las condiciones de su área de muestreo, se puede estimar cuán seguido hay que revisar las trampas cámaras.
- Entrenar al personal de campo – Aunque el responsable del proyecto sepa usar las trampas cámara, un pre-muestreo ayuda a que el resto del personal involucrado en el estudio se familiarice con las técnicas para su instalación y monitoreo, asegurando que en caso que el responsable no pueda viajar al campo, el proyecto no fracase.

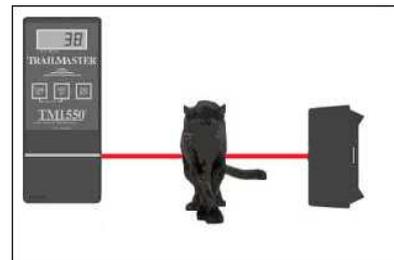
En resumen, un pre-muestreo le ayuda a que, cuando esté ejecutando el muestreo, maximice el número de capturas de su especie objeto; esto incrementa la precisión de su estimación de abundancia mientras ahorra tiempo, esfuerzo y recursos.

ANTES DE IR AL CAMPO

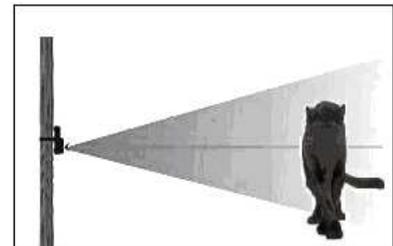
Selección del tipo de cámara

El trabajo de campo detallado en este manual depende de trampas cámara que son activadas por un animal. Las trampas cámaras (de acuerdo a como son activadas) pueden ser de dos tipos: activas o pasivas.

Trampas activas: Son las que toman una foto cuando un animal u objeto atraviesa un rayo infrarrojo. Estas trampas casi nunca pierden una especie objeto, pero son susceptibles a muchas capturas falsas, por ejemplo, hojas que caen o gotas de lluvia. En días lluviosos o de mucho viento se pueden gastar rollos enteros o llenar tarjeta de memoria con imágenes de nada.



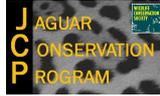
Trampas pasivas: Son activadas cuando un objeto con temperatura diferente al ambiente se mueve frente a la zona de detección. Estas cámaras son menos susceptibles a capturas falsas, pero corren peligro de ser “ciegas” cuando la temperatura ambiente es similar a la del animal. La luz directa del sol suele ser fuente de numerosas fotos falsas.



Tradicionalmente, las trampas cámara usaban películas. La mayor parte de los fabricantes descontinuaron estos modelos, produciendo solo trampas con cámaras digitales. La posibilidad de eliminar las películas, que muchas veces se dañaban por la lluvia o se atoraban con la humedad, hace posible que las trampas no tengan que ser visitadas con tanta frecuencia. Las nuevas cámaras digitales pueden funcionar buen tiempo con poca batería y sin que la tarjeta de memoria se llene. En zonas remotas, con áreas de muestreo literalmente a días de una vía de comunicación, esta es una gran ventaja. Los criterios para elegir una cámara digital incluyen: 1) disparo rápido tanto de día como de noche (fotos mas claras e individuos mas fáciles de identificar); 2) flashes nocturnos que balancean la iluminación con la distancia – no hay fotos con flash sobre expuesto ni animales muy oscuros; 3) capacidad de tomar fotos en serie – ya que los gatos pueden caminar rápido y la identificación individual usando el patrón de manchas suele ser el objetivo, varias fotos seguidas de un individuo maximizarán las posibilidades de identificación. Sabemos que las cámaras digitales capaces de sacar fotos en serie y la aplicación de un atrayente (como Obsession® de Calvin Klein®) puede hacer que un jaguar se detenga frente a la cámara y fotografiar múltiples ángulos del animal, maximizando las oportunidades de identificar al individuo (Isasi-Catalá 2012, Maffei *et al.* 2011b, Moreira Ramírez *et al.* 2011).

Como cada modelo de trampa cámara tiene sus propias características, la elección de uno de éstos dependerá del tipo de estudio (Swann *et al.* 2011). Esta es un alista de consideraciones a la hora de elegir una trampa cámara:

- *Precio* – Las trampas cámara digitales cuestan entre 150\$ y 650 \$. Con 60 – 100 trampas necesarias para una estimación de densidad de jaguares, los requerimientos económicos varían terriblemente. Sin embargo, las cámaras de calidad se pagan solas a largo plazo. Una inversión de 250\$ - 450\$ es lo normal para un equipo de buena calidad.
- *Características de las cámaras* – Estas pueden variar mucho entre los diferentes modelos y pueden afectar el número y calidad de fotografías: velocidad de disparo, capacidad de almacenamiento, vida de la batería y fotos monocromáticas vs. color. La calidad del sensor es la característica más importante, maximizando las fotos de los animales detectados, mientras que las fotos adecuadas para la identificación individual no necesitan ser de alta definición como para una publicación.
- *Experiencia técnica* – La mayoría de las trampas cámara precisan mucha experiencia para un uso adecuado, por ejemplo para programarlas al momento de instalarlas o reprogramarlas en caso de mal funcionamiento. Considere la cantidad de experiencia que tiene para instalar y monitorear las cámaras en el campo. Por ejemplo, bajar los datos de la tarjeta de memoria requiere mas conocimiento que simplemente reemplazar una tarjeta por otra cuando las cámaras son revisadas.
- *Monitoreo de las trampas* – Cuando la accesibilidad a la zona donde están las trampas es limitada, los viajes para monitorearlas serán menos frecuentes y se tiene que tomar en cuenta la vida de las baterías, tarjeta de memoria y el peso de la trampa. Recomendamos llevar al menos una unidad para reemplazar alguna trampa estropeada. Si el viaje toma mucho tiempo y las distancias son largas, lo ideal es que las trampas sean pequeñas y livianas.



- *Seguridad* – Aunque es virtualmente imposible evitar el robo de una trampa cámara, algunos modelos poseen dispositivos de seguridad. Los diseños mas seguros son los que tienen una caja metálica con un cable-candado para amarrarlos a un árbol. Si su zona de trabajo es segura, existen trampas sin dispositivos de seguridad, que son más livianos. Si la zona esta cerca de alguna comunidad, puede contratar personal de la misma para la instalación y monitoreo de las trampas y a la vez informar a la gente sobre el estudio (una estrategia exitosa en la Reserva de la Biósfera Maya, Guatemala).
- *Clima* – La mayoría de las trampas cámara vienen en cajas herméticas, algunas incluso pueden ser sumergidas. En la mayor parte de las zonas donde se realizan estudios de jaguares, lo ideal es tener unidades con excelente resistencia a la humedad y la lluvia.
- *Acceso a ayuda técnica* – Consulte con otros investigadores sobre su experiencia con los fabricantes. ¿Cual es la garantía de cada producto, precio promedio de una reparación, tienen centro de llamadas, cuanto tiempo tardan en reparar las cámaras? Todas estas consideraciones pueden hacer una gran diferencia en el número de trampas que queden funcionando en el campo.

Diseñando el estudio

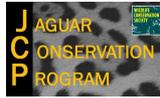
Ya que las trampas cámara son usadas para obtener diversos datos, como diversidad, presencia de especies, uso de ciertos recursos por la fauna, uso de hábitat y patrones de actividad (Maffei *et al.* 2002, Arispe 2007), cada uno de estos objetivos debe tener su propio diseño de muestreo. Un buen diseño para uno de estos objetivos, no necesariamente es el ideal para otro. A continuación nos enfocamos en estudios destinados a la estimación de abundancia y densidad aplicando análisis de captura y recaptura.

- Abundancia

Con el fin de estimar abundancia, la probabilidad de detección puede ser definida como la probabilidad de que un individuo sea detectado (fotografiado o capturado) si esta presente en el área de estudio durante el muestreo. La detección es una fuente de variación para la estimación de abundancia porque no todo los animales serán detectados durante un muestreo; los individuos tienen diferente variabilidad y la su detección también varía de acuerdo al tiempo y el espacio. La probabilidad de detectar un individuo durante el muestreo nos da la clave para convertir la muestra estadística en un estimado de abundancia o densidad. Las probabilidades de detección son un importante componente de cualquier estimación de abundancia o programa de monitoreo (O'Brien 2011).

- Los supuestos de captura-recaptura

Se tienen que cumplir dos supuestos críticos cuando se diseña un muestreo de captura y recaptura. Estos supuestos son discutidos en detalle por Karanth and Nichols (1998) y son resumidos a continuación.



Población cerrada: El modelo de captura-recaptura trabaja sobre una población cerrada, o sea que no hay nacimientos, muertes, inmigración ni emigración de individuos en el área de estudio durante el muestreo (O'Brien 2011). En realidad pocas poblaciones de jaguares son cerradas, así que en la práctica este supuesto se cumple limitando la duración del estudio. Mientras mas largo sea el estudio, mayor probabilidad de violar este supuesto. Basados en la historia natural de los tigres, Karanth & Nichols (1998) concluyeron que un lapso de tres meses es tiempo razonable para asumir que trabajamos con una población cerrada. De igual manera, estudios en leopardos han usado dos o tres meses (Henschel & Ray 2003). Varios estudios de jaguares han usado tres meses, pero la mayoría solo dos (Wallace et al. 2003; Silver et al. 2004; Maffei et al. 2004, 2011a, 2011b) como período de muestreo.

Todos los individuos tienen la probabilidad de ser capturados: El segundo supuesto es que cada individuo del área de muestreo tiene al menos la probabilidad de ser fotografiado o capturado (ej, existe por lo menos una trampa cámara en el área de acción de cada animal durante el estudio). Es importante darse cuenta que no todo jaguar del área de estudio tiene que ser registrado, pero sí que cada animal tiene por lo menos la oportunidad de serlo. Este supuesto indica cuán separadas puede colocar sus trampas cámaras y que superficie puede quedar con al menos una cámara. Las cámaras pueden estar tan cerca como el investigador desee, pero no debe haber huecos lo suficientemente grandes entre éstas como para que ocupe el área de acción de un jaguar. Una estrategia conservadora para satisfacer este supuesto es tomar el área de acción mas pequeña documentada para la especie objeto en su región geográfica como el área mínima en la cual debe haber una trampa cámara. Una vez que se conoce el área mínima, calcule el diámetro de un círculo con esa área; este diámetro es la distancia máxima que debe haber entre dos cámaras.

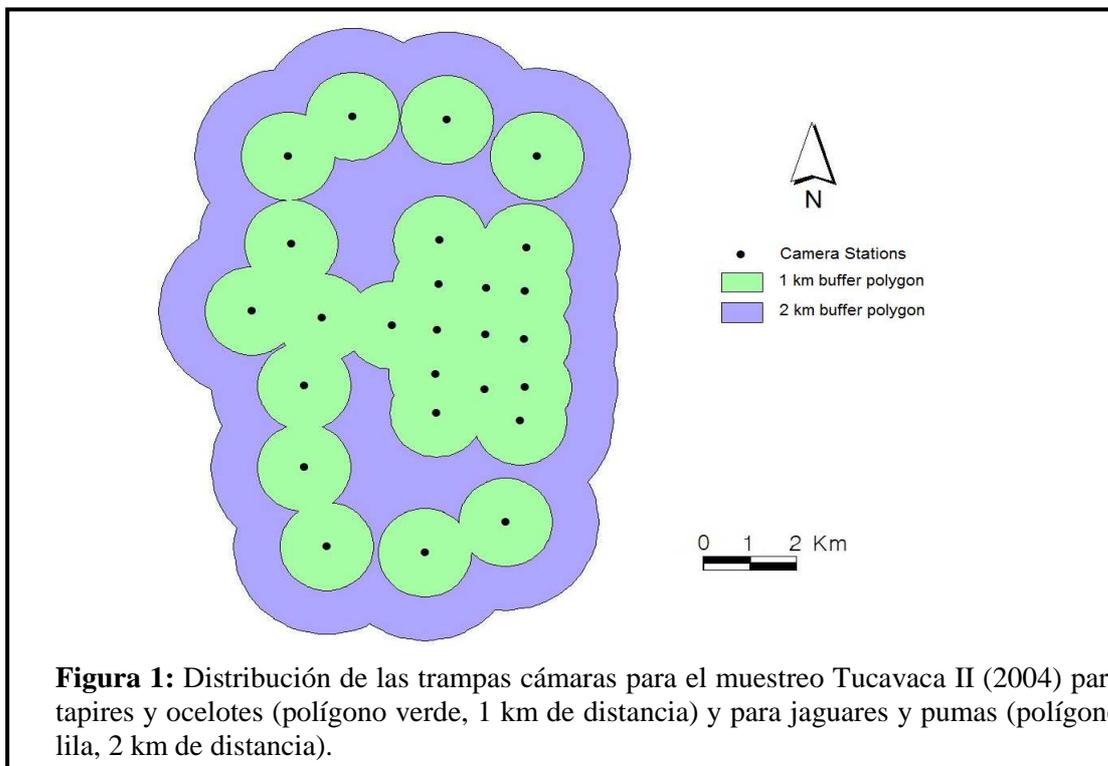
Las áreas de acción de las hembras generalmente son mas pequeñas que las de los machos (Cavalcanti & Gese 2009, Crawshaw & Quigley 1991, Rabinowitz & Nottingham 1986, Scognamillo *et al.* 2003). Inicialmente se recomendaba separar las estaciones de trampas cámaras basándose en un área de acción muy pequeña de 10 km² reportada en Belice (Rabinowitz & Nottingham 1986). A pesar de la validez de este dato, tomando áreas mas grandes de 10-65 km² registradas en Mesoamérica, generan diámetros de 3,2 – 8,1 km (Maffei et al. 2011b). Las áreas de acción registradas en Sudamérica tienden a ser mas grandes, con machos ocupando mas de 100 km² (Scognamillo *et al.* 2003, Cavalcanti & Gese 2009) y a veces varios cientos de kilómetros cuadrados (Tobler & Powell 2013). Densidades poblacionales bajas demandan áreas de muestreo muy grandes y mayor espaciamiento entre cámaras. En general, mayor espacio entre cámaras permitirá capturar más animales y por ende, un tamaño de muestra mayor, que es lo deseado. Un detalle es que las hembras recién paridas o con crías pequeñas tienen áreas de acción diminutas (Farell 1999), la que va aumentando con el tiempo.

El investigador tiene que sopesar entre muestrear una gran área con cámaras muy espaciadas y colocar las cámaras lo suficientemente cerca como para mantener la probabilidad de capturar por lo menos una vez cada animal. Sollman *et al.* (2011) colocó trampas a una distancia máxima de 3,5 km en un área con densidad de jaguares extremadamente baja en Brasil, mientras que Tobler & Powell (2013) sugieren entre 4 y 5 km de distancia entre cámaras basados en áreas de acción circulares de 50 y 80 km², la

primera parece ser una distancia razonable desde el punto de vista biológico, basados en el área de acción de una hembra en Venezuela y Brasil (Cavalcanti & Gese 2009, Crawshaw & Quigley 1991, Scognamillo *et al.* 2003). Es aceptable no registrar algunos individuos, ya que los métodos analíticos están basados en la probabilidad de detección, pero cada individuo tiene que tener por lo menos la probabilidad de ser capturado.

- Planificando el área de muestreo y la duración

La figura 1 muestra un ejemplo de la distribución de las estaciones de trampas cámaras. En el Parque Nacional Kaa Iya de Bolivia, se utilizó una distancia entre estaciones de 2 a 4 km (cuya área de acción es desconocida en este hábitat), versus el espaciamiento de 1 km para ocelotes y tapires (de acuerdo a las áreas de acción reportadas por estudios de telemetría en esta zona).



Mientras que no se ha establecido una distancia mínima entre estaciones de trampas cámaras, un muestreo no será significativo si las estaciones están concentradas en un área muy pequeña que solo fotografiará unos pocos individuos. Los jaguares, al estar en la cima de la pirámide alimenticia, tienen que cubrir grandes áreas para satisfacer sus necesidades alimenticias; entonces mientras más escasa sean las presas, mayor será su área de acción.

Los muestreos deben cubrir un área mucho mayor que el área de acción de un solo jaguar, ya que no se puede estimar la densidad muestreando a la escala de un solo animal. Estudios con radiotelemetría en Centroamérica reportaron áreas de acción de 10-40 km² (Rabinowitz & Nottingham 1986) en Belice, áreas de 32-59 km² (Ceballos *et al.* 2002) y de 25-65 km² (Nuñez *et al.* 2002) en México. Se espera encontrar áreas de acción mayores de los próximos estudios de telemetría en Centroamérica. Las áreas de acción estimadas para Sudamérica han sido mucho más grandes: 51-108 km² en Venezuela (Scognamillo *et al.* 2003) y 34-263 km² en Brasil (Cavalcanti 2008, Cavalcanti & Gese 2009); las áreas menores son de hembras y las



mayores de machos. Datos no publicados de colegas que estimaron las áreas de acción en otras zonas de Sudamérica reportaron hembras con más de 300 km² y machos aún más grandes. Muchos problemas surgen cuando se muestrean áreas pequeñas, el mayor de ellos es que las estimaciones de densidad se ven sobreestimadas.

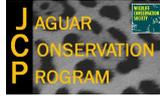
Aunque la distancia entre estaciones está dictada por el área de acción de las hembras, la estimación de las áreas de muestreo se basa en las áreas de acción de los machos. En simulaciones en las que se jugó con áreas de acción, número de estaciones de trampas cámara y área de muestreo (el polígono formado por las trampas cámaras) Tobler & Powell (2013) reportaron un sesgo positivo (sobrestimación) cuando el polígono de las cámaras era pequeño comparado con las áreas de acción, pero las simulaciones usando estimaciones covariadas de sexo (separando las áreas de acción de machos y hembras) no estaban sesgadas cuando el polígono de las trampas cámaras era igual o mayor al área de acción de un macho, notando que en el Pantanal brasileño un polígono de 200-300 km² (Cavalcanti and Gese 2009) sería suficiente. Sus resultados sugieren que, en áreas con bajas densidades de jaguares (<2 jaguares/100 km²), el polígono de las estaciones tiene que cubrir varias áreas de acción a fin de dar estimaciones de densidad confiables.

Tomando en cuenta las estimaciones de área de acción de jaguares con telemetría en Centroamérica, recomendamos que el polígono formado por las estaciones de trampas cámaras deben cubrir un mínimo de 120 km² (Maffei *et al.* 2011b). El detalle que un mínimo de 45 estaciones de cámaras se necesitan para cubrir un polígono de 120 km² separadas por 2 km, contra 20 estaciones para la misma área pero separadas por 3 km, muestra la importancia del espaciamiento respecto a la necesidad de equipo. Tobler & Powell (2013) sugieren un mínimo de 40 a 50 estaciones. Cuando el número de trampas cámara es limitado, diseñar el estudio en dos o tres grillas puede ayudar a alcanzar el área deseada para un muestreo representativo. En Sudamérica, donde se ha reportado áreas de acción grandes para jaguares, los muestreos deberían llegar a cubrir 500-600 km², y el polígono mínimo posible debe ser unos 300 km² (Maffei *et al.* 2011a, 2011b). Tobler & Powell (2013) recomiendan polígonos de 500 a 1.000 km² que si bien es científicamente válido, representa un reto logístico y financiero.

Si se desea hacer una estimación de densidad, el área de muestreo tiene que exceder el área de acción de un macho; si el equipo y logística no lo permiten, entonces el estudio se acerca más bien a un trabajo exploratorio o a un índice basado en el número de individuos registrados por esfuerzo (tiempo y espacio) más que una estimación de densidad.

No hay tiempo mínimo para la duración de un estudio, siempre y cuando se obtengan suficientes capturas y recapturas como para generar una probabilidad de captura. Basados en nuestra experiencia de campo, se ha recomendado períodos de muestreo de 45-60 días para grillas únicas, y no menos de 30 días para muestreos en varias grillas. Debido a que los jaguares típicamente caminan mucho, ocupan grandes áreas y pueden llegar a visitar el mismo lugar a intervalos de 7 a 10 días, lo ideal es dejar las trampas cámaras suficiente tiempo como para registrar estas visitas. Las simulaciones que corrieron Tobler & Powell (2013) mostraron que la precisión se ve reducida con 30 días de estudio y por eso recomiendan un mínimo de 60 días cuando la densidad y tasa de encuentro son altas.

Si el número de cámaras es limitado, el tamaño del polígono formado por las estaciones de muestreo se puede aumentar diseñando dos patrones de trampeo (o sea, dos grillas)



adyacentes y poner las trampas en dos períodos consecutivos. Usar todas las cámaras en la primer grilla en un período, por decir 5 semanas, y luego moverlas a la segunda grilla y dejarlas la misma cantidad de tiempo, otras 5 semanas. Cuando se analizan los datos, tratarlos como si las dos grillas fueron muestreadas simultáneamente; todos los jaguares fotografiados el día 1 de ambas grillas se consideran fotografiados en Día 1, los fotografiados en el segundo día de cualquier grilla se consideran fotografiados en Día 2, y así sucesivamente. Los animales capturados en diferentes días son considerados recapturas. Esta técnica puede repetirse nuevamente de ser necesario (agregando mas grillas), siendo los datos analizados de la misma forma recién explicada, pero teniendo el cuidado que la duración total del estudio no viole el supuesto de población cerrada.

Cuando se trata de hacer una inferencia sobre una gran área, raramente se puede muestrear toda el área de interés y se deben elegir algunas zonas representativas para muestrear. Si se quiere hacer inferencias que van más allá del área de muestreo (como extender la inferencia de un área de muestreo a todo un parque nacional), entonces se deben aplicar las reglas de estratificación o muestreo al azar para determinar la ubicación de una zona de estudio. Generalmente, las áreas de muestreo son elegidas porque parecen ser representativas del toda la zona de interés o porque son fáciles de acceder. Sin embargo, la representatividad no es fácil de evaluar y las áreas de fácil acceso no siempre son típicas de áreas no accesibles (O'Brien 2011).

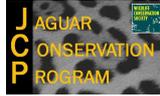
Afinando el diseño

Una vez establecido el diseño básico que satisface los supuestos, es necesario afinar la ubicación de las estaciones de trampas cámaras. Recuerde que la localización de las trampas no es al azar ni estrictamente sistemático. La ubicación de las estaciones debe maximizar la probabilidad de captura de la especie objeto, mientras cubre un área lo mas grande posible para fotografiar la mayor cantidad de individuos. Esto debe balancear la cercanía de las cámaras para no dejar huecos (todos los individuos de área tienen posibilidades de ser fotografiados) versus cubrir un área grande para fotografiar varios individuos. También es deseable que todos los individuos tengan mas o menos la misma posibilidad de ser capturados, para esto hay que tratar de mantener una distribución uniforme de cámaras en la zona de estudio. Se debe evitar poner varias cámaras en una zona y unas pocas en otras.

Para planificar su muestreo, empiece con un mapa del área de estudio. Marque los sitios con alta probabilidad de fotografiar la especie objeto, por ejemplo, caminos o senderos para el caso de jaguares u otros felinos. Separe sus cámaras lo máximo que pueda, sin perder sitios óptimos ni violar el supuesto de población cerrada. Recuerde que las cámaras van a tener que ser monitoreadas, así que manténgase atento a las limitaciones logísticas de su diseño.

Luego de que haya seleccionado los sitios ideales donde colocar las trampas, busque posibles huecos entre éstas y adicione cámaras extras o mueva otras ya existentes para taparlos. Algunas estaciones van a tener que ser colocadas en zonas sin rastros de animales, no coloque cámaras donde sabe que no van a registrar nada (ej, zonas muy inclinadas); muévalas hasta un sitio mejor.

Polisar obtuvo fotografías de jaguar usando senderos y caminos secundarios en Venezuela en 1998, notando que los machos caminan mas sobre los caminos que las hembras, las cuales



eran mas fotografiadas en los senderos. Muchos muestreos han aprovechado el hábito de los jaguares de usar caminos para transitar para maximizar las posibilidades de captura (Maffei et al. 2004, Harmsen 2006). Conde *et al.* (2010) reportó diferencias en el uso de hábitat entre machos y hembras en la Selva Maya de México, incluyendo el hecho que las hembras evitan los caminos, aunque las diferencias específicas entre el uso de caminos y senderos de acuerdo al sexo aún tienen que ser estudiadas.

En algunos casos es necesario abrir sendas nuevas para instalar las estaciones, pero en este caso lo ideal es hacerlo varios meses antes de iniciar el estudio para que los animales se acostumbren a usarlos (Arispe 2007, Maffei *et al.* 2011b). En algunas áreas es importante considerar los beneficios de estas sendas para el estudio con trampas cámaras versus la posibilidad de facilitar el acceso de cazadores.

Registre las coordenadas de las ubicaciones de las estaciones. Para propósitos de este documento, estas ubicaciones se llamarán “coordenadas predeterminadas”. Estas son su guía general para la ubicación de las cámaras, aunque la posición final puede diferir cuando ya esté en el campo (explicado en la siguiente sección).

CAPÍTULO II

COLOCACIÓN DE LAS CÁMARAS EN EL CAMPO

Antes de instalar las cámaras

Películas / tarjeta de memoria: Es fundamental que cada película o tarjeta esté etiquetada con la fecha en que fue extraída y el número (o posición) de la cámara antes que las mismas sean instaladas en el campo. Cuando las colecten las películas o tarjetas, tendrá docenas de ellos provenientes de 20-30 diferentes lugares.



Es vital que sepa la ubicación de todas sus fotografías a fin de ordenarlas para los análisis de captura y recaptura espacialmente explícitos (ver mas abajo).

Ajuste de fecha y hora: Las fotografías son inútiles sin la fecha y hora precisa de la captura. La fecha en la foto es esencial para determinar el evento individual de captura. Cada período de 24 horas es considerado un evento independiente, entonces todos los individuos capturados el mismo día se consideran una sola captura.



Los modelos de trampas cámaras difieren ligeramente en como presentan los datos de fecha y hora, lo importante es que estos datos sean consistentes a lo largo de todo el muestreo. Cuando la programación de las cámaras permite el ingreso de datos como nombre del sitio, número de la cámara o coordenada, no dude en hacerlo, le ayudarán mucho a asegurarse la procedencia de las fotos.

Lapso entre fotos: Todas las cámaras pueden ser programadas para esperar un tiempo entre una foto y la siguiente. Esto es importante, ya que grupos de turistas, tropas de chanchos de monte, aves u otros animales no objeto pueden quedarse frente a la cámara, resultando en decenas de fotos desperdiciadas, acabando los rollos, ocupando buena parte de la tarjeta de memoria o reduciendo la vida de las baterías. Este lapso entre fotos debe ser el resultado de las observaciones durante el premuestreo; lapsos largos puede resultar que no fotografiemos un segundo individuo acompañante y lapsos cortos pueden resultar en muchas fotos desperdiciadas, lo ideal es usar el mínimo lapso con el que se sienta cómodo.

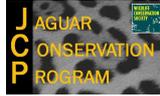
Cada estación de trampas cámaras debe constar de dos cámaras a cada lado del camino, senda o cañada, apuntando de forma perpendicular a la dirección que esperamos pase el animal. Se recomienda usar siempre dos cámaras por estación para asegurarse tomar ambos lados del animal, y así asegurar la identificación si una de las cámaras fallan.

Eligiendo el sitio de la estación

En el campo, el investigador tiene que encontrar el mejor lugar para instalar la trampa cámara de acuerdo a las coordenadas predeterminadas. El lugar exacto se elige en función de la máxima probabilidad de obtener fotos de la especie objeto y además que éstas sean de la mejor calidad. El objeto es capturar ambos flancos del animal, ya que en esta área es donde las marcas individuales son más fáciles de distinguir.

Una vez estemos en el lugar de las coordenadas predeterminadas, hay que buscar el lugar más cercano con posibilidades de que la especie objeto camine. Por ejemplo, caminos, sendas, bordes de ríos, playas, caminos de animales son usados regularmente por jaguares y otros gatos. Busque signos (huellas, rascaduras, heces) en la zona. Generalmente, si hay alguna señal en ese camino, aunque este lejos del sitio, es probable que todo el camino sea usado por la especie objeto.

- Busque si hay una posible ruta que el animal objeto pueda seguir – Elija un sitio donde el camino que seguirá el animal esté limitado a un área donde pueda ser fotografiado. Por ejemplo, un lugar con varias señales de presencia del animal, pero con varias sendas cruzando el área no será un buen lugar para colocar las trampas cámaras ya que no sabemos por cuál de estas sendas va a pasar el animal. Mientras mas sendas por la que puede circular el animal haya, menor será la probabilidad de captura. De igual forma, es poco probable fotografiar un animal en un área abierta y amplia, ya que los animales pueden caminar por cualquier parte. El lugar ideal para poner una trampa cámara es una senda única que atraviesa la vegetación y que tiene señales del animal objeto.
- Considere el punto de vista de la cámara – Un camino ancho tiene mas lugares por donde puede circular el animal y por ende el área que tiene que ser cubierta por el sensor será mayor. Recuerde que lo ideal es tener buenas fotos de las dos cámaras que están a un lado y otro del camino; la distancia entre éstas no debe ser mayor a la del alcance del flash.
- Considere el terreno – Lo ideal es que el suelo sea mas o menos plano. Caminos con badenes o montículos pueden afectar la función del sensor y perder valiosas fotografías. En un camino con una pronunciada inclinación, la cámara puede captar el animal a la altura del hombro cuando va subiendo, pero puede perderlo cuando va bajando. Tenga en mente todas las posibles rutas que sigue el animal.
- Muchos estudios han reportado mas machos que hembras (Maffei et al. 2011b). Mientras que los machos caminan mas que las hembras y son mas fotografiados, puede haber un sesgo colocando las trampas cámaras en rutas preferidas por los machos. Conde et al. (2010) reportaron diferencias en el uso de hábitat, con machos frecuentando zonas mas abiertas mientras que las hembras prefirieron zonas mas cerradas y evitaron los caminos. Estos datos complementan la sugerencia de Sollman (2011), Tobler & Powell (2013a), y Tobler *et al.* (2013) donde se debería aplicar modelos distintos para machos y hembras por las diferencias entre sexos debido al área de acción. Sin embargo, aunque Foster *et al.* (2010) sospechaban que habían diferencias de uso de hábitat entre sexos, no encontraron diferencias significativas. Se



recomienda colocar estaciones tanto en caminos anchos como en sendas angostas y tratar de muestrear todos los hábitats disponibles.

Instalando las trampas cámara

Una vez todos estos factores fueron considerados, pueden instalarse las trampas cámaras en el campo.

- Busque un lugar donde haya dos árboles o postes a ambos lados del camino o de la ruta donde se espera cruce el animal. Los árboles tienen que ser más o menos rectos, lo suficientemente delgados como para poder amarrar cómodamente la cámara, pero no muy delgados de manera que la cámara quede floja o el viento lo mueva. En el caso de trampas cámaras pasivas trate de minimizar la llegada del sol al suelo, o sea ponerlas en la sombra, ya que el calor puede disparar las cámaras o reducir la sensibilidad a animales endotérmicos. Las cámaras deben instalarse por lo menos a dos metros de distancia de donde se supone el animal pase, esto permite sacar fotos claras y completas del animal. Como el sensor tiene que estar a la altura del hombro de un jaguar, la trampa cámara debe instalarse a unos 50 – 70 cm del suelo. Hay que poner ambas cámaras levemente inclinadas hacia el suelo y apuntadas al mismo punto.
- Use palos frescos y ramas para ajustar/asegurar la trampa cámara al árbol o estaca en caso que esté floja o mal orientada. Use siempre palos vivos, ya que la leña vieja puede quebrarse o ser atacada por termitas.
- Una vez que la cámara está instalada, limpie el área entre la cámara y la ruta del animal de toda vegetación o cualquier objeto que pueda obstaculizar el funcionamiento del sensor o la toma de una buena foto; hierbas que se mueven con el viento ocasionan cientos de disparos falsos. Evite apuntar la cámara a objetos expuestos a la luz directa del sol, ya que pueden absorber calor y disparar el sensor.
- Pruebe el sensor de ambas cámaras cruzando en frente de ella. Haga esto a ambos lados del camino y por el centro también. Muchas cámaras vienen equipadas con una luz indicadora que titila cuando el sensor detecta un cuerpo. Lo mejor es simular el tamaño de la especie objeto (por ejemplo, caminar en cuatro patas si quiere registrar jaguares). Asegúrese que cada posible ruta del animal objeto ha sido probada, y que en cada caso se tomó una foto.



Guido Ayala y Maria Vizcarra probando una trampa cámara en Bolivia. Foto: Julie Maher

- Ocasionalmente, las limitaciones en el terreno, como zonas muy abiertas, impiden una buena cobertura de las cámaras a la zona de interés. En ese caso puede colocar ramas o cualquier objeto que obstruya el paso del animal por lugares que no están cubiertos por las trampas cámaras. Esta técnica es útil también cuando no puede instalar la trampa un poco lejos del camino y desea evitar que el animal pase muy cerca de la cámara y se tome una foto mal enfocada. Un sistema de enrejado puede evitar que el ganado cruce frente a las cámaras, pero deje pasar los animales silvestres (Rosas-Rosas 2006).
- En algunos estudios se han empleado atrayentes como Obsession de Calvin Klein o Channel N° 5 (originales o imitaciones) como cebo para jaguares. En la mayoría de los casos el perfume se rocía en un pedazo de tela o algodón pegado a una estaca y protegido con la mitad de una botella de plástico que se coloca invertida para evitar que la lluvia lave el perfume o que sea arrancado por algún animal. La estaca se clava entre las dos trampas cámara. El perfume tiene que ser repuesto cada 7 - 10 días. Es probable que este cebo no atraiga animales de distancias muy largas, pero ayuda a que el animal se detenga frente a las cámaras (distráido por el olor) y se tomen varias fotos de la especie y en diferentes ángulos, facilitando la identificación (Moreira Ramírez *et al.* 2011, Viscarra *et al.* 2011, García Anleu 2012).
- Isasi-Catalá (2012) usó pedazos de algodón impregnados con una imitación de Chanel No 5. Además usó frascos de comida para bebé, con un Tampax impregnado adentro y con huecos en la tapa para permitir que la esencia salga gradualmente. En la mitad, entre las dos trampas cámaras, se colgaba el frasco a una altura aproximada de un metro con la tapa perforada hacia abajo para evitar que la lluvia lavara el perfume. Esto, por un lado no dejaba que animales pequeños se llevaran el frasco y por otro, servía de referencia para medir la altura de los animales fotografiados. Cada vez que la estación era revisada, el algodón era impregnado con perfume nuevamente. Casi siempre se lograba que los animales (gran variedad de especies) se detuvieran frente a la cámara, tomando varias fotos y facilitando la identificación.

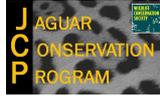


Jaguar frente a una botella con atrayente en la Mosquitia Nicaragüense, Reserva de la Biósfera Bosawas. Foto: Fabricio Días.



Jaguar oliendo una botella con esencia en la Reserva de la Biósfera Maya, Guatemala. Al fondo se puede ver la cámara con un techo metálico diseñado para ayudar a proteger la cámara de la lluvia, WCS Guatemala, foto: Rony García.

Finalmente, no olvide grabar la posición exacta de la cámara con un GPS



Monitoreando las cámaras

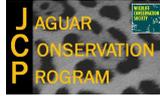
La cantidad de tráfico, tanto de especies objeto como no objeto, como la sensibilidad del modelo de trampa nos indicarán cuán seguido hay que revisar las cámaras para ver el estado de la película/memoria o las baterías. Es muy importante que no se agote la película/memoria durante el estudio ni las baterías, ya que esto crearía un hueco en el muestreo. Un premuestreo le ayudará a determinar el intervalo en el que tiene que revisar sus trampas cámaras.

Con las cámaras digitales, este tema ya no es de tanta preocupación (siempre y cuando las cámaras estén bien sujetadas a los árboles) como lo era con las cámaras de película. La posibilidad de monitorear las cámaras va a ser un factor limitante sobre cuántas cámaras se pueden instalar. Sea cuidadoso cuando estime cuán seguido hay que revisar las trampas. Asegúrese que cada película/memoria que saca de las trampas son etiquetadas con los datos de fecha, hora, número y localización de la cámara. Esta información debe a su vez ser traspasada a cada foto registrada de esa película/memoria en la base de datos destinada a almacenar y analizar los datos.

No olvide:

ETIQUETE SU PELÍCULA/MEMORIA CUANDO LA SAQUE DE LA CÁMARA

Muchos estudios con trampas cámaras no han fotografiado jaguares a pesar que la especie había sido reportada en el área. Podemos atribuir este hecho a: (1) fallas en las cámaras; (2) densidades de jaguares muy bajas; (3) el período de estudio no fue lo suficientemente largo; (4) falta de conocimiento sobre las rutas en las que circulan los jaguares combinado con colocar las trampas en lugares no idóneos (Maffei et al. 2011a).



CAPÍTULO III

DE REGRESO A LA OFICINA

Procesamiento y análisis de los datos

Cuando cada foto se vaya colectando en el campo, asegúrese que tiene todos los datos tiempo/lugar de procedencia. Una vez que todas las fotos se hayan colectado, identifique los individuos comparando las marcas individuales. Solicítele a un colega que identifique los individuos de las fotos por su lado y luego compare los resultados.

Un buen registro de los datos de procedencia de las fotos es crítico. Los datos se pueden ordenar en tablas de Excel, donde una versión simple puede contener la siguiente información:

	A	B	C	D	E	F
1	Animal	Fecha	Hora	Lugar	Número de foto	ID
2	Cerdocyon thous	28-oct-2005	23:58	Prog. 121,5	4797-0	
3	Tapirus terrestris	28-oct-2005	22:45	Prog. 118,5	4251-0 / 4250-0	E3M
4	Cerdocyon thous	29-oct-2005	22:20	Prog. 121,5	4797-2	
5	Panthera onca	29-oct-2005	22:58	Prog. 121,5	4244-2/4797-3	E2H
6	Tapirus terrestris	29-oct-2005	21:17	Prog. 118,5	4251-1 / 4250-2	E3M
7	Tapirus terrestris	29-oct-2005	00:09	Prog. 121,5	4244-1/4797-1	E3M

Donde:

Animal es la especie capturada

Fecha es la fecha cuando el animal fue fotografiado (que se marca en cada foto)

Hora es la hora en que el animal fue fotografiado (que se marca en cada foto). Use el sistema de 24 horas.

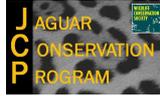
Lugar es la localización de la cámara (generalmente se usa un nombre fácil y se vincula éste a otra base de datos con la posición GPS de cada trampa)

Número de foto es el número asignado a cada foto en nuestra base de datos.

ID es la identidad de cada individuo, identificado a través de las marcas naturales.

Si quiere realizar análisis complementarios, puede incluir columnas adicionales con la información sobre número de animales fotografiados, sexo, edad, tipo de localización, hábitat, etc.

Con el afán de promover la estandarización de los datos y compartirlos con otros investigadores, Tim O'Brien de WCS desarrolló un formato mas complejo en Excel con tres hojas de trabajo vinculadas entre sí (O'Brien *et al.* 2010). La primera hoja provee los metadatos para la base de datos, el programa y el proyecto. La segunda provee información sobre cada película o memoria, incluyendo número de película, películas pareadas (de par de cámaras en una estación de trampas), localización de la trampa, tipo de hábitat, número de fotos con animales/gente/vehículos/en blanco, coordenadas, fecha y hora de colocación y retiro de la trampa, fecha y hora de la última foto, número de trampas/noche, modelo de la cámara. Estos datos permiten el cálculo del esfuerzo de captura y la efectividad de las trampas



cámara. La tercera hoja, vinculada a las dos anteriores, provee para cada foto, el nombre de la especie, fecha, hora, número de individuos, edad, sexo, hábitat y la identificación de la foto.

Con ambas clases de bases de datos, las fotos son gestionadas separadamente, ya sean impresas, negativos o archivos digitales. El investigador debe etiquetar cada foto para poder compararla con los respectivos datos. Por otro lado, los archivos para correr otros programas (CAPTURE, MARK, PRESENCE, DENSITY, SPACECAP, secr) se deben generar a mano.

Una alternativa es el programa Camera Base, desarrollado por Mathias Tobler (San Diego Zoo Institute for Conservation Research). Versiones 1.5 (Access 2003 / 2007) y 1.5.1 (Access 2010), que pueden bajarse gratis de <http://www.atrium-biodiversity.org/tools/camerabase/>.

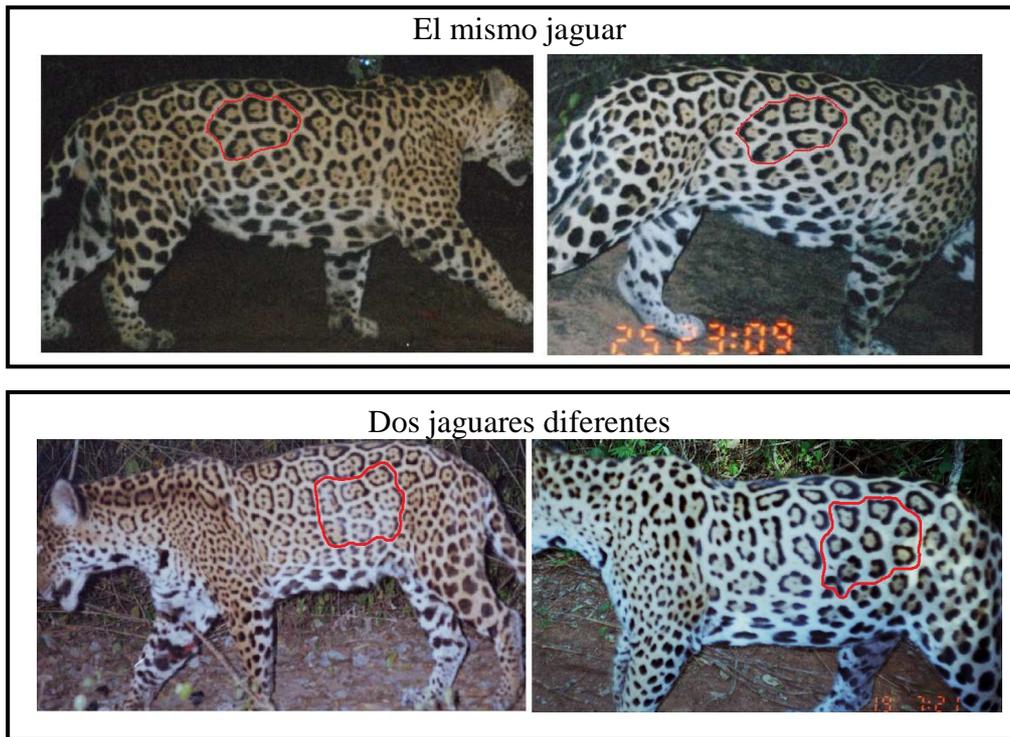
Este programa permite la importación de las fotos de cámaras digitales, leyendo automáticamente la información de fecha/hora de los datos EXIF. El investigador debe identificar la especie e individuo, información sobre la edad y sexo de cada foto; las fotos están vinculadas a los datos (localización, fecha, hora, hábitat). A la vez, el programa genera reportes sobre el número de fotos y la frecuencia de captura de cada especie, patrón de actividad (por horas, diurnos, nocturnos o crepusculares) y uso de hábitat. También puede calcular la distancia promedio viajada (MMDM por sus siglas en inglés) para cada especie con individuos identificados, y el usuario puede correr un análisis de captura y recaptura con Capture directo desde la base de datos. A la vez el programa marcará cada foto como un evento independiente o dependiente basado en un lapso mínimo entre fotos definido por el investigador y finalmente exportará los datos en formatos que puedan correr en MARK, PRESENCE, DENSITY, EstimateS, otros programas estadísticos y de SIG.

Identificación

La identificación de individuos con manchas o rayas (en el paisaje del Gran Chaco, jaguares *Panthera onca*, ocelotes *Leopardus pardalis*, gatos monteses *L. geoffroyi*, tigrillos *L. wiedii*, y jochis *Agouti paca*) es por comparación directa, facilitándose el trabajo cuando se tienen fotos de ambos lados (Arispe 2007). Las manchas y anillos en la cola (número, ancho, anillos completos o parciales) facilitan la identificación individual de los gatos y de los mapaches *Procyon cancrivorus* (Arispe *et al.* 2008, en el Anexo 1 se detalla como identificar algunas especies).

**ES IMPORTANTE COMPARAR SUS RESULTADOS CON LOS DE OTRO
INVESTIGADOR QUE ANALICE LAS MISMAS FOTOS
INDEPENDIENTEMENTE.**

La identificación de jaguares es por comparación directa, particularmente cuando se obtienen fotos simultáneas de ambos flancos (Arispe 2007). Una serie de programas de computadora analizan los datos poblacionales a través de captura y recaptura así como otras metodologías. En la pagina web de Patuxent Wildlife Research Center (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>) se puede encontrar una serie de estos programas con una breve descripción de cada uno para el análisis de poblaciones animales.



El programa mas usado para estimar la abundancia de una población cerrada usando fotos de trampas cámaras ha sido el programa CAPTURE (Otis *et al.* 1978; White *et al.* 1982; Rexstad & Burnham, 1991). Su utilidad para jaguares fue presentada en Silver (2004), sus ventajas y desventajas fueron discutidas por Foster & Harmsen (2011), y sus resultados comparados con otros modelos en Noss *et al.* (2012) y Tobler *et al.* (2013).

Índices de abundancia: Datos de trampas cámara para especies que no se pueden identificar a nivel de individuo.

Los estudios sistemáticos con trampas cámaras generan bases de datos inmensas de especies no-objeto, incluyendo especies presa de jaguares. Al igual que con el caso de los jaguares, los investigadores han usado tales datos para describir la abundancia, patrones de actividad y uso de hábitat. Además, han utilizado los datos de trampas cámara para comparar jaguares y carnívoros en general con sus presas en términos de abundancia, densidad, patrones de actividad o uso de hábitat (Griffiths & van Schaik 1993, Laidlaw & Noordin 1998, Maffei *et al.* 2003, O'Brien *et al.* 2003, Trolle 2003, Kawanishi & Sunquist 2004, Johnson *et al.* 2006, Weckel *et al.* 2006, Bowkett *et al.* 2007, Boas Goulart *et al.* 2009, Araguillín *et al.* 2010, Harmsen *et al.* 2010b, McCarthy *et al.* 2010, Montañaño *et al.* 2010, Espinosa-Andrade 2012). Al igual que con las bases de datos de jaguares, los datos de las demás especies pueden almacenarse en planillas de Excel o Access, tales como las bases de datos de Mathias Tobler descritas anteriormente (Tobler *et al.* 2008a)

En la mayoría de los casos, los datos de abundancia se reportan como capturas / 1000 trampas noche (considerando registros con un mínimo de una hora de distancia, hasta un día, como observaciones independientes de la especie) a fin de comparar las especies presa con los

jaguares, las especies presa entre sí o las especies presa entre sitios o a través de los años. En algunos casos se ha usado capturas / 100 trampas noche (Díaz-Pulido & Payán-Garrido 2012). La frecuencia de captura, expresada como capturas / 1000 trampas noche (Gerber *et al.* 2010, O'Brien *et al.* 2010, Jenks *et al.* 2011), se calcula multiplicando el número de fotos de una especie por 1000 y dividiendo este total entre el número de trampas noche que duró el estudio (número de trampas cámaras por la duración del estudio en días).

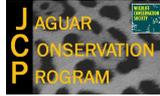
Una desventaja de este tipo de índice es que no distingue entre pocos individuos fotografiados muchas veces de muchos individuos fotografiados pocas veces cada uno. Una única foto de una especie que es gregaria, como los pecaríes, no refleja la cantidad de individuos que realmente tiene el grupo. Es necesaria información complementaria, como el tamaño de grupo a fin de aproximarse al valor real de la densidad y biomasa basándose en los registros de trampas cámara de la especie.

Carbone et al. (2001) argumentaron que la tasa de capturas fotográficas (foto capturas por unidad de tiempo) puede ser usada como un índice de la densidad de especies que no pueden diferenciarse individualmente. Sin embargo, esto requiere calibrar la relación entre la tasa de captura y la densidad, y medir la precisión de esta calibración (Jennelle et al. 2002, Foster & Harmsen 2012).

Un estudio diseñado para jaguares va a elegir sitios óptimos para registrar jaguares, y no necesariamente para maximizar capturas de otras especies de las cuales el jaguar depende, ni para un estudio al azar en toda el área. Diferentes investigaciones han tenido resultados diversos en cuanto a las tasas de captura de especies presa en caminos versus sendas (Trolle & Kéry 2005, Weckel *et al.* 2006). Trampas cámaras instaladas con el objetivo de capturar jaguares pueden dejar pasar micro hábitats o ubicaciones específicas para otras especies. Los jaguares en algunas zonas dependen de presas acuáticas o semiacuáticas como tortugas o caimanes, o especies semiarborícolas, que van a estar ausentes o subrepresentadas en estudios con trampas cámara (Cavalcanti & Gese 2010, Emmons 1987, Emmons 1989, O'Brien *et al.* 2010, Polisar *et al.* 2003, Weckel *et al.* 2006). Además de usar senderos de animales (Weckel *et al.* 2006), algunos estudios han instalado las trampas cámara en salitrales (Maffei *et al.* 2003, Araguillín *et al.* 2010) y ojos de agua. Todos estos pueden registrar especies presa, pero con el potencial sesgo de: 1) se deben reconocer las limitaciones y 2) es difícil de comparar. Por ejemplo, los salitrales tienden a atraer ungulados más que otras especies, como consecuencia la abundancia de estas especies puede sobreestimarse, y la comparación con caminos y sendas se complica.

Mathias Tobler y sus colegas resumieron algunas de las limitaciones de obtener conclusiones a partir de comparaciones de frecuencias de capturas entre especies:

Creemos que la frecuencia de captura es un índice relativamente pobre para la comparación de la abundancia relativa de especies debido a una variedad de factores como las diferencias en el comportamiento de cada especie [p.ej. si usan o evitan los caminos, parcialmente arborícolas vs. exclusivamente terrestres o especialistas vs. generalistas], tamaño de la especie [animales grandes son mas fácilmente capturados por las trampas cámaras], área de acción [animales con áreas de acción mas grandes se mueven más y tienen más cámaras en su área de acción]o variación simplemente estocástica como puede



verse en las grandes diferencias en las frecuencias de captura entre varias especies (Tobler et al. 2008a).

Foster & Harmsen (2012) advirtieron sobre usar investigaciones diseñadas para una especie con especies que podrían usar hábitats diferentes:

Usando el mismo diseño de muestreo para múltiples especies puede producir estimados de densidad imprecisos debido a que la localización, distancia y área de muestreo óptima para una especie puede no ser la óptima para otra. La variación interespecífica reflejada en la tasa de captura puede generar diferencias en la abundancia o la probabilidad de detección entre especies (Foster & Harmsen 2012).

Debido a estas limitaciones, Tobler *et al.* (2008b) y O'Brien (2010) reportaron que:

Las frecuencias de captura no pueden compararse de manera significativa entre especies, sitios o periodos a menos que se estime la probabilidad de captura (Tobler et al. 2008b, O'Brien 2010).

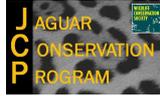
Según Caughley (1977) citado por Williams *et al.* (2001):

Un índice de abundancia o densidad es cualquier correlación de la densidad.

La palabra clave es la *correlación* entre la frecuencia de captura y la abundancia. Usualmente hay un relación positiva entre las frecuencias de captura y la abundancia o densidad. Al mismo tiempo, rara vez se ha establecido que un índice mide la proporción constante de la población. Como resultado, cuando varía la probabilidad de detección se pueden malinterpretar los resultados de la abundancia (Conn *et al.* 2004). A la luz de estas limitaciones, recomendamos como mucho comparar las frecuencias entre las mismas especies y entre los mismos sitios, provenientes de estudios que mantuvieron constantes sus estaciones, hábitat y duración.

Cuando las estaciones, área, tiempo y hábitat se mantienen constantes, grandes contrastes, como muchas estaciones capturando chanchos de monte (*Tayassu pecari*), contra pocas (por ejemplo 75% de las estaciones registrando la especie contra 5% en la misma área) son indicadores de la tendencia de la especie. Del mismo modo, si en un estudio se registran muchas fotos de venados (*Mazama americana*) y en otro muy pocas, a pesar que las condiciones son similares, las diferencias no pueden pasarse por alto. El punto crucial de todo esto es que cuando se hacen comparaciones, se deben hacer entre estudios con condiciones similares.

Al igual que con los jaguares, la identificación individual permite una estimación mucho mas precisa de la densidad poblacional usando modelos de captura y recaptura. Tal identificación es posible para algunas especies presa como tapires, armadillos gigantes o *Agouti paca* (Ver ejemplos en Anexo 1). Sin embargo, además de las limitaciones descritas anteriormente, en un estudio diseñado para jaguares, la distancia entre trampas cámara, podría no ser la óptima para estimar densidad de especies con áreas de acción menores. Para estas especies, la grilla mostraría muchos huecos donde algunos individuos van a tener probabilidad cero de ser

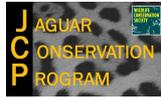


capturados, violando el supuesto de los modelos de captura y recaptura (O'Brien 2011, Foster & Harmsen 2012).

Una opción para este tema y aprovechar el diseño para jaguares, es instalar grillas internas simultáneamente, para rellenar estos huecos (Araguillín et al. 2010, Espinosa-Andrade 2012). Debido a que la probabilidad de detección varía de acuerdo a la especie, así como en el espacio y tiempo, Pollock y sus colegas (2002) recomiendan un doble muestreo, incluyendo una grilla para obtener el índice de abundancia y una submuestra menor para estimar la probabilidad de detección. Si fuéramos a hacer esto mas seguido, podríamos evaluar/validar las inferencias sobre abundancia estimadas con los índices de frecuencia de captura.

Un método alternativo para estimar la abundancia relativa espacial, mas que estrictamente numérica, es la “ocupación por parches” (MacKenzie *et al.* 2002, 2003, MacKenzie & Royle 2005, McShea *et al.* 2009, Licona *et al.* 2010, O'Connell & Bailey 2011). Los datos sobre especies presa provenientes de trampas cámara pueden analizarse usando modelos de ocupación para evaluar selección de hábitat en las áreas de muestreo, abundancia relativa en zonas grandes, o diversidad de especies basada en especies observadas y el número de número de especies presentes pero no observadas (MacKenzie *et al.* 2006, O'Brien 2008, Tobler *et al.* 2008a, 2008b). Un índice simple de ocupación por parches se puede calcular usando la proporción de cámaras que registran la especie – sin sacar mayores conclusiones. El programa PRESENCE 5.5 (Hines 2012, <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>) estima la proporción de cámaras en que la especie objeto está presente, de acuerdo con las probabilidades de captura, aunque la especie no haya sido registrada en muchas estaciones. Tal como CAPTURE utiliza la historia de captura y recaptura par estimar el total de individuos en el área, incluyendo individuos no observados, PRESENCE usa la historia de captura y recaptura con modelos basados en la probabilidad de detección para estimar el número de estaciones de trampas cámaras donde la especie esta presente, incluyendo estaciones donde la especie no fue registrada.

Si hay suficientes datos, se pueden incorporar variables adicionales al análisis de ocupación por parches a fin de evaluar las preferencias de hábitat o las respuestas a alteraciones antropogénicas. Sollman et al. (2012) usaron modelos de ocupación basados en trampas cámaras para evaluar las correlaciones entre puma y jaguar y la disponibilidad de agua, caminos y hábitats densos. Karanth et al. (2011) examinaron la influencia de la abundancia de presas y la alteración antrópica en estudios de ocupación basados en signos de presencia de tigres. Las variables que Zeller et al. (2011) evaluaron cuando analizaron datos de entrevistas sobre especies presa del jaguar incluyeron porciones de bosque, humedales, acceso al agua y distancia a áreas protegidas.



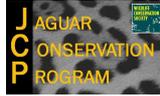
DETALLES ADICIONES SOBRE EL DISEÑO DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE DATOS

Distancia entre cámaras: Dillon & Kelly (2007) reportaron que cuando la distancia entre estaciones de trampas cámara es grande comparada con el área de acción de la especie objeto (3 km para ocelotes en su estudio de Belice), las distancias de desplazamiento de la especie registradas por las cámaras son relativamente grandes, seguramente reflejando movimientos inusuales de animales, que se están dispersando por ejemplo, y la densidad poblacional resultaría subestimada. Wegge et al. (2004) reportaron que incrementando la distancia entre estaciones mas de 1 km subestimaba la abundancia de tigres. Sin embargo, otro estudio sobre tigres reportó que el incremento en la densidad de estaciones simplemente incrementaba la probabilidad de captura y la precisión de las estimaciones poblacionales (Harihar et al. 2009). Obviamente, la distancia entre estaciones puede ser excesiva, sin individuos registrados mas de una cámara, y como consecuencia sin estimaciones del desplazamiento de la especie. Al mismo tiempo, las estaciones muy separadas pueden perder individuos que tienen áreas de acción pequeñas, violando el supuesto de que cada individuo tiene al menos una probabilidad de ser capturado (O'Brien 2011, Foster & Harmsen 2012). Dillon & Kelly (2008) sugirieron que la distancia entre estaciones debe maximizar la probabilidad de capture, incorporando al menos dos estaciones por área de acción, lo que concuerda con Tobler & Powell (2013), que encontraron que la distancia máxima que daba resultados confiables era de la mitad del diámetro del área de acción.

Machos vs. hembras: Con las fotos de trampas cámara a menudo se puede identificar el sexo del individuo. Sin embargo, no se sabe cual es la relación de sexos en la población silvestre, entonces no se puede confirmar sesgos en la estimación de sexos de individuos identificados con trampas cámara, por ejemplo si se encuentra un sesgo hacia los machos en las fotos (Silver et al. 2004, Maffei et al. 2011a) no necesariamente refleja un verdadero dominio de los machos en la población. Este sesgo puede ser el debido al lugar donde se colocan las trampas cámaras combinado con el comportamiento de los animales, que resultan en pocas capturas de hembras. Asumiendo que las hembras son mas difíciles de detectar que los machos y se mueven menos distancias (como lo reportó Karanth et al. 2011b para tigres), una solución es estimar por separado la densidad de los machos y las hembras (Sollman et al. 2011, Tobler et al. 2013).

Comportamiento: Bridges & Noss (2011) resumieron como las trampas cámara han sido usadas en una gran variedad de temas, incluyendo predación de nidos, forrajeo, horarios de actividad, división social, reproducción y uso de hábitat. Mas adelante se discuten temas de actividad y uso de hábitat.

Patrones de actividad: Las trampas cámara son bastante usadas para describir los patrones de actividad. La ventaja es que generalmente monitorean diversos puntos las 24 horas del día por varias semanas. Las observaciones independientes, generalmente son fotos en una misma estación de la misma especie con por lo menos una hora de diferencia, se pueden agrupar por horas (24 grupos) o por período del día (noche, amanecer, día, atardecer) a fin de describir la actividad. Una gran ventaja es que no se necesita identificar a los individuos de cada especie y el patrón de actividad se puede describir para todas las especies fotografiadas durante el estudio (Maffei et al. 2002, Noss et al. 2003, 2004, Trolle 2003, Maffei et al. 2004, 2005, Gómez et al. 2005, Cuéllar et al. 2006, di Bitetti et al. 2006, Grassman et al. 2006, Maffei et al. 2007a, Arispe et al. 2008, Ayala et al. 2010).



Los registros de actividad de las trampas cámara también son usados para evaluar la segregación del nicho entre especies simpátricas (de Almeida Jácomo et al. 2004, Maffei et al. 2007b, Kelly & Holub 2008, di Bitetti et al. 2009, Harmsen et al. 2009, Ridout & Linkie 2009, Monroy-Vilchis et al. 2009, di Bitetti et al. 2010, Romero Muñoz et al. 2010), o las relaciones temporales y espaciales entre predadores y presas o la relación entre la actividad de la fauna y las intervenciones humanas (Griffiths & van Schaik 1993, Laidlaw & Noordin 1998, Kawanishi & Sunquist 2004, Johnson et al. 2006, Weckel et al. 2006, Ngoprasert et al. 2007, Lucherini et al. 2009, Paviolo et al. 2009, Davis et al. 2011, Harmsen et al. 2011). Además de la hora, algunas cámaras digitales registran en cada foto datos ambientales como temperatura y humedad, datos que pueden servir de comparación para algunos estudios.

Uso de hábitat: Algunos estudios han reportado preferencias de hábitat comparando índices de abundancia de acuerdo a categorías de hábitat en los que las cámaras estaban instaladas (Trolle 2003, Bowkett et al. 2007, Boas Goulart et al. 2009, Harmsen et al. 2010b, Foster et al. 2010, Davis et al. 2011).

Índice de supervivencia: Se pueden llevar a cabo análisis de poblaciones abiertas en los casos en que se puede identificar a los individuos a lo largo de varios años, y se pueden repetir los censos con trampas cámara (O'Brien 2011). Karanth y sus colegas usaron datos de trampas cámara de tigres con modelos de captura y recaptura para poblaciones abiertas para estimar parámetros demográficos claves, tales como abundancia, tasa de supervivencia anual y tasa de reclutamiento (Karanth et al. 2006, 2011). Balme y sus colegas usaron trampas cámara antes y después de acciones de conservación para reducir los conflictos entre humanos y leopardos, encontrando que la tasa de crecimiento anual se incrementó rápidamente (Balme et al. 2009b). Otros estudios proveen detalles en cómo correr modelos jerárquicos de captura y recaptura espaciales para extenderlos a poblaciones abiertas usando WinBUGS (Gardner et al. 2010, Royle & Gardner 2011).

Métodos complementarios para estimaciones de densidad: Cuando sea posible, las estimaciones de densidad derivadas de estudios de trampas cámara deben ser comparadas con otros estudios ejecutados en un sitio similar. Por ejemplo, estudios de trampas cámara y de radiotelemetría de jaguares (Soisalo & Cavalcanti 2006) y ocelotes (Maffei & Noss 2008), y con ADN fecal en el caso de tigres (Gopalaswamy et al 2012) y leopardos de las nieves (Janečka et al. 2011). El ADN fecal puede analizarse usando los mismos métodos de captura y recaptura a fin de estimar densidad. La radiotelemetría provee información fundamental para el diseño de muestreo de estudios con trampas cámara (para jaguares ver Rabinowitz & Nottingham 1986, Núñez et al. 2002, Scognamillo et al. 2003, Cullen et al. 2005, Cavalcanti 2008, Cavalcanti & Gese 2009, Conde et al. 2010).



CAPITULO IV

ESTIMACIÓN DE DENSIDAD

El programa Capture estima la abundancia, no la densidad, la cual debe ser calculada a con el área de muestreo, que se obtiene a partir del polígono formado por las trampas cámara, aumentando un borde con la mitad o toda la distancia máxima recorrida (MMDM por sus siglas en inglés) por individuos registrado en al menos dos estaciones distintas (Wilson & Anderson 1985, Karanth & Nichols 2002, O'Brien 2011). Esta “área efectiva de muestreo” (que no es lo mismo que el polígono formado por las trampas cámaras, que se forma uniendo las estaciones extremas) es necesaria para incluir aquellos animales cuya área de acción solo está cubierta parcialmente por el polígono. Hay dos formas de obtener el área efectiva de muestreo, uno, agregando el borde como un círculo alrededor de cada estación, y otro, alrededor del polígono formado por las cámaras externas (Silver 2004). Desafortunadamente, este sistema no tiene base teórica para vincular la abundancia con el área de muestreo y obtener la densidad (Williams et al. 2002, Royle et al. 2009a) y ha sido cuestionado principalmente porque el tamaño del borde está en función del área cubierta por las trampas (Maffei *et al.* 2011a, b, Tobler & Powell 2013).

El mayor problema con este sistema ha sido el relacionado con áreas de muestreo pequeñas, menores al área de acción de la especie objeto, que reportan MMDM pequeños y que no son el reflejo de los verdaderos movimientos del animal, y como consecuencia, sobreestimando la densidad. Soisalo y Cavalcanti (2006) compararon estimaciones de densidad con telemetría versus estimaciones de densidad con Capture y concluyeron que era mejor usar todo el MMDM. Las recomendaciones de Maffei y Noss (2008) y Maffei et al. (2011a, b) concuerdan con ello; usando todo el MMDM las estimaciones de densidad son menos sesgadas que usando $\frac{1}{2}$ MMDM.

Maffei et al. (2011a) recomendaron que muchas de las estimaciones de primera generación sean tomadas como preliminares hasta que áreas mayores puedan ser estudiadas ($>500\text{km}^2$), y recomendaron que los muestreos futuros deben cubrir áreas grandes para confirmar si las estimaciones de densidad son consistentes cuando el área de muestreo se incrementa. Foster and Harmsen (2012) analizaron el tema del área efectiva de muestreo en detalle, y concluyeron que estimar las áreas de acción y movimientos a partir del área de muestreo necesita mas estudios (incluyendo sus simulaciones). Ya que machos y hembras tienen grandes diferencias en cuanto a sus áreas de acción, Foster and Harmsen (2012) también sugirieron que la estimación de acuerdo al sexo del MMDM puede reducir la heterogeneidad de los datos, sugiriendo estimaciones de densidad separadas. Sollman et al. (2011) y Tobler & Powell (2013) realizaron análisis específicos por sexo, con resultados positivos aún cuando las muestras eran pequeñas. Resultados preliminares basados en el análisis de datos publicados (Noss et al. 2012) y no publicados usando dos modelos espacialmente explícitos (detallados mas adelante) sugieren que estudios con polígonos grandes, las estimaciones de densidad con Capture se aproximan a los anteriores. Usando datos simulados Tobler & Powell (2013) sugirieron usar el MMDM completo; sus resultados no mostraron sesgo cuando el polígono formado por las trampas cámara era igual o mayor al área de acción de un macho.

Las limitaciones de las estimaciones con Capture llevaron al desarrollo de los modelos de captura y recaptura espacialmente explícitos (SECR por sus siglas en inglés) que se presentan en este manual.

Caja 2: Que es R?

R es un lenguaje y ambiente para los cómputos estadísticos y gráficos. R provee de una gran variedad de técnicas estadísticas (modelos lineales y no lineales, pruebas estadísticas clásicas, análisis temporales, clasificación, agrupación, etc.) y gráficas. El lenguaje S es a menudo el vehículo seleccionado para la investigación en la metodología estadística, y R provee una ruta de Fuente Abierta para la participación en esa actividad.

R es una serie de programas para la manipulación de datos, realizar cálculos y elaborar gráficos (Venables & Smith 2009, Adler 2010). Incluye:

- un manejo efectivo de datos y de almacenamiento
- una serie de operadores para la matriz de cálculos
- una serie de herramientas para el análisis de datos
- gráficos para mostrar el análisis de datos ya sea en la pantalla o para impresión
- Un lenguaje de programación simple y efectivo que incluye condiciones, circuitos, funciones recursivas y facilidad para el ingreso y salida de datos.

El término “ambiente” tiene el objeto de caracterizar un sistema totalmente planeado y coherente, mas que un aumento de herramientas e inflexibles, como suele ser el caso con otros programas para el análisis de datos.

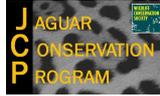
R, como S, está diseñado como un verdadero lenguaje de computadora, y permite a los usuarios aumentar nuevas funciones. Gran parte del sistema está escrito en el dialecto R de S, el que facilita a los usuarios seguir los algoritmos realizados. Para tareas intensivas de computadora, pueden vincularse C, C++ y Fortran y ser corridos al mismo tiempo. Usuarios avanzados pueden escribir el código C para manipular los objetos R directamente.

Muchos usuarios pensarán que R es un sistema estadístico. Nosotros preferimos definirlo como un ambiente en el que se implementan técnicas estadísticas. R puede extenderse fácilmente con paquetes. Hay ocho paquetes disponibles con R y muchos otros con CRAN, accesibles vía Internet, como **SPACECAP** y **secr**.

Los avances recientes de los modelos de captura y recaptura espacialmente explícitos (SECR) han resultado en una nueva técnica que estima la densidad usando información de la historia de captura en combinación con la ubicación de las capturas individuales, bajo un análisis ya sea Bayesiano o de probabilidades (Borchers & Efford 2008, Royle & Young 2008, Gardner et al. 2009, Royle et al. 2009a, Royle & Gardner 2011). Vea en el Anexo 2 explicaciones sobre algunos términos utilizados aquí, ya que se relacionan con los dos modelos de estimación poblacional que son presentados en las siguientes secciones de este manual.

DENSIDAD

Los supuestos clave para los modelos SECR es que los animales tienen áreas de acción circulares que están distribuidas al azar y que las capturas sucesivas son independientes. La probabilidad de captura es una función en declive de la distancia entre los centros de área de acción y las trampas cámara, directamente análogo a una función de detección en la distancia



de muestreo (Efford 2004, Royle et al. 2009a). Efford y sus colaboradores (2004, 2009) ofrecen el programa de computadora DENSITY (<http://www.otago.ac.nz/density>) que opera en una interfase de Windows y que necesita dos archivos de ingreso para correr los datos: la distribución de las trampas (*trap layout*) y los detalles de la captura (*capture data*). Además se requiere información adicional como el tipo de modelo de captura y un valor de borde para la estimación del área de muestreo.

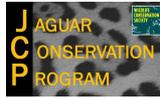
→ Ver Anexo 3 para detalles de cómo ingresar los datos al programa.

Actualmente hay disponibles dos programas para correr los modelos SECR en lenguaje R (ver Caja 2): una versión R para DENSITY llamada *secr* y *SPACECAP*. Si bien estos programas tienen manuales completos, a continuación se resumen detalles de su funcionamiento

SECR PARA R

El programa R, desarrollado por Efford y sus colegas (2009, <http://www.otago.ac.nz/density>) usa probabilidades para los modelos SECR. Efford (2010) provee un manual detallado. Una vez que haya subido el programa *secr* a R en su computadora, se puede correr el análisis usando el comando R (ver caja 3 con un ejemplo), así como los dos archivos de ingreso descritos para el programa Density, el tipo de modelo de captura y un valor de borde para la estimación del área de muestreo, que se recomienda que sea cinco veces el diámetro del área de acción de la especie objeto. Por ejemplo, los análisis de los datos del Parque Nacional Kaa Iya en Bolivia, utilizaron 15.000 metros para jaguares y pumas y 6.000 metros para ocelotes y tapires. Se especificó *null model*, la función *half-normal detection* y el proceso de encuentro *binomial* o *Bernoulli*. El programa *secr* crea automáticamente una red para el análisis basado en la distribución de las trampas cámaras y el borde, a menos que el usuario cree su propia 'máscara'. Para este análisis se dejó la red que viene de fábrica, que generalmente está entre 0,5 y 1 km de distancia (Noss et al. 2012).

La probabilidad de captura (P) se describe como una función de la distancia (d) del centro del área de acción a la trampa cámara, cuando no hay competencia. $P_{ij} = g_0 \exp(-d_{ij}^2/(2\sigma^2))$, donde g_0 es la probabilidad de captura cuando la trampa esta localizada exactamente en el centro del área de acción, y σ es una medida del tamaño del área de acción (Buckland et al. 1993, Efford 2004). El modelo que es mas relevante para los estudios con trampas cámara es el Bernoulli o modelo binomial de encuentro. Bajo este modelo, un individuo puede ser capturado como mucho una vez en cualquier trampa. Aunque los animales pueden visitar una estación de trampas cámara varias ocasiones en un tiempo determinado, múltiples visitas durante un corto tiempo (p. ej. una noche) es probable que no sean independientes y casi no van a proveer información. Los estudios de tramas cámaras generalmente consideran un período de 24 horas como un intervalo de trampeo, reportando una captura, aunque haya varias visitas de un animal a esa trampa el mismo día (Royle & Gardner 2009).



Caja 3: Comando R para secr, modelo de probabilidad incondicional, muestreo con trampas cámara jaguares en Cerro 2002.

```
library(secr)
capthist<-read.capthist('C:\\secr\\Cerro2002Jaguaresdensidad.txt',
'C:\\secr\\Cerro2002y2003Ubicaciones.txt',
detector='proximity',fmt='trapID', noccasions=60)
buffer=15000
secr.0 <- secr.fit (capthist , model = g0 ~ 1, trace = FALSE,
buffer=buffer)
secr.0
```

El modelo “half-normal” de capturabilidad intrínseca fue descrito por primera vez por Calhoun & Casby (1958), y tiene mucho en común con los modelos de detección usados en el análisis de distancia y redes de trampas (Buckland et al. 1993, Link & Barker 1994, Borchers et al. 2002). El supuesto fundamental para el análisis de distancia es que los individuos ubicados exactamente en una transecta o frente a un receptor son registrados sin error ($g_0=1$). Ver Anexo 2, donde se describe brevemente las funciones de detección

Un supuesto fundamental es que los animales ocupen áreas de acción fijas. No se puede asumir que el programa funcione con una alta proporción de individuos nómadas o pasajeros, y su robustez en estos casos tiene que ser estudiada.

El aspecto más débil de este nuevo método es probablemente el supuesto de que \bar{d} , la distancia media observada entre capturas sucesivas de un individuo, provee información confiable sobre σ , la escala espacial de la función de detección. Este supuesto se justifica cuando las ocasiones de captura sucesivas son independientes... Otra violación de los supuestos afecta la precisión de las estimaciones, mas que causar un verdadero sesgo. Áreas no circulares, dispersión de varios animales y variaciones individuales de g_0 y S , afectan la varianza de las estimaciones de densidad con este método (Efford 2004).

La Caja 4 muestra un ejemplo de los resultados de secr. Estos resultados incluyen los parámetros ajustados junto con el error estándar (SE), los límites de confianza superior e inferior al 95% (lcl, hcl):

- D es la estimación de densidad (1.464315e-04 individuos / ha o 1.46 individuos / 100 km²)
- g_0 es la probabilidad de captura (5.209954e-03 or 0.005)
- sigma es la medida del tamaño del área de acción (4,104 m)

Box 4: resultados de secr (del ejemplo de la Caja 3).

link	estimate	SE.estimate	lcl	ucl
D	log 1.464315e-04	8.536679e-05	5.072496e-05	4.227148e-04
g_0	logit 5.209954e-03	1.974809e-03	2.475666e-03	1.093107e-02
sigma	log 4.104624e+03	1.110821e+03	2.437663e+03	6.911512e+03

→ Ver Anexo 4 para detalles en como ingresar los datos a este programa.

SPACECAP

El programa Spacecap de R aplica una aproximación Bayesiana, especificando el mismo modelo que fue usado en el programa secr de R y usando Markov-chain Monte Carlo (MCMC) para simulaciones de cada centro de área de acción (Gardner et al. 2009, Gopalswamy et al. 2012b, Repucci et al. 2011, Royle et al. 2009a, 2009b). El programa se puede bajar de <http://cran.r-project.org/>, y Gopalswamy y sus colegas (2011) escribieron un manual detallado (ver también en el Anexo 2 detalles sobre la terminología y los modelos Bayesianos). Cuando se corre el programa desde R, Spacecap abre una ventana de Windows. Se necesitan tres matrices para ingresar los datos (las dos primeras similares a las usadas en Density y secr): detalles sobre las capturas (información sobre la identificación de los individuos, ubicación de las trampas, y ocasión de muestreo), detalles sobre la ubicación de las trampas cámaras (localización espacial, fechas en que las trampas estuvieron activas, designación de ocasiones de muestreo) y detalles de distribución espacial (una grilla de puntos equidistantes cubriendo el área de las trampas y los alrededores, representando los centros potenciales del área de acción de los animales). En los análisis con datos Kaa Iya, los detalles de distribución espacial incluyeron el polígono formado por las cámaras y un borde de 15.000 metros para jaguares y pumas, y 6.000 metros para ocelotes y tapires. Para animales con área de acción relativamente grande –jaguares y pumas- la distancia entre puntos de la grilla era de 1 km (un pixel de 1 km²), mientras que para las otras dos especies los puntos estaban a 0,5 km (un pixel de 0,25 km²). Así, el archivo de detalles de distribución espacial para cada muestreo y especie es una grilla con puntos espaciados 1 o 0,5 km respectivamente. Estos valores son estimaciones basadas en movimientos y solapamientos de áreas estimadas con estudios de trampas cámara; para el caso de ocelotes y tapires se usaron datos de telemetría (Noss et al. 2012).

Para todos los análisis se usaron las siguientes definiciones de modelos: *trap response absent*, *spatial capture-recapture*, *half-normal detection function*, y *Bernoulli or binomial encounter model*. Los ajustes para correr SPACECAP fueron recomendados por los autores del programa: 50.000 repeticiones, 10.000 valores *burn-in*, *thinning rate*: 1, e incremento de datos de 5-50 veces el número de animales registrados en cada estudio. Este último parámetro varió entre especies y entre muestreos en el Kaa Iya, desde 25 para jaguares (con un mínimo de 5 individuos identificados en un muestreo) a 500 para ocelotes y tapires (un máximo de 69 ocelotes identificados en un muestreo).

El límite superior al 95% de *Nsuper* debería exceder el valor de incremento de datos: por ejemplo, el valor de 24 en la Caja 5 abajo es levemente menor que el valor de incremento de 25 jaguares; entonces el análisis debería correrse de nuevo con un valor de incremento mayor. Los creadores de SPACECAP recomiendan un mínimo de 50.000 repeticiones, nosotros no hemos corrido el programa con valores mayores debido al tiempo que toma – mínimo 4 horas en el caso de jaguares con pocas capturas, y mas de 50 horas otros estudios con muchas capturas y recapturas. El valor *burn-in* puede alterarse si el usuario quiere incrementar el número de repeticiones iniciales que se van a desechar, por considerarlos como valores extremos. *Thinning rate* indica el número de repeticiones que son grabadas durante el análisis. Si fijamos *thinning rate* en 1, todas las repeticiones se graban, mientras que si ponemos 2, solo se grabará la segunda repetición.

Caja 5: Resultados de Spacecap (jaguares, muestreo Cerro 2002)

	Posterior Mean	Posterior SD	95% Lower HPD Level	95% Upper HPD Level
sigma	2.4441	1.304	0.7412	4.9809
lam0	0.0097	0.0046	0.0039	0.0179
beta	-1.1253	4.2674	-9.1117	5.922
psi	0.4138	0.1904	0.1017	0.8122
Nsuper	12.241	5.5157	5	24
Density	0.6429	0.2897	0.2626	1.2605

En la Caja 5 se observan los resultados de SPACECAP para los parámetros:

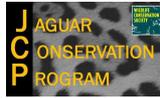
- *sigma* puede interpretarse como un “parámetro del rango” de un animal, y debe convertirse a metros usando esta fórmula: $\sqrt{(\text{sigma}/2)*5*1000}$. $\text{Sigma} = 2.4441 = 5527$ m.
- $\text{lam0} = 0.0097$ es la tasa de encuentro esperada para un individuo “i” en la trampa “j” en la ocasión de muestreo “k”, cuyo centro de área de acción esta exactamente en el mismo lugar que la trampa cámara. Se puede convertir Lam0 en una probabilidad de captura usando $1 - \exp(-\text{Lam0})$, lo que es igual a Lam0 cuando la detectabilidad es muy baja.
- *beta* es el coeficiente de regresión que mide la respuesta del animal; solo es relevante si el usuario elije la alternativa “trap response present” cuando selecciona la definición de modelo para correr SPACECAP.
- *psi* es la relación del número de animales presentes en S con el máximo número posible (programado por el usuario durante el incremento de datos).
- *Nsuper* es el tamaño poblacional – el número de centros de actividad ubicados en el área de S.
- *Density* es equivalente a Nsuper / S donde S es el área de la distribución especial y es reportada directamente como 0.6429 individuos / 100 km².

Spacecap también crea un archivo que genera un mapa de densidad (llamado `pixeldensities_val_<timestamp>.csv`). Esta tabla reporta estimados de densidad de pixeles y sus correspondientes coordenadas X e Y. La tabla puede importarse a cualquier plataforma SIG para observar la distribución de los pixeles (Gopaldaswamy et al. 2011).

→ Ver Anexo 5 para detalles de cómo ingresar datos al programa.

CONSIDERACIONES SOBRE LOS PROGRAMAS PARA ESTIMACIÓN DE DENSIDAD

Se están realizando investigaciones para estimar la densidad de especies que no se pueden identificar individualmente a partir de fotos de trampas cámaras (Rovero & Marshall 2009). Se están desarrollando nuevas técnicas que usan distribución de trampas cámara al azar combinada con información sobre el área de acción diaria de la especie objeto, para evaluar la variabilidad espacial (Rowcliffe et al. 2008, 2011). Sin embargo, una distribución al azar no



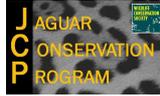
es realista para la mayor parte de estudios de jaguares, porque las probabilidades de captura serían extremadamente bajas. Dado que la probabilidad de captura ya es baja en estudios diseñados para capturar jaguares (~2 por 100 trampas/noche), una distribución al azar se traduciría en la mayor parte de los casos en cero capturas. Un estudio convencional para registrar jaguares, con trampas instaladas en caminos y senderos, no obedece a una distribución al azar, la que es necesaria para obtener estimaciones no sesgadas con el modelo de Rowcliffe et al. (2008).

En base a nuestros análisis publicados y no publicados, recomendamos el uso del programa Spacecap o secr, mas que el programa Capture usando MMDM para estimar el área de muestreo, independientemente del tamaño de la grilla de trampas. Otros investigadores que han comparado recientemente los métodos de estimación de densidad, también recomiendan los modelos SECR para evitar la sobreestimación de la densidad y eventualmente proponer acciones de conservación inapropiadas, así como para facilitar la comparación de densidades entre sitios (Obbard et al., 2010; Gerber et al., 2012). Cada modelo SECR evaluado en este manual ofrece diferentes ventajas para los investigadores. El método de probabilidad máxima es mas rápido en términos de horas de procesamiento de datos (minutos en lugar de horas de cálculo) y los resultados no precisan muchas explicaciones o interpretaciones (Efford, 2011). De hecho, el programa secr muestra un aviso de alerta cuando el tamaño de borde no es suficientemente grande. Por otro lado, el método Bayesiano parece ser mas apropiado para muestras pequeñas, típicas de cuando se evalúan especies raras o evasivas (Kéry et al. 2010).

Además de los resultados (Caja 5 arriba) que nos permiten si el incremento de datos fue mas grande que Nsuper, Spacecap provee una lista completa de resultados de MCMC para las 50.000 repeticiones (si este fue el número que ordenó correr). Puede confirmar si los valores de las variables se han estabilizado al final de las repeticiones, o si necesita correr mas repeticiones. La distancia entre puntos de la matriz distribución espacial puede ser muy pequeña, pero no muy grande. Entonces puede comprobar si aumentando la distribución espacial altera la estimación de densidad, para asegurarse que un aumento aun mayor no es necesario. Debido al tiempo que toma Spacecap en correr, es preferible correr estas pruebas en secr o Density.

En algunos de los muestreos en el Parque Kaa Iya se han registrado muy pocos individuos y recapturas como para que los modelos SECR estimen todos los parámetros. Con especies de amplia área de acción que tienen baja densidad, este limitante solo puede evadirse aumentando el área de muestreo y alargando el estudio. En tales casos, también se puede considerar un modelo SECR que analice poblaciones abiertas (Gardner et al., 2010).

Las áreas de acción de jaguares y pumas en el Chaco superaban los polígonos de las trampas cámaras en casi toda la primera generación de estudios en el paisaje del Kaa Iya, Bolivia. En el muestreo mas grande, un jaguar fotografiado en los muestreos anteriores cruzó todo el polígono de las trampas (434 km²) en una línea recta de 34 km (Romero-Muñoz et al., 2007) lo que: 1) es un argumento para las limitaciones de usar el MMDM; y 2) apoya el uso de de los programas SECR, que tienen un mejor manejo del tema de áreas de muestreo pequeñas. Nuestras observaciones que todos los programas SECR tienen supuestos sobre la configuración del área de acción que podrían coincidir con la realidad y que concuerdan con Tobler & Powell (2013), necesitan ser comprobadas. Los datos de telemetría ayudan a diseñar un muestreo con cámaras, como lo sugirieron Soisalo & Cavalcanti (2006) y Maffei & Noss (2008), aunque generalmente estos datos no están disponibles. Los datos de movimiento y



áreas de acción obtenidas de telemetría son las más precisas y pueden adecuarse a los modelos espacialmente explícitos.

Aunque SPACECAP y secr son menos sensibles que Capture/MMDM al tamaño de la grilla, recomendamos hacer muestreos en grillas varias veces mas grande que el área de acción promedio (conocida o estimada) para la especie objeto. Para jaguares en Sudamérica esto implica trampas cámara en un polígono de 200 – 300 km² o aun más grandes. Hemos recomendado grillas mas pequeñas para Mesoamérica, y esto es debido a que hay menos datos de áreas de acción y los pocos datos que hay, son más pequeños que en Sudamérica. Para cualquier región y cualquier modelo, mientras mas grandes sean las áreas de muestreo, mas precisas serán las estimaciones

La distribución de las trampas tiene que ser lo suficientemente densa como para asegurarse que haya varias trampas cámaras en cada área de acción, y así incrementar la probabilidad de detectar cada individuo en el área y asegurarse varias recapturas (O'Brien 2011). Ninguno de los modelos para estimar la densidad genera resultados precisos con pocos individuos capturados y pocas recapturas. Los modelos SECR fallaron al estimar la densidad en estudios con pocos individuos (4-6 jaguares, pumas, tapires, armadillos gigantes), donde las capturas y recapturas fueron pocas (9-20 para jaguares, pumas, ocelotes, tapires o armadillos gigantes) y / o cuando casi no habían recapturas en diferentes sitios (gatos de monte, tapires).

La distancia entre cámaras en diseños para especies de amplio rango (jaguar, puma) no son apropiados para especies con áreas de acción pequeñas (ocelotes, gatos de monte, tapires). Un muestreo que tiene el objeto de registrar varias especies deberá contemplar un diseño tanto de grillas con cámaras separadas para animales de grandes áreas como grillas con cámaras cercanas para animales con áreas pequeñas.

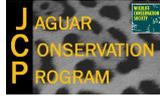


DIRECCIONES FUTURAS Y PLANES DE MONITOREO

Coincidimos con la recomendación de Foster & Harmsen (2012) sobre evaluar el desempeño de los estimadores SECR antes de implementar un trabajo de campo. Las hembras tienen áreas de acción diferentes a los machos y podrían tener sutiles diferencias en el uso de hábitat también. Sollmann et al. (2011) usaron modelos espaciales de acuerdo a cada sexo para estimar la densidad mientras examinaban tasas de encuentro y parámetros de movimiento de acuerdo al sexo. Sin embargo, aún con 119 estaciones de trampas cámara distribuidas en 1320 km² separar los jaguares capturados de acuerdo al sexo resultó en un tamaño de muestra pequeño ya que su área de muestreo tenía una densidad particularmente baja. Tobler & Powell (2013) recomiendan que todos los estudios de densidad de jaguares incluyan análisis por cada sexo para la tasa de encuentro y el parámetro de distancia relacionada al área de acción. También sugirieron “prestar” datos de área de acción y tasas de encuentro de otros estudios en un área similar; además parámetros de muestreos realizados en áreas grandes pueden usarse para corregir los muestreos pequeños, como hicieron en Perú (Tobler et al. 2013). Realizar varios muestreos en un área ayuda a validar resultados de otros muestreos y a detectar errores, además de aportar más datos para el entendimiento de la ecología de la especie.

El monitoreo precisa que las tendencias observadas en el campo sean significativas a un nivel biológico y en un tiempo limitado. Los muchos desafíos para generar las estimaciones descritas en este documento, en Harmsen & Foster (2011), Maffei et al. (2011) y en Tobler & Powell (2013) son testigos de la alta variación de los estudios, a lo que debemos sumar las variaciones estacionales. De la Torre & Medellín (2011) reportaron densidades casi idénticas para dos temporadas secas en el Bosque de Lacandona, México, pero una densidad distinta durante la temporada de lluvias. Cuando el objetivo es estudiar las tendencias poblacionales, hay que hacer repetidos estudios en el mismo sitio y variar los parámetros lo menos posible. El Anexo 6 presenta una breve discusión de un programa para estimar el poder estadístico cuando se detectan tendencias.

Este manual provee una guía inicial para usar los modelos espacialmente explícitos. Los esfuerzos de WCS se enfocan en paisajes de jaguares muy grandes de limitado acceso. Con personal, equipo y presupuesto limitado para monitorear áreas gigantescas y de difícil acceso, las estimaciones de densidad no son factibles como única herramienta para el monitoreo de las poblaciones de jaguares. Análisis de presencia y ausencia utilizan historias de detección y se enfocan más en el espacio que en el número de animales y ofrecen la posibilidad de cubrir una superficie mayor (MacKenzie et al. 2006). Cuando los accesos lo permiten, los modelos de ocupación basados en signos tienen un gran potencial (Karanth et al. 2011c, Hines et al. 2010). Cuando se dispone del apoyo de guardaparques y gente local, se pueden coleccionar datos sobre encuestas, como los resultados piloto presentados por Zeller et al. (2011). Estos datos de entrevistas pueden combinarse con otras metodologías como la colecta de datos sobre signos durante las patrullas e incluso estudios focales de densidad para cubrir la mayor área posible con el fin de evaluar el éxito de nuestras medidas de conservación.



Por favor, cite este trabajo así:

Noss, A., Polisar, J. Maffei, L., Garcia, R. & Silver, S. 2013. Evaluando la densidad de jaguares con trampas cámara. Jaguar Conservation Program, Wildlife Conservation Society.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a más gente de la que podemos mencionar, desde México hasta Argentina, y desde Laurel, Maryland EEUU (Patuxent) hasta Nagarhole, India, por las interesantes publicaciones y las discusiones escritas y orales que han contribuido a nuestra perspectiva. Polisar agradece a Bart Harmsen y Becky Foster de Panthera Belize por las fructíferas discusiones iniciadas en 2007 que continuaron en 2009-10. También queremos agradecer a todos los colegas que participaron en los muestreos apoyados por el programa Jaguar Small Grants de WCS; aprendimos mucho de sus experiencias. Un reconocimiento especial al increíble personal de campo que ha llevado a cabo estudios con trampas cámaras en hábitats desde desérticos hasta pantanosos, la gran cantidad de gente que participó en estudios en México, Guatemala, Belice, Honduras, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Venezuela, Guyana Francesa, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Argentina y Brasil. Esperamos que este manual sea útil para la siguiente generación de investigadores. Finalmente queremos expresar nuestra inmensa gratitud a la Fundación Liz Claiborne y Art Ortenberg por apoyar este esfuerzo.

BIBLIOGRAFÍA

Adler, J. 2010. R in a nutshell: a desktop quick reference. O'Reilly Media Inc.

Arispe, R. 2007. Las trampas cámara y su uso en la evaluación de mamíferos, guía rápida. Technical Report #180. WCS, Santa Cruz.

Arispe, R., C. Venegas & D. Rumiz. 2008. Abundancia y patrones de actividad del mapache (*Procyon cancrivorus*) en un bosque Chiquitano de Bolivia. Mastozoología Neotropical 15(2):323-333.

Araguillín, E., G. Zapata-Ríos, V. Utreras & A. Noss. 2010. Muestreo con trampas fotográficas de mamíferos medianos, grandes y de aves en el Bloque Ishpingo Tambococha Tiputini (ITT), sector Varadero (Parque Nacional Yasuni). Technical Report #9. WCS-Ecuador, Quito.

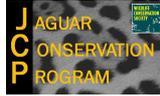
Ayala, G., M.E. Viscarra & R. Wallace. 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in Río Hondo, Madidi National Park and Integrated Management Natural Area, La Paz, Bolivia. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental 28:119-129.

Balme, G., L.T.B. Hunter & R. Slotow. 2009a. Evaluating methods for counting cryptic carnivores. Journal of Wildlife Management 73:433-441.

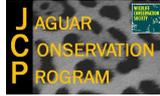
Balme, G.A., R. Slotow & L.T.B. Hunter. 2009b. Impact of conservation interventions on the dynamics and persistence of a persecuted leopard (*Panthera pardus*) population. Biological Conservation 142:2681-2690.

Boas Goulart, F.V., N.C. Cáceres, M.E. Graipel, M.A. Tortato, I. Rohling Ghizoni Jr. & L.G. Rodrigues Oliveira-Santos. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic forest. Mammalian Biology. doi:10.1016/j.mambio.2009.02.006.

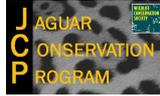
Borchers, D.L. & Efford, M.G. 2008. Spatially explicit maximum likelihood methods for capture-recapture studies. Biometrics 64:377-385.



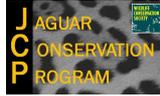
- Borchers, D.L., S.T. Buckland & W. Zucchini, W. 2002. Estimating animal abundance: closed populations. Springer-Verlag, New York.
- Bowkett, A.E., F. Rovero & A.R. Marshall. 2007. The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania. *African Journal of Ecology* 46, 479-487.
- Bridges, A. & A.J. Noss. 2011. Behavior and activity. Pp. 57-69 in A.F. O'Connell, Jr., J.D. Nichols and U.K. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman & Hall, New York.
- Calhoun, J.B. & J.U. Casby. 1958. Calculation of home range and density of small mammals. *Public Health Monograph No. 55*. US Government Printing Office, Washington, D.C.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J.R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D.J.L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson & W.N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic animals. *Animal Conservation* 4:75-79.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J.R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. MacDonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, J.L.D. Smith, R. Tilson & W.N. Wan Shahrudin. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of cryptic mammals: response to Jennelle et al. *Animal Conservation* 5(2):121-124.
- Caruso, N., C. Manfredi, E.M. Luengos Vidal, E.B. Casanaveo & M. Lucherini. 2012. First density estimation of two sympatric small cats, *Leopardus colocolo* and *Leopardus geoffroyi*, in a shrubland area of central Argentina. *Annales Zoologici Fennici* 49(3):181-191.
- Caughley, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. Wiley, New York.
- Cavalcanti, S.M.C. 2008. Predator-prey relationships and spatial ecology of jaguars in the southern Pantanal, Brazil: implications for conservation and management. PhD dissertation. Utah State University, Logan, Utah.
- Cavalcanti, S.M.C. & E.M. Gese. 2009. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90(4):935-945.
- Cavalcanti, S.M.C., & E.M. Gese, 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) preying on livestock and natural prey in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 91:722-736.
- Ceballos, G., C. Chávez, A. Rivera, C. Manterola & B. Wall. 2002. Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. Pp. 403-417 in R.A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson & A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Mexico City: Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México & Wildlife Conservation Society.
- Ceballos, G., C. Chávez, R. List & H. Zarza (eds.). 2007. *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. Conabio, Alianza WWF/Telecel, UNAM, México.
- Chapman, S. & G. Balme. 2010. An estimate of leopard population density in a private reserve in KwaZulu-Natal, South Africa, using camera-traps and capture-recapture models. *South African Journal of Wildlife Research* 40(2):114-120.
- Conde, D.A., F. Colchero, H. Zaerza, N.L. Christiansen, Jr., J.O. Sextun, C. Manterola, C. Chávez, A. Rivera, D. Azuara & G. Ceballos. 2010. Sex matters: modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biological Conservation* 143:1980-1988.



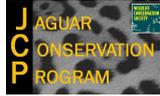
- Conn, P.B., Bailey, L.L., & Sauer, J.R. 2004. Indexes as surrogates to abundance for low-abundance species. Pp. 59-74 in Thompson, W.L. (ed.) Sampling rare or illusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters. Island Press, Washington, D.C..
- Crawshaw, P.G., and H.B. Quigley. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J. Zoology* 223:357-370.
- Cuéllar, E., L. Maffei, R. Arispe & A.J. Noss. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41(3):169-178.
- Cullen Jr., L., D. Sana, K.C. Abreu & A.F.D. Nava. 2005. Jaguars as landscape detectives for the upper Paraná river corridor, Brazil. *Natureza e Conservação* 3(1):124-146.
- Cutler, T.L. & D.E. Swann. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* 27(3):571-581.
- Davis, M.L., M.J. Kelly & D.F. Stauffer. 2011. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Animal Conservation* 14:56-65.
- de Almeida Jácomo, A.T., L. Silveira & J.A.F. Felizola Diniz-Filho. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology, London* 262:99-106.
- de la Torre, J.A. & R.A. Medellín. 2011. Jaguars *Panthera onca* in the Greater Lacandona ecosystem, Chiapas, Mexico: population estimates and future prospects. *Oryx* 45(4):546-553.
- Da Silveira, R., Ramalho, E.E., Thorbjarnarson, J.B., & W.E. Magnusson. 2010. Depredation by jaguars on caimans and the importance of reptiles in the diet of jaguar. *Journal of Herpetology* 44:418-424.
- Díaz-Pulido, A., and E. Payán Garrido. 2012. Manual de fototrampeo; una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. Instituto Humboldt Colombia, Bogata. 32pp.
- di Bitetti, M.S. A. Paviolo & C. de Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153-163.
- di Bitetti, M.S., A. Paviolo, C.D. de Angelo & Y.E. di Blanco. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a Neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24:189-200.
- di Bitetti, M.S., Y.E. di Blanco, J.A. Pereira, A. Paviolo & I. Jiménez Pérez. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy* 90(2):479-490.
- di Bitetti, M.S., C.D. de Angelo, Y.E. di Blanco & Agustín Paviolo. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36:403-412.
- Diaz-Pulido, A. & E. Payán Garrido. 2011. Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los Llanos colombianos. *Mastozoología Neotropical* 18(1):63-71.
- Dillon, A. & M.J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41(4): 469-477.
- Dillon, A. & M.J. Kelly. 2008. Ocelot home range, overlap, and density using camera trapping and radio telemetry. *Journal of Zoology* 275(4):391-398.
- Efford, M.G. 2004. Density estimation in live-trapping studies. *Oikos* 106:598-610.
- Efford, M.G. 2010. secr: spatially explicit capture-recapture in R. Dunedin, New Zealand: Department of Zoology, University of Otago.



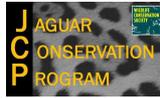
- Efford, M.G., Borchers, D.L. & Byrom, A.E. 2009. Density estimation by spatially explicit capture-recapture: likelihood-based methods. Pp. 255-269 in Thomson, D.L., Cooch, E.G. & Conroy, M.J. (Eds.). *Modeling demographic processes in marked populations*. Springer, New York.
- Emmons, L. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20: 271-283.
- Emmons, L.H. 1989. Jaguar predation on chelonians. *Journal of Herpetology* 23: 311-314.
- Espinosa-Andrade, S.R. 2012. Road development, bushmeat extraction and jaguar conservation in Yasuní Biosphere Reserve, Ecuador. Ph.D. dissertation. University of Florida, Gainesville, Florida.
- Foster, R.J. & B.J. Harmsen. 2012. A critique of density estimation from camera-trap data. *Journal of Wildlife Management* 76(2):224-236.
- Foster, R.J., B.J. Harmsen & C.P. Doncaster. 2010. Habitat use by sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance in Belize. *Biotropica* 42:724–731.
- García-Anleu, R. 2012. Desempeño del perfume Obsession® (FELIDAE:CARNIVORA) con cámaras automáticas en la Reserva de la Biosfera Maya. Tesis de Maestría. Escuela de Estudios de Posgrado, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Gardner, B., J.A. Royle & M.T. Wegan. 2009. Hierarchical models for estimating density from DNA mark-recapture studies. *Ecology* 90(4):1106-1115.
- Gardner, B., J. Reppucci, M. Lucherini & J.A. Royle. 2010. Spatially explicit inference for open populations: estimating demographic parameters from camera-trap studies. *Ecology* 91:3376–3383.
- Gerber, B., S.M. Karpanty, C. Crawford, M. Kotschwar & J. Randrianantenaina. 2010. An assessment of carnivore relative abundance and density in the eastern rainforests of Madagascar using remotely-triggered camera traps. *Oryx* 44(2):219–222.
- Gerber, B.D., S.M. Karpanty & M.J. Kelly. 2012. Evaluating the potential biases in carnivore capture–recapture studies associated with the use of lure and varying density estimation techniques using photographic-sampling data of the Malagasy civet. *Population Ecology* 54(1):43-54.
- Gómez, H., R.B. Wallace, G. Ayala & R. Tejada. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(2):91-95.
- Gopaldaswamy, A.M., J.A. Royle, J.E. Hines, P. Singh, D. Jathanna, N.S. Kumar & K.U. Karanth. 2011. SPACECAP: a program to estimate animal abundance and density using Bayesian spatially-explicit capture-recapture models. Wildlife Conservation Society - India Program, Centre for Wildlife Studies, Bengaluru, India. Version 1.0.6.
- Gopaldaswamy, A.M., A. Royle, M. Delampady, J.D. Nichols, K.U. Karanth & D.W. MacDonald. 2012a. Density estimation in tiger populations: combining information for strong inference. *Ecology* 93(7):1741–1751.
- Gopaldaswamy, A.M., J.A. Royle, J.E. Hines, P. Singh, D. Jathanna, N.S. Kumar & K.U. Karanth. 2012b. Program SPACECAP: software for estimating animal density using spatially explicit capture–recapture models. *Methods in Ecology and Evolution*. DOI 10.1111/j.2041-210X.2012.00241.x
- Goswami, V.R., M.V. Loretta, M.D. Madhusudan & K.U. Karanth. 2012. Optimizing individual identification and survey effort for photographic capture–recapture sampling of species with temporally variable morphological traits. *Animal Conservation* 15(2):174-183.
- Grassman, Jr., L.I., A.M. Haines, J.E. Janečka & M.E. Tewes. 2006. Activity periods of photo-captured mammals in north central Thailand. *Mammalia* 48:306-309.



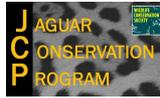
- Griffiths, M. & C.P. van Schaik. 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology* 7(3):623-626.
- Harihar, A., B. Pandav & S. P. Goyal. 2009. Subsampling photographic capture-recapture data of tigers (*Panthera tigris*) to minimize closure violation and improve estimate precision: as case study. *Population Ecology* 51:471-479.
- Harmsen, B.J. 2006. The use of camera traps for estimating abundance and studying the ecology of jaguars (*Panthera onca*). PhD dissertation. University of Southampton, England. 286pp.
- Harmsen, B.J., R.J. Foster, S.C. Silver, L.E.T. Ostro & C.P. Doncaster. 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology* 76:320-324.
- Harmsen, B.J., R.J. Foster, S.C. Silver, L.E.T. Ostro & C.P. Doncaster. 2009. Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a Neotropical forest. *Journal of Mammalogy* 90:612-620.
- Harmsen, B. J., R. J. Foster, S. Silver, L. Ostro, and C. P. Doncaster. 2010b. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. *Biotropica* 42:126-133.
- Heilbrun, R.D., N.J. Silvy, M.J. Peterson & M.E. Tewes. 2006. Estimating bobcat abundance using automatically triggered cameras. *Wildlife Society Bulletin* 34(1):69-73.
- Henschel, P. & Ray, J. 2003. *Leopards in African rainforests: survey and monitoring techniques*. WCS, New York.
- Hines, J.E., Nichols, J.D., Royle, J.A., MacKensie, D.I., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S., and Karanth, K.U. 2010. Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. *Ecological Applications* 20:1456-1466.
- Hines, J.E. 2012. PRESENCE 5.5: software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC, Patuxent, MD. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- Holden, J., A. Yanuar & D.J. Martyr. 2003. The Asian tapir in Kerinci Seblat National Park, Sumatra: evidence collected through photo-trapping. *Oryx* 37:34-40.
- Isasi-Catalá, E. 2012. Estudio del estado de conservación del yaguar (*Panthera onca*) en el Parque Nacional Guatopo. Tesis Doctoral. Universidad Simón Bolívar. Sartenejas, Venezuela.
- Jackson, R.M., J.D. Roe, R. Wangchuk & D.O. Hunter. 2006. Estimating snow leopard population abundance using photography and capture-recapture techniques. *Wildlife Society Bulletin* 34(3):772-781.
- Janečka, J.E., B. Munkhtsog, R.M. Jackson, G. Naranbaatar, D.P. Mallon & W.J. Murphy. 2011. Comparison of noninvasive genetic and camera-trapping techniques for surveying snow leopards. *Journal of Mammalogy* 92(4):771-783.
- Jenks, K.E., P. Chanteap, K. Damrongchainarong, P. Cutter, P. Cutter, T. Redford, A.J. Lynam, J. Howard & P. Leimgruber. 2011. Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses – an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science* 4(2):113-131.
- Jennelle, C.S., M.C. Runge & D.I. MacKenzie. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* 5(2):119-120.
- Johnson, A., C. Vongkhamheng, M. Hedemark & T. Saithongdam. 2006. Effects of human-carnivore conflict on tiger (*Panthera tigris*) and prey populations in Lao PDR. *Animal Conservation* 9:421-430.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating tiger (*Panthera tigris*) populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71:333-338.



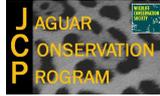
- Karanth, K.U. & J.D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79(8):2852–2862.
- Karanth, K.U. & J.D. Nichols. 2002. *Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies Bangalore, India.
- Karanth, K.U., R.S. Chundawat, J.D. Nichols & N.S. Kumar. 2004. Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling. *Animal Conservation* 7:285–290.
- Karanth, K.U., J.D. Nichols, N.S. Kumar & J.E. Hines. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture–recapture sampling. *Ecology* 87:2925–2937.
- Karanth, K.U., J.D. Nichols & N.S. Kumar. 2011a. Estimating tiger abundance from camera trap data: field surveys and analytical issues. Pp. 97-118 in A.F. O’Connell, Jr., J.D. Nichols & U.K. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- Karanth, K.U., J.D. Nichols, N.S. Kumar & D. Jathanna. 2011b. Estimation of demographic parameters in a tiger population from long-term camera trap data. Pp. 145-162 in A.F. O’Connell, Jr., J.D. Nichols & U.K. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- Karanth, K.U., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S., Vaidyanathan, S., Nichols, J.D., & D.I. MacKenzie. 2011c. Monitoring carnivore populations at the landscape scale; occupancy modeling of tigers from sigm. *Journal of Applied Ecology* 48(4): 1048-1056
- Kawanishi, K. & M.E. Sunquist. 2004. Conservation status of tigers in a primary rainforest of Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 120:329–344.
- Kelly, M.J. 2003. Jaguar monitoring in the Chiquibul Forest, Belize. *Caribbean Geography* 13(1):19-32.
- Kelly, M.J. & E.L. Holub. 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* 15(2):249–262.
- Kelly, M.J., A.J. Noss, M.S. di Bitetti, L. Maffei, R. Arispe L., A. Paviolo, C.D. de Angelo & Y.E. di Blanco. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89(2):408-418.
- Kéry, M., B. Gardner, T. Stoeckle, D. Weber & J.A. Royle. 2010. Use of spatial capture-recapture modeling and DNA data to estimate densities of elusive animals. *Conservation Biology* 25(2):356–364.
- Kolowski, J.M. & A. Alonso. 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biological Conservation* 143:917–925.
- Laidlaw, R. & W.S.W. Noordin. 1998. Activity patterns of the Indochinese tiger (*Panthera tigris corbetti*) and prey species in peninsular Malaysia. *Journal of Wildlife and Parks* 16:85-96.
- Lancia, R.A., Nichols, J.D., & . Pollack. 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pages 215-253 IN: T. Bookout (ed). *Research and Management Techniques for Wildlife Habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Licona, M., R. McCleery, B. Collier, D.J. Brightsmith & R. Lopez. 2010. Using ungulate occurrence to evaluate community-based conservation within a biosphere reserve model. *Animal Conservation* 14:206-214.
- Link, W.A. & R.J. Barker. 1994. Density estimation using the trapping web design: a geometric analysis. *Biometrics* 50:733-745.
- Link, W.A., J. Yoshizaki, L.L. Bailey & K.H. Pollock. 2010. Uncovering a latent multinomial: analysis of mark–recapture data with misidentification. *Biometrics* 66:178–185.



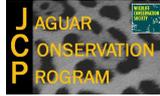
- Lucherini, M., J.I. Reppucci, R.S. Walker, M.L. Villalba, A. Wurstten, G. Gallardo, A. Iriarte, R. Villalobos & P. Perovic. 2009. Activity pattern segregation of carnivores in the high Andes. *Journal of Mammalogy* 90(6):1404-1409.
- Lynam, A.J., R. Laidlaw, W.S.W. Noordin, S. Elagupillay & E.L. Bennett. 2007. Assessing the conservation status of the tiger *Panthera tigris* at priority sites in Peninsular Malaysia. *Oryx* 41(4):454-462.
- Lynam, A.J., A. Rabinowitz, T. Myint, M. Maung, K.T. Latt & S.H.T. Po. 2009. Estimating abundance with sparse data: tigers in northern Myanmar. *Population Ecology* 51:115-121.
- MacKenzie, D.I. & J.A. Royle. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105-1114.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey & J.E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, Elsevier Inc. Boston.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.E. Hines, M.G. Knutson & A.B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200-2207.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, G.B. Lachman, S. Droege, J.A. Royle & C.A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248-2255.
- Maffei, L. & A.J. Noss. 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40(1):71-75.
- Maffei, L., E. Cuéllar & A. Noss. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11:55-65.
- Maffei, L., J. Barrientos, F. Mendoza, J. Ity & A.J. Noss. 2003. Jaguar and other mammal camera trap survey Cerro II, Cerro Cortado field camp (19° 31' 36" S, 61° 18' 36" W), Kaa-Iya del Gran Chaco National Park, 28 November 2002-28 January 2003. Kaa-Iya Project Working Paper No. 85. WCS-Bolivia and CABI, Santa Cruz.
- Maffei, L., E. Cuéllar & A. Noss. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262(3):295-304.
- Maffei, L., A.J. Noss, E. Cuéllar & D. Rumiz. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behavior in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21(3):349-353.
- Maffei, L., A. Noss & C. Fiorello. 2007a. The jaguarundi (*Felis (Herpailurus) yaguarondi*) in the Kaa-Iya National Park, Santa Cruz, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 14(2):263-266.
- Maffei, L., R. Paredes, A. Segundo & A.J. Noss. 2007b. Home range and activity of two sympatric fox species in the Bolivian dry Chaco. *Canid News* 10.4 [online] (http://www.canids.org/canidnews/10/Sympatric_foxes_in_Bolivia.pdf).
- Maffei, L., A.J. Noss, S. Silver & M.J. Kelly. 2011a. Abundance/density case study: jaguars in the Americas. Pp. 119-144 in A.F. O'Connell, Jr., J.D. Nichols & U.K. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- Maffei, L., J. Polisar, A.J. Noss, R. García & J. Moreira. 2011b. Perspectives from ten years of jaguar (*Panthera onca*) camera trapping in Mesoamerica / Perspectivas de diez años de estudios con trampas cámara de jaguares (*Panthera onca*) en Mesoamérica. *Mesoamericana* 15(1):49-59.
- Marnewick, K., P.J. Funston & K.U. Karanth. 2008. Evaluating camera trapping as a method for estimating cheetah abundance in ranching areas. *South African Journal of Wildlife Research* 38(1):59-65.



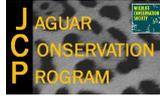
- Mazzolli, M. 2010. Mosaics of exotic forest plantations and native forests as habitat of pumas. *Environmental Management* 46:237–253.
- McCarthy, K.P., T.K. Fuller, M.A. Ming, T.M. McCarthy, L. Waits & K. Jumabaev. 2008. Assessing estimators of snow leopard abundance. *Journal of Wildlife Management* 72(8):1826-1833.
- McCarthy, J.L., K.P. McCarthy, T.K. Fuller & T.M. McCarthy. 2010. Assessing variation in wildlife biodiversity in the Tien Shan mountains of Kyrgyzstan using ancillary camera-trap photos. *Mountain Research and Development* 30(3):295-301.
- McShea, W.J., C. Stewart, L. Peterson, P. Erb, R. Stuebing & B. Gimán. 2009. The importance of secondary forest blocks for terrestrial mammals within an *Acacia*/secondary forest matrix in Sarawak, Malaysia. *Biological Conservation* 142:3108–3119.
- Mendoza, E., P.R. Martineau, E. Brenner & R. Dirzo. 2011. A novel method to improve individual animal identification based on camera-trapping data. *Journal of Wildlife Management* 75(4):973-979.
- Monroy-Vilchis, O., C. Rodríguez-Soto, M. Zarco-González & V. Urios. 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology* 59:145-157.
- Montaño, R., A. Noss, L. Maffei & L. Gonzáles. 2010. Mega-muestreo con trampas cámara de jaguares y otros mamíferos en el Campamento Palmar de las Islas y Ravelo (19° 25' S, 60° 32' O), Diciembre 2006 – Marzo 2007. Technical Report #185. Santa Cruz, Bolivia: WCS, Fundación Kaa-Iya.
- Montenegro, O.L. 1999. Observaciones sobre la estructura de una población de tapires (*Tapirus terrestris*) en el sureste de la Amazonía peruana. In: T.G. Fang, O.L. Montenegro & R.E. Bodmer (eds.) *Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina*, pp.437-442. Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia.
- Moreira Ramírez, J.F., R. García, R. McNab, G. Ruano, G. Ponce-Santizo, M. Mérida, K. Tut, P. Díaz, E. Gonzalez, M. Córdova, E. Centeno, C. López, A. Venegas, Y. Venegas, F. Córdova, J. Kay, G. Polanco & M. Barnes. 2011. Abundancia de jaguares y presas asociadas al foto-trampeo en el sector oeste del Parque Nacional Mirador - Río Azul, Reserva de Biosfera Maya. Technical Report, Wildlife Conservation Society, Guatemala Program.
- Negrões, N., P. Sarmiento, J. Cruz, C. Eira, E. Revilla, C. Fonseca, R. Sollmann, N.M. Tôrres, M.M. Furtado, A.T.A. Jácomo & L. Silveira. 2010. Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in Central Brazil. *Journal of Wildlife Management* 74:1195–1203.
- Ngoprasert, D., A.J. Lynam & G.A. Gale. 2007. Human disturbance affects habitat use and behavior of Asiatic leopard *Panthera pardus* in Kaeng Krachan National Park, Thailand. *Oryx* 41(3):343-351.
- Noss, A.J., B. Gardner, L. Maffei, E. Cuéllar, R. Montaño, A. Romero-Muñoz, R. Sollman & A.F. O'Connell Jr. 2012. Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-Iya del Gran Chaco landscape. *Animal Conservation* 15:527-535.
- Noss, A.J., R. Peña and D.I. Rumiz. 2004. Camera trapping *Priodontes maximus* in the dry forests of Santa Cruz, Bolivia. *Endangered Species Update* 21(2):43-52.
- Noss, A.J., R.L. Cuéllar, J. Barrientos, L. Maffei, E. Cuéllar, R. Arispe, D. Rómiz & K. Rivero. 2003. A camera trapping and radio telemetry study of *Tapirus terrestris* in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation* 12(1):24-32.
- Núñez, R., B. Miller & F. Lindzey. 2002. Ecología del jaguar en la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Pp. 107-126 in R.A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson & A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. México City: Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México & Wildlife Conservation Society.
- Obbard, M.E., E.J. Howe & C.J. Kyle. 2010. Empirical comparison of density estimators for large carnivores. *Journal of Applied Ecology* 47:76-84.



- O'Brien, T.G. 2008. On the use of automated cameras to estimate species richness for large- and medium-sized rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:179-181.
- O'Brien, T.G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Pp. 71-96 in A.F. O'Connell, Jr., J.D. Nichols & K.U. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- O'Brien, T.G., M.F. Kinnaird & H.T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6:131-139.
- O'Brien, T.G. 2010. Wildlife picture index and biodiversity monitoring: issues and future directions. *Animal Conservation* 13:350-352.
- O'Brien, T.G., Baillie, J.E.M., Krueger, L., and Cuke, M. 2010. The wildlife picture index: monitoring top trophic levels. *Animal Conservation* 13:335-343.
- O'Connell, A.F. & L.L. Bailey. 2011. Inference for occupancy and occupancy dynamics. Pp. 191-206 in A.F. O'Connell, Jr., J.D. Nichols & K.U. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- O'Connell, A.F., J.D. Nichols & K.U. Karanth (eds.). 2011. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York. 271 pp.
- Oliveira-Santos, L. G. R., C. A. Zucco, P. C. Antunes, and P. G. Crawshaw, Jr. 2010. Is it possible to individually identify mammals with no natural markings using camera-traps. A controlled case-study with lowland tapirs. *Mammalian Biology* 75:375-378.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C., & Anderson, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed populations. *Wildlife Monographs* 62:1-135.
- Paviolo, A., C.D. de Angelo, Y.E. di Blanco & M.S. di Bitetti. 2008. Jaguar *Panthera onca* population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42(4):554-561.
- Paviolo, A., Y.E. di Blanco, C.D. de Angelo & M.S. di Bitetti. 2009. Protection affects puma abundance and activity patterns in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 90(4):926-934.
- Perry, T.P., T. Newman & K.M. Thibault. 2010. Evaluation of methods used to estimate size of a population of desert bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in New Mexico. *The Southwestern Naturalist* 55(4):517-524.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M., & J. Eisenberg. 2003. Jaguars, pumas, their prey base and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109:297-310.
- Pollock, K.H., J.D. Nichols, T.R. Simons, G.L. Farnsworth, L.L. Bailey & J.R. Sauer. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13:105-119.
- Rabinowitz, A.R. & B.G. Nottingham. 1986. Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology*, London 210:149-159.
- Reppucci, J., B. Gardner & M. Lucherini. 2011. Estimating detection and density of the Andean cat in the high Andes. *Journal of Mammalogy* 92(1):140-147.
- Rexstad, E. & Burnham, K.P. 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. Abundance estimation of closed populations. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
- Ridout, M.S. & M. Linkie. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14(3):322-337.



- Ríos-Uzeda, B., H. Gómez & R.B. Wallace. 2007. A preliminary density estimate for Andean bear using camera-trapping methods. *Ursus* 18(1):124–128.
- Romero-Muñoz, A., L. Maffei, E. Cuéllar & A.J. Noss. 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 26:303-311.
- Rosas-Rosas, O.C. 2006. Ecological status and conservation of jaguars in northeastern Sonora, Mexico. Ph.D. dissertation. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico.
- Rovero, F. & A.R. Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011-1017.
- Rowcliffe, J.M., C. Carbone, P.A. Jansen, R. Kays & B. Kranstauber. 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution*. doi: 10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x.
- Rowcliffe, J.M., J. Field, S.T. Turvey & C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45(4):1228–1236.
- Royle, J.A. & K.V. Young. 2008. A hierarchical model for spatial capture–recapture data. *Ecology* 89:2281–2289.
- Royle, J.A. & B. Gardner. 2011. Hierarchical spatial capture-recapture models for estimating density from trapping arrays. Pages 163–190 in A.F. O’Connell, K.U. Karanth & J.D. Nichols (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- Royle, J.A., R.M. Dorazio & W.A. Link. 2007. Analysis of multinomial models with unknown index using data augmentation. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 16:67–85.
- Royle, J.A., J.D. Nichols, K.U. Karanth & A.M. Gopalaswamy. 2009a. A hierarchical model for estimating density in camera-trap studies. *Journal of Applied Ecology* 46(1):118-127.
- Royle, J.A., K.U. Karanth, A.M. Gopalaswamy & N.S. Kumar. 2009b. Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture-recapture models. *Ecology* 90(11):3233-3244.
- Royle, J.A., A.J. Magoun, B. Gardner, P. Valkenburg & R.E. Lowell. 2011a. Density estimation in a wolverine population using spatial capture-recapture models. *Journal of Wildlife Management* 75(3):604-611.
- Royle, J. A., M. Kery and J. Guelat. 2011b. Spatial capture-recapture models for search-encounter data. *Methods in Ecology and Evolution* 2:602-611.
- Salom-Pérez, S., E. Carrillo, J.C. Sáenz & J.M. Mora. 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* population in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41(1):1-7.
- Sanderson, E.W., K.H. Redford, C.-L.B. Chetkiewicz, R.A. Medellin, A.R. Rabinowitz, J.G. Robinson & A.B. Taber. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16(1):58-72.
- Sarmiento, P., J. Cruz, C. Eira & C. Fonseca. 2009. Evaluation of camera trapping for estimating red fox abundance. *Journal of Wildlife Management* 73(7):1207–1212.
- Sarmiento, P., J. Cruz, C. Eira & C. Fonseca. 2010. Habitat selection and abundance of common genets *Genetta genetta* using camera capture-mark-recapture data. *European Journal of Wildlife Research* 56:59-66.
- Scognamillo, D.I., E. Maxit, M. Sunquist & J. Polisar. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology, London* 259: 269-79.
- Sharma, R.K., Y. Jhala, Q. Qureshi, J. Vattakaven, R. Gopal & K. Nayak. 2010. Evaluating capture–recapture population and density estimation of tigers in a population with known parameters. *Animal Conservation* 13(1):94-103.



- Silver, S. 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. Wildlife Conservation Society.
- Silver, S.C., Ostro, L.E., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M.J., Wallace, R.B., Gomez, H., Ayala, G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38 (2): 148-154
- Silveira, L. A.T.A. Jácomo, S. Astete, R. Sollmann, N.M. Tôrres, M.M. Furtado & J. Marinho-Filho. 2009. Density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in the caatinga of north-eastern Brazil. *Oryx* 44(1):104-109.
- Simcharoen, S., A. Pattanavibool, K.U. Karanth, J.D. Nichols & N.S. Kumar. 2007. How many tigers *Panthera tigris* are there in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand? An estimate using photographic capture-recapture sampling. *Oryx* 41(4):447-453.
- Soisalo, M.K. & S.M.C. Cavalcanti. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129:487-496.
- Sollmann, R., M. Malzoni Furtado, B. Gardner, H. Hofer, A.T.A. Jácomo, N. Mundim Tôrres & L. Silveira. 2011. Improving density estimates for elusive carnivores: accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture-recapture models for jaguars in central Brazil. *Biological Conservation* 144:1017-1024.
- Sollman, R., Furtado, M.M., Hofer, H., Jácomo, A.T.A., Torres, N.M., & L. Silveira. 2012. Using occupancy surveys to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology* 77:41-46.
- Soria-Díaz, L., O. Monroy-Vilchis, C. Rodríguez-Soto, M.M. Zarco-González & V. Urios. 2010. Variation of abundance and density of *Puma concolor* in zones of high and low concentration of camera traps in Central Mexico. *Animal Biology* 60:361-371.
- Swann, D.E., K. Kawanishi & J. Palmer. 2011. Evaluating types and features of camera traps in ecological studies: a guide for researchers. Pp. 27-44 in A.F. O'Connell, K.U. Karanth & J.D. Nichols (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- Tobler, M.W., S.E. Carrillo-Percegué, R.L. Pitman, R. Mares & G. Powell. 2008a. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169-178.
- Tobler, M.W., S.E. Carrillo-Percegué, R. Leite Pitman, R. Mares & G. Powell. 2008b. Further notes on the analysis of mammal inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation* 11:187-189.
- Tobler, M.W., and Powell, G.V.N. 2013a. Estimating jaguar densities with camera traps: problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation* 159:109-118
- Tobler, M.W., Carrillo-Percegué, S.E., Zúñiga Hartley, A., and G.V.N. Powell. 2013b. High jaguar densities and large population sizes in core habitat of the southwestern Amazon. *Biological Conservation* 159: 375-381.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 12:823-836.
- Trolle, M. & M. Kéry. 2003. Density estimation of ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Brazilian Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 66:13-21.
- Trolle, M. & M. Kéry. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69(3-4):405-412.
- Trolle, M., A.J. Noss, E. de S. Lima & J.C. Dalponte. 2006. Camera-trap studies of maned wolf density in the Cerrado and the Pantanal of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16(4):1197-1204.



Trolle, M., A.J. Noss, J.L. Passos Cordeiro & L.F.B. Oliveira. 2008. Brazilian tapir density in the Pantanal: a comparison of systematic camera-trapping and line-transect surveys. *Biotropica* 40(2):211-217.

Venables, W.N. & D.R. Smith. 2009. *An introduction to R* (second edition). Network Theory Limited.

Viscarra, M.E., G. Ayala, R. Wallace & R. Nallar. 2011. The use of commercial perfumes for studying jaguars. *Cat News* 54:30-31.

Wallace, R.B., Gomez, H., Ayala, G., and Espinoza, F. 2003. Camera trapping capture frequencies for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoologia Neotropical* 10(1): 133-139.

Wang, S.W. & D.W. Macdonald. 2009. The use of camera traps for estimating tiger and leopard populations in the high altitude mountains of Bhutan. *Biological Conservation* 142:606-613.

Weckel, M., W. Giuliano & S. Silver. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270:25-30.

Wegge, P., C.P. Pokheral & S.R. Jnawali. 2004. Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation* 7:251–256.

White, G.C., Anderson, D.R., Burnham, K.P., & Otis, D.L. 1982. *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico.

Williams, B.K., Nichols, J.D. & Conroy, M.J. 2002. *Analysis and management of animal populations: modeling, estimation, and decision making*. Academic Press, San Diego.

Wilson, K.R. & Anderson, D.R. 1985. Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy* 66:13–21.

Yoshizaki, J., K.H. Pollock, C. Brownie & R.A. Webster. 2009. Modeling misidentification errors in capture-recapture studies using photographic identification of evolving marks. *Ecology* 90:3–9.

Zeller, K. 2007. *Jaguars in the new millennium data base update: the state of the jaguar in 2006*. Wildlife Conservation Society-Jaguar Conservation Program, New York.

Zeller, K.A., Nijhawan, S., Salom-Pérez, R., Potosme, S.H., and J. E. Hines. 2011. Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: a case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation* 144:892-901.



Caiman eyes. Cojedes, Venezuela. 1998.

ANEXO 1

Identificación individual

La identificación individual de animales con manchas o rayas (en el paisaje Kaa Iya, jaguares *Panthera onca*, ocelotes *Leopardus pardalis*, gatos monteses *L. geoffroyi*, gato tigre *L. wiedii*, y *Cuniculus paca*) se hace por simple comparación de las mismas, (Arispe 2007). La manchas y anillos en la cola (número, ancho, anillos parciales o completos) también facilitan la identificación en el caso de los gatos y mapaches *Procyon cancrivorus* (Arispe et al. 2008).

Figura A1.1: Dos ocelotes diferentes.

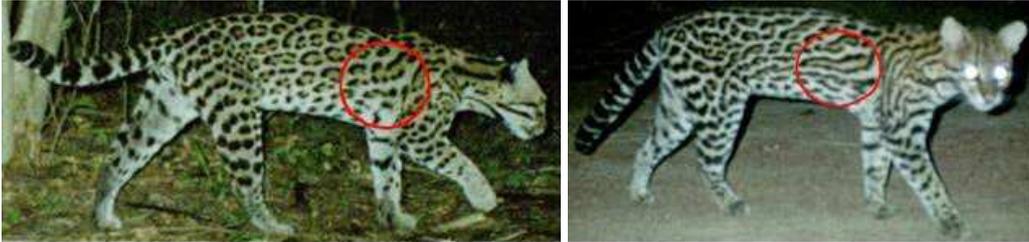


Figura A1.2: Dos *Agouti paca* diferentes



Figura A1.3: Dos mapaches diferentes.



Puma (*Puma concolor*): Los pumas adultos pueden identificarse por marcas obvias como torceduras en la cola, tamaño, color y forma de la punta de la cola, marcas negras en el hocico, cicatrices y muescas en las orejas; y por otras características menos obvias como cicatrices antiguas dejadas por parásitos, o manchas en la parte interna de las patas, la forma que llevan la cola al caminar y forma general del cuerpo (Kelly et al. 2008, Paviolo et al. 2009, Mazzolli 2010, Negrões et al. 2010, Soria-Díaz et al. 2010).

Figura A1.4: Dos pumas diferentes.



Tapir (*Tapirus terrestris*): Una serie de características sirven para diferenciar los individuos: cicatrices, manchas y rayas blancas en el vientre y las patas, manchas negras en la cara y los costados, marcas blancas en la base y el borde de las orejas, muescas en las orejas, manchas en las pezuñas y manchas y forma de la cola. También el color del pelaje y la forma general del cuerpo varía de acuerdo al individuo, y el sexo generalmente se puede determinar con las fotos (Holden et al. 2003, Noss et al. 2003, Montenegro 1999).

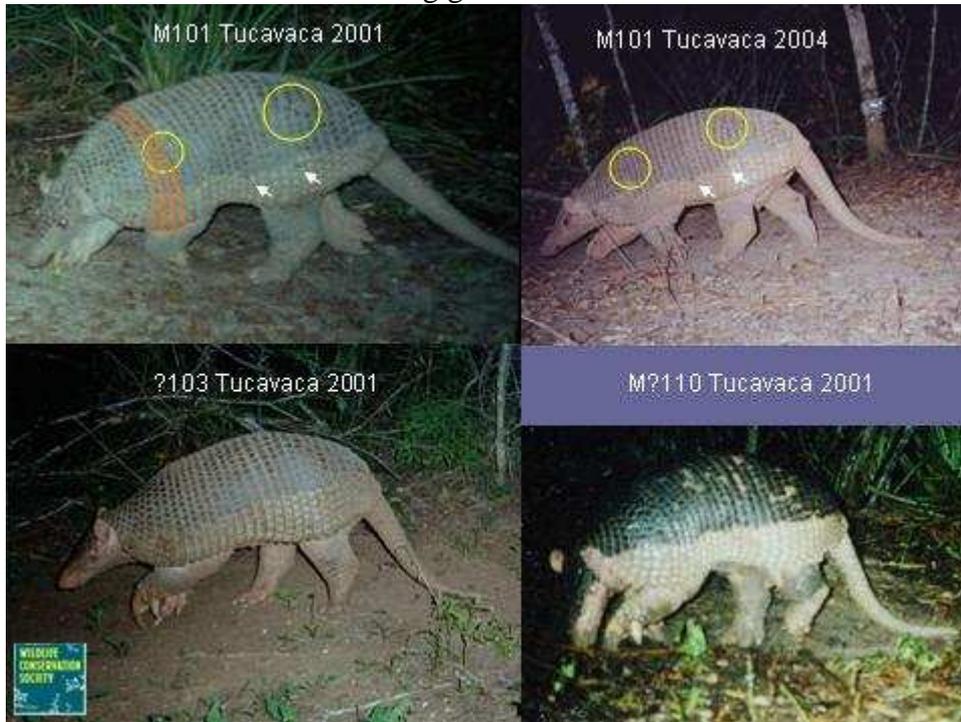
Figura A1.5: Dos tapirs diferentes.



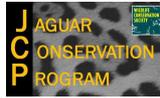
Para el caso de los pumas y tapirs, los investigadores deben tener cuidado de no describir a largo plazo un individuo usando marcas temporales, ya que probablemente desaparecerán con el paso del tiempo. Además deben poner atención en las diferencias producto del ángulo que la cámara tomó la foto, la posición del animal, y las condiciones de luz (Kelly et al. 2008, Noss et al. 2003, Oliveira-Santos et al. 2010).

Armadillos gigantes (*Prionomys maximus*): El patrón individual de las placas del caparazón permite la identificación, mientras que los genitales muchas veces no son registrados en las fotos y no permiten sexar a los animales. La línea divisoria entre las placas claras y oscuras en el caparazón y las patas de estos armadillos es particularmente notable, así como el número de placas claras en cada línea del borde inferior del caparazón (Figura 9) (Noss et al. 2004).

Figura A1.6: Identificación de armadillos gigantes.



Algunos autores han cuestionado la identificación de individuos a través de marcas no naturales o muy sutiles (Oliveira-Santos et al. 2010), especialmente usando marcas temporales como cicatrices (Foster & Harmsen 2012, Goswami et al. 2012). Los investigadores deberían presentar las estimaciones de densidad solo como datos aproximados y no definitivos, como por ejemplo el número mínimo de animales en el área determinado de manera conservadora por los individuos con características más obvias. Los errores de identificación también pueden modelarse en análisis de captura y recaptura (Link et al 2010, Yoshizaki et al. 2009). Estamos de acuerdo que el uso de marcas temporales tiene sus limitaciones, sobre todo para estudios a largo plazo. Como mínimo, cuando son usados con cuidado, los individuos identificados proveen información valiosa sobre las presas de los jaguares y sus competidores.



ANEXO 2

Terminología relacionada al desarrollo y ensayo de los modelos

Función de detección: En el muestreo y análisis con DISTANCE esta es una función que modela el grado de declinación en la probabilidad de encontrar un animal a medida que aumenta la distancia al punto de observación en 360°. La distribución de las observaciones puede adquirir varias formas cuando se aleja desde la probabilidad de encuentro 1 en el punto de observación hacia fuera. La probabilidad de que un observador vea un animal sobre la misma senda es 1, y su probabilidad de detección declina mientras aumenta la distancia a la senda o el observador de acuerdo a una función que es definida con variables como la especie, el hábitat, el comportamiento del animal, etc. Las probabilidades de declinación en DENSITY son una función de la distancia de los centros de detección. Sin embargo, un jaguar no necesariamente ocupa con mayor frecuencia el centro de su área de acción, de hecho puede pasar mas tiempo en puntos cercanos a la periferia. Al mismo tiempo, las estaciones de trampas cámaras funcionan como múltiples observadores en el área.

Pruebas de relación de probabilidad; son una herramienta para evaluar la idoneidad de los modelos para describir los datos y comparar qué modelos difieren en su estructura paramétrica. Estas comparaciones de los modelos están estructuradas como una prueba de hipótesis. La hipótesis nula es que el modelo hipotético se ajusta a los datos al igual que el modelo alternativo, y la hipótesis alterna es que el modelo alternativo se ajusta a los datos mejor que otro modelo alternativo. Las pruebas de relación de probabilidad están hechas bajo el supuesto que un modelo más general se ajusta a los datos. En contraste, la **Probabilidad Máxima** es usada para desarrollar y refinar los modelos y precisa de conocer la distribución de la muestra al azar y los valores de la muestra. Un valor es elegido para maximizar la función que es “parametrizada” por los valores de la muestra. Los valores de la muestra juegan un rol en definir los valores de la función, con el objeto de generar un modelo que mejor se ajuste a los datos. Los cálculos pueden ser complejos, con funciones, derivados, logaritmos y estimaciones de probabilidad, pero maximizar la función de probabilidad implica escoger un estimado para cada parámetro que define la probabilidad de distribución que mejor se ajusta a los datos (Williams et al. 2002).

El modelo de Probabilidad Máxima usa el número de animales capturados y sus historiales de captura, incluyendo la distribución espacial de esas capturas, para estimar los parámetros de una función de captura y los parámetros de de un proceso espacial que rige la densidad y distribución de la especie. El modelo asume que los centros de las áreas de acción se hallan de forma independiente en el espacio de acuerdo a una distribución de Poisson y que las capturas también son independientes (Borchers & Efford 2008).

Criterio de Información de Akaike (AIC) es usado para probar el ajuste relativo entre modelos alternativos (Buckland et al. 1993). La selección del modelo se dá bajo un marco de optimización mas que una prueba de hipótesis. Estos detalles están descritos en Buckland et al. (1993). El AIC selecciona equilibra el ajuste de un modelo a los datos contra parámetros adicionales usando el principio de parsimonia. En otras palabras, selecciona el modelo que mejor se ajusta a los datos con el menor número de parámetros adicionales. Mientras los estadísticos de Bondad de Ajuste son óptimos medidas de un modelo, el AIC puede tiene mas agilidad en evaluar su utilidad (Williams et al. 2002).

Los **Métodos Estadísticos Bayesianos** buscan proveer una caracterización probabilística de los parámetros basados en los datos de campo. Estos métodos que requieren muchas repeticiones se han vuelto mas populares en los últimos años debido a la rapidez de las computadoras y a los métodos mas eficientes para resolver inferencias Bayesianas complejas. Desde el punto de vista Bayesiano, como en los de estadística clásica, los datos son una materialización de variables aleatorias, pero la diferencia es que para la estadística Bayesiana, los parámetros del modelo también son variables aleatorias. Tanto con datos como parámetros vistos variables aleatorias de acuerdo al cálculo conocido como Regla de Baye, se genera una distribución de probabilidad con los datos, la cual es referida como la distribución posterior. En otras palabras, el proceso Bayesiano crea inferencias basadas en la distribución posterior, condicionada por los datos observados (MacKenzie et al. 2006).

En términos generales, las distribuciones previas de parámetros detallan la distribución posterior, que es la base para la inferencia Bayesiana. Una aproximación de probabilidad utiliza los datos disponibles para determinar la relación de las funciones de probabilidad (Williams et al. 2002). El proceso Bayesiano usa la colecta secuencial de datos para especificar las transiciones de las probabilidades previas a las probabilidades posteriores. Este es un proceso repetitivo, que puede llevar mucho tiempo, durante el cual las probabilidades posteriores resultantes de la colecta de datos durante un período se vuelven probabilidades previas para el siguiente periodo.

La Inferencia Bayesiana presupone que cada individuo tiene un centro de actividad, o un centro de su área de acción sobre el cual los movimientos del animal se distribuyen de acuerdo a alguna regla de probabilidad; y que estos centros de área de acción se distribuyen de manera uniforme. Debido a su movimiento, algunos individuos capturados tienen el centro de su área de acción fuera del área muestreada. La inferencia trabaja con un modelo que gobierna la distribución de estos centros y adopta una aproximación Bayesiana para el análisis del modelo basado en una cadena Markov de Monte Carlo (MCMC) que simula la ubicación de cada centro de área de acción de la distribución posterior. En la práctica, no se pueden ver los centros de actividad, ni podemos ver todas las ubicaciones de un individuo debido a un muestreo incompleto. Dado el modelo de observación, la inferencia estima probabilidad de distribución de las observaciones y el proceso subyacente (las ubicaciones de los individuos) y luego estima el número de centros de actividad individuales del área de muestreo. El modelo aumenta los datos observados con un número mayor de historiales de encuentros “cero”. Los ceros aumentados corresponden a “pseudo-individuos”, solo un subconjunto de miembros de la población que fue expuesta al muestreo. El modelo determina la probabilidad que un individuo de la lista de pseudo-individuos es un miembro de la población muestreada, estima los centros de actividad individual, y la densidad absoluta de los centros de actividad en el área que ocupan las trampas. Los métodos MCMC obtienen una muestra de los parámetros del modelo desde la distribución posterior con una simulación de Monte Carlo. Típicamente, una muestra grande de inferencias dependientes que se obtiene de una muestra inicial de la especie (referida como el “burn-in”) es descartada para asegurarse que las inferencias posteriores son generadas de la distribución real. Con la inferencia MCMC, los centros de actividad individual son

considerados como observaciones perdidas, y son estimados con el muestreo Monte Carlo desde la distribución posterior (Royle & Young 2008, Royle et al. 2009a).

Los métodos de simulación **Monte Carlo** y **Boot Strapping** son re-muestréos de computadora de los datos que se usan para obtener estimaciones del sesgo y la precisión de los estimados de población.

Modelo de Maxima Probabilidad:

La probabilidad, o su equivalente aquí, la distribución del número de animales capturados (n) y sus historias de captura $\omega_1, \dots, \omega_n$ se pueden escribir en términos de la distribución marginal de n y la distribución condicional de $\omega_1, \dots, \omega_n$ dado n como:

$$L(\Phi, \theta | n, \omega_1, \dots, \omega_n) = Pr(n | \Phi, \theta)Pr(\omega_1, \dots, \omega_n | n, \theta, \Phi) \quad (1)$$

donde θ es el vector del parámetro de captura y Φ es el vector de parámetros de los puntos espaciales que rigen la densidad y distribución de la especie. Expandimos a las formas de $Pr(n | \Phi; \theta)$ y $Pr(\omega_1, \dots, \omega_n | n; \theta; \Phi)$ abajo.

Suponiendo que los centros de las áreas de acción ocurren independientemente en un plano de acuerdo a un proceso no-homogéneo de Poisson con una tasa parámetro $D(X; \Phi)$, con un parámetro de vector asociado Φ . Entonces, asumiendo capturas independientes entre animales, el margen para n tiene una tasa parámetro $\lambda(\Phi; \theta)$ que resulta de integrar el proceso Poisson con la probabilidad de ser capturado por lo menos una vez: $\lambda(\Phi, \theta) = \int_{R^2} D(X, \Phi)p.(X, \theta)dX$.

Para mejorar su lectura, a veces se omiten los vectores parámetros como un argumento en la fórmula siguiente. Asumiendo capturas independientes entre animales registrados, la distribución condicional para $\omega_1, \dots, \omega_n$ en un n dado es $Pr(\omega_1, \dots, \omega_n | n, \Phi, \theta) \equiv Pr(\omega_1, \dots, \omega_n | \omega_1 > 0, \dots, \omega_n > 0; \Phi; \theta) = \prod_{i=1}^n Pr(\omega_i | \omega_i > 0, \Phi, \theta)$, donde $Pr \omega_i | \omega_i > 0, \Phi, \theta) = \int_{R^2} Pr(\omega_i | \omega_i > 0, \Phi, \theta)f(X | \omega_i > 0, \Phi, \theta)dX$ es la probabilidad de observar el historial de captura ω_i para el individuo i .

Se puede expresar cada uno de estos términos integrales en términos de probabilidad de captura en la función $p_{ks}(X, \theta)$ y el proceso no-homogéneo de Poisson en $D(X, \Phi)$. La probabilidad de observar un historial de captura ω_i para el individuo i , dado que su centro de área de acción está en X y que fue capturado, es $Pr(\omega_i | \omega_i > 0, X) = p.(X)^{-1} \prod_{s=1}^S \prod_{k=1}^K p_{ks}(X)^{\delta k(\omega_{1s})} [1 - p.s(X)]^{1-\delta.k(\omega_{1s})}$, (omitiendo θ para facilitar la lectura) donde $\delta k(\omega_{1s}) = 1$ if $\omega_{1s} = k$ y es cero de otra manera, $\delta.k(\omega_{1s}) = 1$ if $\delta k(\omega_{1s}) > 0$ para cualquier $k = 1, \dots, K$. Asumiendo independencia entre ocasiones de captura, $p.(X) = 1 - \prod_{s=1}^S [1 - p.s(X)]$.

El segundo término en el integra, la densidad condicional de los centros de área de acción cuando un animal es capturado, se puede expresar así:

$$f(X | \omega_i > 0, \Phi, \theta) = \frac{D(X; \phi)p.(X; \theta)}{\int_{R^2} D(X; \phi)p.(X; \theta) dX} = \frac{D(X; \phi)p.(X; \theta)}{\lambda(\Phi, \theta)}$$

Los parámetros del modelo θ y Φ pueden estimarse maximizando la Ecuación de probabilidad. Evaluando $D(X; \Phi)$ en el estimador de probabilidad máxima (MLE) $\hat{\Phi}$ provee un estimado de la densidad. El valor medio de $D(X; \hat{\Phi})$ en un área es el MLE de la densidad promedio de la especie en el área, y el MLE del número de individuos en el área es el integral $\hat{N} = \int D(X; \hat{\Phi})dX$. (Borchers & Efford 2008).

Inferencia Bayesiana:

Suponiendo que cada individuo de la población tiene un centro de actividad, o un centro de área de acción... El centro del área de acción para el individuo i es el punto $s_i = (s_{1i}, s_{2i})$, sobre el cual los movimientos del animal i se distribuyen (de una forma que se describirá con precisión) de acuerdo a algún tipo de probabilidad. Así, s_i ; $i = 1, 2, \dots, N$ representa centro del área de acción para todos los individuos, el cual se definirá como todos los individuos en un área S que contiene la unidad muestral como un subgrupo. La unidad de muestreo (la grilla de trampas cámara en nuestro caso) se denotará como D . Asumiremos que s_i está uniformemente distribuido en S . En la práctica vamos a prescribir S (p.ej. especificando las coordenadas de algún polígono que contiene la unidad muestral)... El modelo postula, debido al movimiento, que hay individuos capturados que tiene un s_i que se ubica fuera del área física en que fue registrado. El modelo entonces asume la existencia de algún S y debemos asignarle un valor lo suficientemente grande como que no influya en la estimación de parámetros. De otra manera, especificamos el modelo en términos de un modelo que rige la distribución de puntos s_i , y se adopta una inferencia bayesiana para analizar el modelo basado en la cadena Markov de Monte Carlo, la que requiere que simulemos cada s_i a partir de la distribución posterior. Debemos describir, explícitamente, la región en la que ese s_i está simulado, y que la región es S . Esencialmente, S es una distribución previa de la localización de los individuos que se pueden capturar.

Suponemos que un individuo se mueve al azar de acuerdo a una función de probabilidad de distribución $g(s; \theta)$. Vamos a denotar las coordenadas de muestreo en el tiempo t como $u_{it} = (u_{1,it}, u_{2,it})$ para diferenciarlas de los centros individuales... En la práctica no observamos los centros individuales, s_i , ni observamos una serie completa de $(u_{1,it}, u_{2,it})$ para cada individuo debido a un muestreo deficiente.

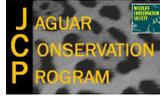
De acuerdo al modelo, vamos a estimar una distribución de probabilidad para las observaciones y el proceso subyacente (las localizaciones de los individuos), y esto nos permitirá estimar el número de centros de actividad individual localizados en la unidad de muestreo o en cualquier región arbitraria de S .

El modelo es un caso especializado del modelo covariado individual, donde el efecto individual está latente (o se no observado)... la localización de los individuos en cada ocasión de muestreo son producto de una variable parcialmente aleatoria, y deben ser extraídas de la probabilidad condicional a través de la integración. Alternativamente, se puede realizar directamente un análisis Bayesiano usando la cadena Markov de Monte Carlo (MCMC). Con el análisis MCMC, las ubicaciones no observadas se extraen con la integración de Monte Carlo, evitando la integración explícita. Adoptamos una estrategia general basada en el método de "aumento de datos" (Tanner and Wong 1987).

El aumento de datos puede ser motivado formalmente asumiendo un N uniforme y discreto habiéndose respaldado en los integrales $N = 0, 1, \dots, M$ para un M grande. Bajo la reparametrización, el modelo es equivalente (Royle et al. 2007) a aumentar de gran manera los datos observados, $M - n$, de todos los historiales de encuentro "cero". Así, el tamaño de la serie de datos (M) se vuelve una cantidad fija, y el modelo es reparametrizado para ser técnicamente equivalente a lo que a veces se refiere como "modelos de ocupación" (p.ej. MacKenzie et al. 2006). Mientras que la derivación técnica es precisa, los ceros aumentados

a veces son una abstracción, correspondiendo a lo que se puede llamar “pseudo-individuos”; solamente un subconjunto del cual son miembros de la población de tamaño N que fue expuesta para el muestreo. Podemos afirmar que M es suficientemente grande de manera que el N posterior no quede truncado (esto se puede lograr a través de prueba y error, sin consecuencias filosóficas ni prácticas). Dada la serie de datos aumentados, podemos introducir un indicador de variable, digamos z_i ; $i = 1, 2, \dots, M$, tal que $z_i = 1$ si el elemento i de la lista aumentada es miembro de la población de tamaño N y $z_i = 0$. Imponemos el modelo $z_i \sim \text{Bernoulli}(\psi)$, donde ψ será referido como la posibilidad de inclusión. Esta es la probabilidad de que un individuo de la lista de pseudo-individuos es miembro de de la población muestreada de tamaño N . Bajo esta fórmula, el modelo resultante es una versión no inflada del modelo conocido de N , que provee bases para su formulación de Royle et al. (2007). Específicamente, $1 - \psi$ es el parámetro no inflado, y ψ está relacionado a N en el sentido que $N \sim \text{Binomial}(M, \psi)$ bajo el modelo de datos aumentados. Esta relación entre N y ψ ha sido descrita anteriormente en modelos de ocupación de sitio y estimación del tamaño de poblaciones abiertas (Karanth & Nichols 1998, Royle et al. 2007).

Los métodos MCMC obtienen una muestra de los parámetros del modelo de la distribución posterior de la simulación de Monte Carlo. Típicamente, una muestra grande de estimaciones dependientes que resulta luego de la primera muestra (referida como “burn-in”) se descarta para asegurarse que las siguientes estimaciones se generen de la distribución real. Con el modelo MCMC, los centros de actividad individuales son considerados como observaciones perdidas, y son estimados con el muestreo de Monte Carlo desde la distribución posterior (Royle & Young 2008, Royle et al. 2009a).



ANEXO 3

Guía para ingresar los datos al programa Density (Efford, 2007)

Por Leonardo Maffei, Andrew Noss y Mathias Tobler

NOTA: Esta guía no pretende reemplazar las indicaciones que aparecen en la publicación original:

Efford, M. G., Dawson, D. K. & Robbins, C. S., 2004. DENSITY: software for analysing capture–recapture data from passive detector arrays. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27(1): 217–228.

Es solo una ayuda en castellano para su manejo. Esta no es una guía original del programa Density, ni esta aprobada ni corregida por los autores del programa. Esta basada en los detalles del programa que aparecen en el botón *Help* y es posible que existan errores u omisiones.

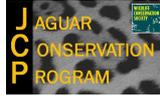
PARTE 1. Como correr el programa

El programa DENSITY usa métodos para estimar la densidad de poblaciones animales a partir de datos de captura y recaptura usando una serie de ‘detectores’. Estos detectores pueden ser trampas para capturar a los animales vivos, poner marcas distintivas en los especímenes; también pueden ser trampas de pelos para la obtención de ADN o trampas cámaras que toman fotos que permiten identificar a los animales por sus manchas naturales. El método de captura y recaptura explícitamente espacial (Spatially Explicit Capture Recapture o SECR por sus siglas en inglés) utiliza las localizaciones donde cada animal fue detectado para construir un modelo espacial del proceso de detección, y luego obtener estimados de la densidad poblacional. Las estimaciones de densidad se determinan estimando los centros de las áreas de acción de los animales observados en el área de muestreo. La Predicción Inversa (IP SECR) y probabilidad máxima (ML SECR) son métodos alternativos que ayudan a correr el modelo de detección espacial.

Para correr este programa primeramente necesitamos dos matrices de datos:

1. Distribución de las trampas (TRAP LAYOUT). En una planilla de Excel se puede hacer fácilmente esta matriz, en la primera columna se pone el numero correlativo de la trampa, en la segunda la coordenada X y en la tercera la coordenada Y, estas dos en UTM. Luego el archivo se guarda como Texto y se puede guardar en el programa Bloc de Notas bajo el formato de .txt o directamente desde Excel, guardando como Texto delimitado por Tabulaciones. El archivo se verá así:

1	576324	7837101
2	575525	7837721
3	574790	7838373
4	573928	7838943
5	573146	7839539
6	572659	7837449



2. Datos de las capturas (CAPTURE DATA). En una planilla de Excel se elabora esta matriz, donde en la primera columna se coloca el número de sesión, esto es decir que para un muestreo completo pondremos “1” para otro muestreo “2”, ya así sucesivamente. Para simplificar los análisis y manejo de datos sugerimos hacer una matriz para cada muestreo, por lo que la primera columna aparecerá solo “1”.

En la segunda columna se coloca la identificación del individuo, con una línea por cada captura de cada individuo (esto va a depender de la siguiente columna). En la tercera columna se coloca el día correlativo en que el animal fue capturado. O sea que si el muestreo empezó el 1 de abril, y el animal fue capturado el 20 del mismo mes, aquí aparecerá “20”, pero si fue capturado el 10 de mayo, aparecerá “40” ya que desde el 1 de abril, el 10 de mayo es el día 40 de captura.

En la última columna aparece el número de trampa en que el animal fue capturado. Esta columna será la que relacione las dos matrices, ya que es la única común a ambas. Es muy importante que los números de las trampas coincidan con los números en la primera matriz, o sea que no haya números de trampas en la matriz 2 que no figuren en la matriz 1.

El archivo se verá así:

1	1	26	40
1	1	26	42
1	1	33	1
1	1	33	13
1	1	55	12
1	2	38	15
1	2	38	15
1	3	38	2
1	4	10	41
1	4	10	42
1	5	30	10
1	6	55	45
1	6	6	44
1	7	16	44

Una vez elaboradas las matrices, se empieza a correr el programa.

Si usted no tiene el programa puede bajarlo de:

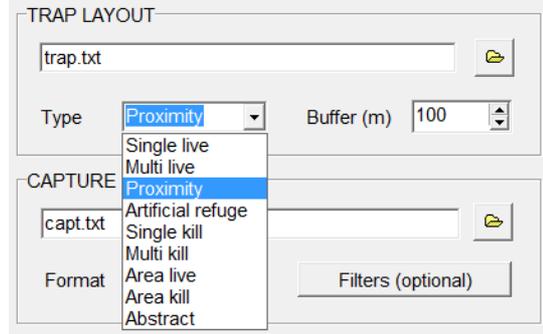
<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>

y guardarlo en una carpeta identificada con el programa.

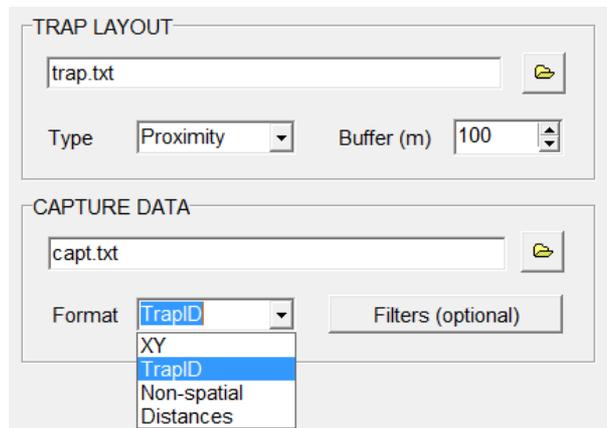
Luego abra la carpeta y haciendo doble clic en el ícono  density y acepte la pantalla de bienvenida.

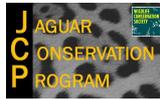
Se le aparecerá la pantalla donde se insertan los datos. En la pestaña donde dice TRAP LAYOUT se inserta el archivo .txt que elaboramos sobre la distribución de las trampas y en la pestaña que dice CAPTURE DATA se inserta el archivo sobre los datos de captura.

En esta misma pantalla, existen otros detalles de la captura que hay que definir: **Type**, se refiere a la forma que los animales han sido capturados. Las opciones mas comunes son: *Single Live*, cuando el animal es capturado, marcado y liberado, *Multi live* donde el animal puede ser capturado varias ocasiones en la misma trampa, *Single kill* cuando el animal es capturado y muerto, como en las trampas de golpe para ratones y *Proximity* cuando el animal es registrado pero no capturado, como el caso de las trampas cámaras.



Format: está referido cómo detallamos la distribución de las trampas en nuestros archivos. Tenemos cuatro opciones: *Trap ID*: donde se vinculan las capturas con las trampas a través del archivo de TRAP LAYOUT, donde cada estación tiene un número (trap id) y las coordenadas. *XY*: Alternativa a la anterior, en este caso cada captura se relaciona directamente con las coordenadas geográficas. *Non-spatial*: Cuando no se tienen las ubicaciones de los puntos de captura, no se puede calcular la densidad, solo la abundancia. *Distances*: Este formato trabaja con las distancias entre capturas. Debido a su facilidad en el uso, se recomienda trabajar con las dos matrices mencionadas al inicio, por lo que hay que seleccionar *Trap ID*.

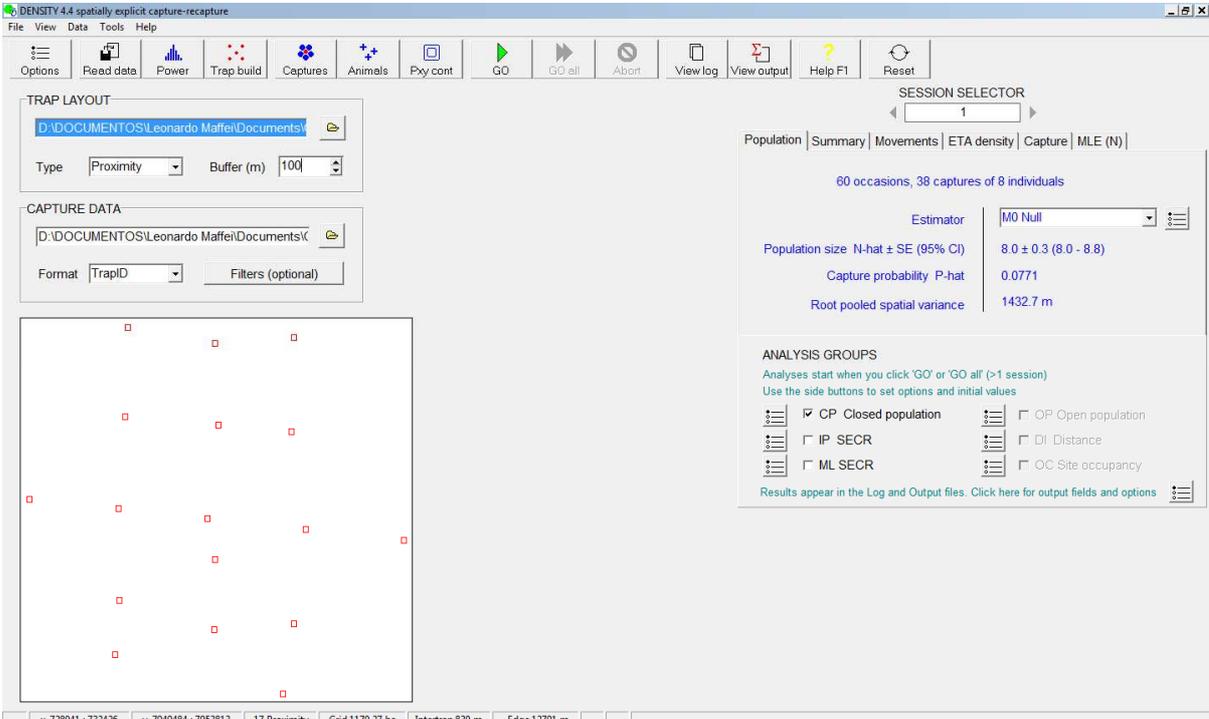




Luego encontramos la pestaña *Buffer (m)* que se refiere a la banda que se agregará alrededor de las trampas para formar el borde y en la que por defecto se aparece 100 (esto por que el programa ha sido desarrollado originalmente para pequeños mamíferos). Pero en el caso de muestreos para mamíferos grandes con trampas-cámara, hay que colocar un valor “grande”; el autor (Efford, *com. pers.*) indica que con este valor se crea un área de análisis con el cual se corren las evaluaciones y que debe ser mas grande que el área cubierta por las trampas porque los centros de área de acción de los animales registrados pueden estar fuera del polígono. Se sugiere multiplicar el MMDM por 5 y usar este resultado como Buffer para correr el programa (este valor de MMDM se encuentra en la pestaña *Movements*) o en su defecto una distancia estimada a partir de algún estudio similar de trampas cámaras o telemetría. Finalmente se encuentra la pestaña *Filters (optional)* donde nos permite analizar varias sesiones, ocasiones o capturas. Como nuestra matriz es de un muestreo solamente, dejamos esta pestaña como está.

Para ver los datos resultantes en ind/km² ingrese a Options → Output → Units of Area y seleccione *sq km*.

Luego de insertar en esta pantalla los archivos de Distribución de trampas y Datos de captura y haber definido *Type*, *Format* y *Buffer*, apriete  para leer los datos. Primero es posible que aparezcan una o varias ventanas que dicen “Duplicates will be ignored”, presione aceptar hasta que desaparezcan. Estos mensajes indican que varias capturas serán ignoradas en el análisis de captura-recaptura ya que fueron realizadas en un mismo día. Aparecerá esta pantalla:



The screenshot displays the DENSTY 4.4 software interface. The main window is titled "DENSTY 4.4 spatially explicit capture-recapture". The interface includes a menu bar (File, View, Data, Tools, Help) and a toolbar with various icons for file operations and analysis. The "TRAP LAYOUT" section shows a file path "D:\DOCUMENTOS\Leonardo Maffei\Documents\" and a "Buffer (m)" value of 100. The "CAPTURE DATA" section shows a file path "D:\DOCUMENTOS\Leonardo Maffei\Documents\" and a "Format" of "TrapID". A central map displays a grid of red squares representing traps. The right-hand side of the interface shows the "SESSION SELECTOR" set to 1, a "Population" summary table, and "ANALYSIS GROUPS".

Population	Summary	Movements	ETA density	Capture	MLE (N)
60 occasions, 38 captures of 8 individuals					
Estimator	M0 Null				
Population size N-hat ± SE (95% CI)	8.0 ± 0.3 (8.0 - 8.8)				
Capture probability P-hat	0.0771				
Root pooled spatial variance	1432.7 m				

ANALYSIS GROUPS
Analyses start when you click 'GO' or 'GO all' (>1 session)
Use the side buttons to set options and initial values

- CP Closed population
- OP Open population
- IP SECR
- DI Distance
- ML SECR
- OC Site occupancy

Results appear in the Log and Output files. Click here for output fields and options



En Estimator aparecerá por defecto M0 Null, cámbielo a Mh Jacknife, ya que este estimador es más robusto. En caso que este último no pueda trabajar (lo sabrá porque en *Population size* y *Capture pobability* aparecerá NA), regrese a M0 Null.

Luego seleccione en la parte de **ANALYSIS GROUPS** solamente **ML Secr**, ya que por defecto aparece seleccionado **CP Closed Population**.

Luego haga correr el programa apretando . El programa tardará unos minutos en correr. Cuando en la parte inferior derechaarezca **DONE** y un círculo verde, se obtienen los resultados. La densidad final calculada a través del método SECR aparece en inds/km² en la parte inferior derecha (*Density*).

Para conocer el error estándar y el rango de la densidad, una vez corrieron los datos, apretar la pestaña **View Output**. Se abrirá una página de texto donde se detallan los resultados del análisis. En la ultima línea, que se titula **Output**, busque **SE.MLDens**, **LC.MLDens** y **UC.MLDens**, están todos seguidos, esos valores son el error estándar, el limite inferior y el limite superior del rango.

Parte 2. Detalle de los componentes de DENSITY

Abajo a la izquierda de la pantalla principal de DENSITY aparece el mapa de nuestras trampas, el cual nos sirve inicialmente para confirmar que no cometimos ningún error u omisión al ingresar las coordenadas.

A la derecha aparecerá la pantalla de resultados, con seis pestañas.

Population: En la primera pestaña, que aparece cuando se corre el programa, muestra los datos generales de la población:

Population	Summary	Movements	ETA density	Capture	MLE (N)
60 occasions, 37 captures of 8 individuals					
Estimator		MO Null			
Population size $N\text{-hat} \pm SE$ (95% CI)		8.0 \pm 0.3 (8.0 - 8.8)			
Capture probability $P\text{-hat}$		0.0771			
Root pooled spatial variance		1448.8 m			

Primero se observa el resumen de los días de trampeo, las capturas y los individuos. Luego tenemos:

Estimator: es el estadístico usado para la estimación de la abundancia usando modelos clásicos de captura-recaptura, que por defecto aparece el estimador básico $M(o)$

Population size: Muestra la abundancia que calcula el programa CAPTURE, de acuerdo con el modelo (*Estimator*) seleccionado en el punto anterior, el error estándar y el intervalo de confianza.

Capture probability: La probabilidad de captura estimada por el modelo seleccionado bajo *Estimator*.

Root pooled spatial variance: Raíz cuadrada de la varianza espacial. Es el promedio de la variación de las localidades alrededor del centro del área de acción para todos los individuos.

Summary: La siguiente pestaña luego de los datos generales de la población, resume las capturas por cada día, donde:

- $n(i)$ es el número de animales capturados esa ocasión (o día para nuestro caso de trampas cámaras)
- $u(i)$ indica cuantos animales se capturaron por primera vez ese día
- $f(i)$ el número de capturas por cada individuo, o sea cuántos individuos se capturaron una vez, cuantos dos veces, etc.
- $M(i+1)$ es la acumulación de capturas (en individuos no en registros)
- *Losses:* pérdidas de individuos (no aplica cuando no se sacrifican los animales)

Population	Summary	Movements	ETA density	Capture	MLE (N)				
	Occasion i	1	2	3	4	5	6	7	8
$n(i)$	caught at time i	0	0	0	0	1	2	3	0
$u(i)$	first caught at time i	0	0	0	0	1	2	3	0
$f(i)$	caught exactly i times	5	2	2	2	3	1	0	1
$M(i+1)$	marked animals at i+1	0	0	0	0	1	3	6	6
Losses	removed at i	0	0	0	0	0	0	0	0

Las pestañas inferiores nos indican:

- **Capture histories:** que día que fue capturado cada individuo (Individuo vs. Ocasión)
- **Site histories:** en qué trampa y que día fue capturado cada individuo (Trampa vs. Ocasión)
- **Animal x site:** el número de veces que cada individuo fue capturado en cada trampa.

Nota: para interpretar estos últimos datos hay que tener a mano las matrices donde se detallan los puntos de capturas.

Movements:

$d\text{-bar}$ = Distancia media de las recapturas

$P(d=0)$ = Proporción de capturas en la misma trampa

$RPSV$ = Raíz cuadrada de la varianza espacial

ARL = Rango Asintótico de la Longitud en m (Esta es otra estimación de MMDM y del diámetro del área de acción con asíntotas)

$MMDM$ = Distancia media viajada por cada individuo detectado en por lo menos dos trampas diferentes

$t2r2$ = *Relación de Schoener* es la relación de la distancia media al cuadrado entre observaciones sucesivas y la distancia media al cuadrado del “centro de actividad”

Population	Summary	Movements	ETA density	Capture	MLE (N)
Trap-revealed movement		<input type="button" value="Histogram of distances"/>	d-bar	1509.1 ± 243.1 m (N = 29)	
		<input type="button" value="Histogram of directions"/>	P(d=0)	0.3448	
		<input type="button" value="Plot range length"/>	RPSV	1448.8 m	
			ARL	3909.9 ± 1433.6 m	
			MMDM	2889.4 ± 693.4 m	
			t2/r2	1.8246	
Radiotelemetry		<input type="button" value="Show"/>	P(on grid or near traps)	No data	
			Density	NA	

ETA density: Esta ventana muestra los valores clásicos usando la distancia media viajada (MMDM) por los animales registrados.

En esta pestaña puede aparecer una recomendación de no usar los métodos de Área Efectiva de Trampeo (entiéndase no usar el cálculo del área de muestreo a partir del MMDM) como en la figura de abajo.

- *Polygon:* Primero se solicita si los bordes del polígono pueden ser convexos o cóncavos. Sugerimos utilizar Concave.

- *Strip Method:* Luego hay que definir cómo se agregará el borde al área de muestreo, que puede ser manual, $ARL/2$ (es otra forma de estimar el área de muestreo con asíntotas), $MMDM/2$ y $MMDM$. A veces seleccionar $MMDM/2$ no funciona, por lo que se debe usar *Manual* (que viene por defecto) y en la pantalla de *Boundary Strip* escribir el $MMDM/2$ proveniente de nuestros datos u otro dato disponible, como de telemetría. El botón Show muestra el polígono en el mapa.

En esta pestaña podemos ver dos informaciones fundamentales del análisis:

1. *Effective trapping area:* Área efectiva de muestreo
2. *Density:* La densidad de nuestra especie estudiada en inds/has

Population | Summary | Movements | ETA density | Capture | MLE (N)

Conventional estimates of effective trapping area (ETA) and density

WARNING : ETA methods are not recommended. Use IP or ML

Polygon Convex Concave Show

Strip method Manual ARL/2 MMDM/2 MMDM

Boundary strip (m) Effective trapping area 6717.532 ha

Density (N-hat / ETA) = 0.0013 / ha

La gran ventaja de DENSITY es que aquí se calculan rápidamente el área efectiva de muestreo y la densidad poblacional en base a todos los modelos que usa CAPTURE, y a todos los posibles valores de “buffer” (1/2 MMDM, MMDM, telemetría, etc.).

Capture y MLE (N):

Capture es para correr los datos en el programa CAPTURE y MLE(N) da mas detalles sobre los resultados de los modelos clásicos en DENSITY como AIC, log Likelihood etc.

Population | Summary | Movements | ETA density | Capture | MLE (N)

Closed population analysis of current session with program CAPTURE

Analysis tasks

task model selection

Append output

Population | Summary | Movements | ETA density | Capture | MLE (N)

M(0) - ML estimator (Otis et al. 1978)

Population size (CI) 8.0 ± 0.3 (8.0 - 8.8)

Capture probability 0.0771 (per occasion)

Capture probability 0.9919 (overall)

Npar 2

Log likelihood -130.362

AIC 264.724

AICc 267.124

ANALYSIS GROUPS:

En la parte inferior de todas las pestañas que acabamos de analizar, se encuentra la ventana donde hay tres comandos para correr el programa DENSITY:

CP Closed population

IP SECR: Densidad calculada a partir de Predicción Inversa

ML SECR: Densidad calculada a partir de Probabilidad Máxima (Maximun Likelihood)

ANALYSIS GROUPS

Analyses start when you click 'GO' or 'GO all' (>1 session)

Use the side buttons to set options and initial values

CP Closed population OP Open population

IP SECR DI Distance

ML SECR OC Site occupancy

Results appear in the Log and Output files. [Click here for output fields and options](#)

Finalmente, luego de haber hecho correr los datos aparece esta pantalla:

Progress on analyses Session : 1 ●

DONE

Eval	LL	sec	Density	g0	Sigma
97	-88.456	0.59	0.024860	0.00259	3849.717

Donde:

Eval: Número de evaluaciones realizadas para estimar la densidad (Se realizan muchas evaluaciones por que estima la densidad con diferentes valores de los parámetros de análisis [posibles centros de área de acción de los individuos observados en el área de



muestreo], cada vez acercándose al resultado final. Cuando la variación es mínima entre evaluaciones, termina el programa).

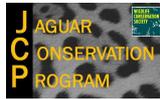
LL: Log de la probabilidad máxima =the maximized log likelihood

sec: Segundos que tarda el programa en obtener la información.

Density: Densidad de la especie en inds/km²

g0: la probabilidad de captura cuando la trampa y el centro de actividad coinciden

Sigma: Una aproximación al diámetro del área de acción del animal de interés.



ANEXO 4

Guía para ingresar los datos al programa Secr (Efford, 2011)

NOTA: Este es sólo una guía para ingresar los datos al programa Secr y no contiene ningún dato sobre la base científica del mismo. Para ello remitirse al autor original:

Efford, M. 2011. Secr – spatially explicit capture-recapture in R. Manuscript.

Paso 1.

Elabore dos matrices de datos:

1. Distribución de las trampas. En una planilla de Excel se puede hacer fácilmente esta matriz, en la primera columna se pone el numero correlativo de la trampa, en la segunda la coordenada X y en la tercera la coordenada Y, estas dos en UTM. Luego el archivo se guarda como Texto y se puede guardar en el programa Bloc de Notas bajo el formato de .txt o directamente desde Excel, guardando como Texto delimitado por Tabulaciones. El archivo se verá así:

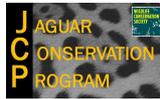
1	576324	7837101
2	575525	7837721
3	574790	7838373
4	573928	7838943
5	573146	7839539
6	572659	7837449
.

2. Datos de las capturas. En una planilla de Excel se elabora esta matriz, donde en la primera columna se coloca el número de sesión, esto es decir que para un muestreo completo pondremos “1”, para otro muestreo “2”, ya así sucesivamente. Para simplificar los análisis y manejo de datos sugerimos hacer una matriz para cada muestreo, y en la primera columna aparecerá solo “1”.

En la segunda columna se coloca la identificación del individuo, ocupando tantas filas como veces haya sido capturado. Debe haber una fila para cada captura de cada individuo.

En la tercera columna se coloca el día correlativo en que el animal fue capturado. O sea que si el muestreo empezó el 1 de abril, y el animal fue capturado el 20 del mismo mes, aquí aparecerá “20”, pero si fue capturado el 10 de mayo, aparecerá “40” ya que desde el 1 de marzo, el 10 de abril es el día 40 de captura.

En la última columna aparece el número de trampa en que el animal fue capturado. Esta columna será la que relacione las dos matrices, ya que es la única común a ambas. Es muy importante que los números de las trampas coincidan con los números en la primera matriz, o sea que no haya números de trampas en la matriz 2 que no figuren en la matriz 1.



El archivo se verá así:

1	1	26	40
1	1	26	42
1	1	33	1
1	1	33	13
1	1	55	12
1	2	38	15
1	2	38	15
1	3	38	2
1	4	10	41
1	4	10	42
1	5	30	10
1	6	55	45
1	6	6	44
1	7	16	44

Una vez elaboradas las dos matrices, se guardan en un sitio accesible como una carpeta en el disco C o D.

Paso 2.

Correr el programa.

1. Bajar R y secr de <http://www.r-project.org>
2. Si tiene el R como acceso directo en su escritorio, ábralo. Si no, abra el folder de R, entre a bin y luego en i386 hacer clic en Rgui.
3. Aparecerá una pantalla. En el menú superior ir a Paquetes → Cargar Paquetes. Aparecerá una nueva ventana seleccione secr y luego clic en OK.

4. Aparece este texto:

```
Loading required package: abind  
This is secr 2.3.0. For overview type ?secr
```

5. En la pantalla que queda, luego del signo > (que esta en rojo), escribir:
library(secr)
→Enter.

6. Luego del signo > colocar:

```
capthist<-read.capthist('XXX', 'YYY', detector='proximity',fmt='trapID',  
noccasions=ZZ, skip=1)
```

Donde XXX es la ruta de la matriz de captura y YYY es la ruta de la matriz de ubicación de las trampas cámaras. La ruta de las matrices se verá así:

```
'C:\\Mis Documentos\\Densidad\\UbicacionesTrampas.txt'
```

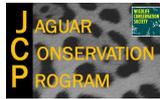
No olvide colocar la comilla simple (') al principio y final de cada ruta.

ZZ es la duración en días de su estudio.

→Enter

Debe aparecer una frase que dice:

```
No errors found :-)
```



En este paso inicial es donde se cometen más errores y el programa no corre. Los errores usualmente son asignarle un número de días equivocado al estudio, una ruta no válida a los archivos o un nombre incorrecto a los mismos.

7. Si desea ver un gráfico de su estudio, luego del signo > coloque:

```
plot(caphist,border=3000,tracks=TRUE,varycol=TRUE)
```

→Enter

Le aparecerá el gráfico de su estudio en un área que se extiende 3000 m alrededor de las trampas.

8. Si desea confirmar los datos ingresados, luego del signo > coloque:

```
summary(caphist)
```

→Enter

Aparecerá la matriz de las capturas con el resumen de los datos por día de muestreo

9. Luego del signo > coloque:

```
buffer=15000
```

→Enter

Solo aparecerá otro signo > donde debe poner:

```
secr.0 <- secr.fit (caphist , model = g0 ~ 1, trace = FALSE, buffer=buffer)
```

→Enter

El programa se queda unos minutos procesando los datos.

NOTA: el valor de *buffer* es muy importante, porque define el área *S* en donde se corre el análisis. El usuario lo tiene que definir, que sea muy grande para la especie de interés, mínimo 4 veces *sigma* (ver mas abajo) o el diámetro del área de acción si se conoce. Se sugiere correr el programa con un *buffer* de 15.000 para animales de área de acción grande como jaguares o pumas y 6.000 para animales con área de acción más pequeña como ocelotes o tapires. Luego se comprueba este dato con *sigma* en los resultados (verificando que este cerca a cuatro veces su valor), si es así, se consideran estos resultados como finales, sino se corre de nuevo el programa multiplicando el valor de *sigma* por 4 y usando éste en el *buffer* de este paso.

10. Luego que el programa dejó de procesar, aparece nuevamente el signo > tras el cual hay que poner:

```
secr.0 →Enter
```

Y aparecerá una pantalla con los resultados, los más importantes son:

Detector type	proximity
Detector number	31
Average spacing	1759.208 m
x-range	724035 738941 m
y-range	7944153 7956164 m
N animals	: 7
N detections	: 22
N occasions	: 65
Mask area	: 112323.9 ha

Donde:

Detector type fue definido al ingresar los datos y define a las cámaras fotográficas como detectores de proximidad ya que no encierran (capturan físicamente) al animal ni lo matan y tampoco afectan la posibilidad de capturar el mismo animal en otras estaciones el mismo día, u otros animales en la misma estación el mismo día.

Detector number es el número de estaciones o cámaras

Average spacing es el promedio de distancias entre cámaras



X y Y Range son los rangos de UTM de las cámaras
 N animals es el número de individuos fotografiados
 N detections es la cantidad de fotos de estos individuos
 N occasions es la duración del estudio, en días para este ejemplo.
 $Mask$ area es una aproximación al área de análisis, incluyendo el *buffer*

Al final de los resultados se puede ver:

Fitted (real) parameters evaluated at base levels of covariates					
	link	estimate	SE.estimate	lcl	ucl
D	log	1.192138e-04	5.667549e-05	4.921381e-05	2.887791e-04
g0	logit	1.142273e-02	4.319588e-03	5.429843e-03	2.387117e-02
sigma	log	4.094811e+03	8.330980e+02	2.759358e+03	6.076586e+03

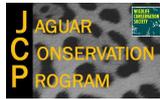
Donde:

D es la densidad

$g0$ es la probabilidad de detección

σ es una aproximación al diámetro del área de acción de la especie fotografiada, en este ejemplo, 4.094 metros.

En los datos de densidad (D), la primera columna (*estimate*) es la densidad en sí, la segunda columna (*SE.estimate*) es el error estándar, la tercera columna (*lcl*) es el límite inferior de confianza al 95% y la cuarta columna (*ucl*) el límite superior de confianza al 95%. Tenga cuidado que todos estos datos están en hectáreas, por lo que hay que multiplicarlos por 10.000 para transformar el área en 100km². O sea que la densidad de 1,19...e-04 viene a ser 0.000119 inds/ha, multiplicado por 10.000 se transforma en 1.19 inds/100 km².



ANEXO 5

Guía para ingresar los datos al programa SPACECAP (Gopalaswamy, 2012)

OJO: Esta solo es una guía para ingresar los datos al programa.
No contiene ninguna información sobre la base científica del mismo, para lo que el lector se debe remitir al autor original:

Arjun M. Gopalaswamy, Andrew J. Royle, James E. Hines, Pallavi Singh, Devcharan Jathanna, N. Samba Kumar and K. Ullas Karanth (2012). Program SPACECAP: software for estimating animal density using spatially explicit capture-recapture models. Methods in Ecology and Evolution. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00241.x

Preparando los datos:

Primero tiene que elaborar tres matrices de datos:

1. Los detalles de captura de la especie. Puede hacerse en una planilla de Excel con tres columnas: LOC_ID, que es número de la trampa cámara donde el animal fue fotografiado, ANIMAL_ID es la identificación de cada individuo y SO es número de día que el animal fue fotografiado.

	A	B	C
1	LOC_ID	ANIMAL_ID	SO
2	24	1	7
3	4	1	8
4	3	1	8
5	2	1	8
6	.	.	.
7	.	.	.
8	.	.	.

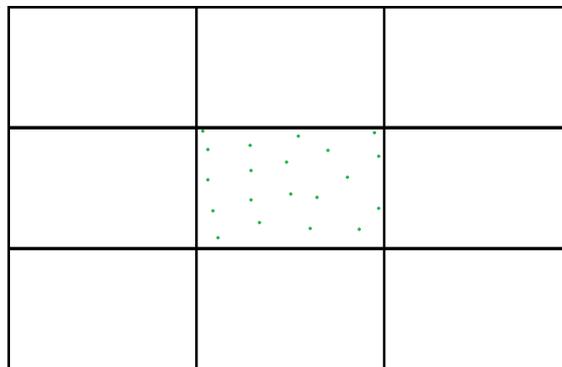
En esta matriz de un estudio con trampas cámaras, por ejemplo, el individuo 1 fue fotografiado en la trampa 24 el séptimo día de muestreo. Luego fue fotografiado en la trampa 4 el octavo día de muestreo.

2. Los detalles de la distribución de las trampas y el tiempo que estuvieron en funcionamiento. LOC_ID es el número de la trampa cámara y que relaciona esta matriz con la anterior, X_Coord y Y_Coord son las coordenadas de las mismas en UTM y luego se colocan todos los días que las trampas cámaras estuvieron funcionando, con un 1 cuando trabajaron y un 0 cuando no lo hicieron.

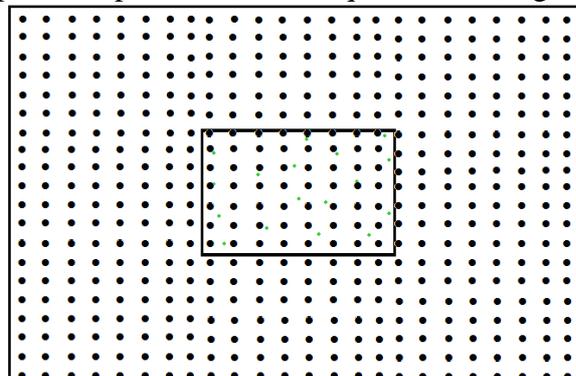
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	LOC_ID	X_Coord	Y_Coord	1	2	3	4	5	6	7	8	.	.	.	55	56	57	58	59	60
2	1	628767	7963185	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1
3	2	627087	7963366	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1
4	3	625986	7963462	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1
5	4	624602	7963600	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1
6	5	622801	7963770	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1
7
8
9
10	24	627778	7964854	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1
11	25	623991	7967396	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1
12	26	634800	7964846	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1

En la matriz de arriba por ejemplo, tenemos un total de 26 trampas cámaras y el estudio duró 60 días. Como todos los días están identificados con un 1, quiere decir que funcionaron durante todo el estudio.

- Centros potenciales de las áreas de acción. Es una matriz con puntos equidistantes que simulan los centros hipotéticos de las áreas de acción de los individuos de la especie que estudiamos en el área de muestreo. El área cubierta por estos centros potenciales, S, tiene que ser muy grande, para evitar cualquier posible efecto limitante del área de muestreo de las trampas en relación a las áreas de acción de los individuos fotografiados. El programa comparará, miles de veces, selecciones de centros hipotéticos con las observaciones actuales en el muestreo, para estimar el número de centros de acción relacionados con el área S, y a su vez la densidad. Podríamos, por ejemplo, formar un rectángulo que cubra todas las trampas cámaras y luego agregamos esta misma área alrededor de las trampas cámaras. La superficie final sería como esta:

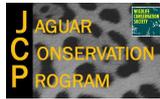


Luego agregue los puntos hipotéticos, todos equidistantes, algo que terminará así,



Importante: los puntos hipotéticos tienen que tener una distancia menor a la de las trampas cámaras (por ejemplo 1 o 2 km entre puntos hipotéticos vs. 4 km entre cámaras en un muestreo para jaguares)

Los programas SIG generan automáticamente este tipo de matriz, a partir de las cuatro esquinas y la distancia entre puntos determinadas por el usuario.



La matriz elaborada en Excel finalmente se verá así:

	A	B	C
1	X_COORD	Y_COORD	HABITAT
2	604000	7983000	1
3	606000	7983000	1
4	608000	7983000	1
5	610000	7983000	1
6	.	.	.
7	.	.	.
8	.	.	.
128	616000	7973000	1
129	618000	7973000	1
130	620000	7973000	1

Aquí, las columnas A y B son las coordenadas y C el tipo de hábitat. Como estos datos provienen de una zona homogénea se pone solo 1, pero si tuviéramos varios tipos de hábitats, pondríamos 2, 3, 4, etc. de acuerdo a donde caigan los puntos hipotéticos.

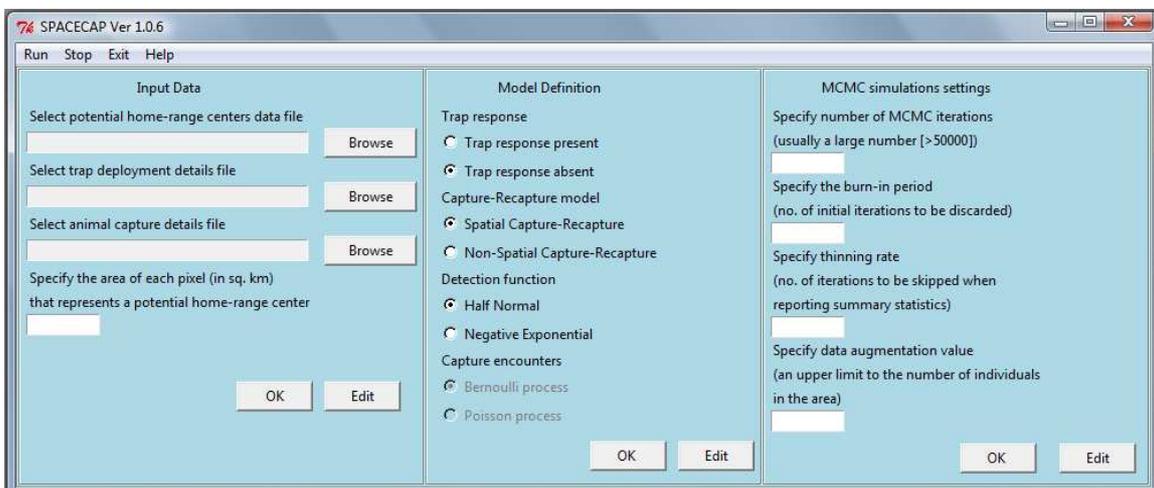
Para animales de área de acción pequeña, como ocelotes o tapires se sugiere una separación entre puntos de 0.5 km y para animales de área más grande, como jaguares o pumas, se sugiere una separación de 1 km.

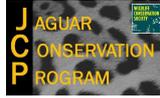
Dependiendo del área cubierta por sus trampas cámaras, esta matriz puede llegar a tener 500, 1000 puntos o incluso más.

IMPORTANTE: Luego de haber elaborado las tres matrices en Excel, debe guardarlas como .CSV (delimitado por comas).

Para arrancar el programa:

11. Bajar R y Spacecap de <http://www.r-project.org>
12. Si tiene el R como acceso directo en su escritorio, ábralo. Si no, abra el folder de R, entre a bin y luego en i386 hacer clic en Rgui.
13. Aparecerá una pantalla. En el menú superior ir a Paquetes → Instalar Paquetes. Aparecerá una nueva ventana (CRAN mirror), seleccione un país donde conectarse, puede ser el suyo o uno vecino. Aparecerá otra ventana, seleccione SPACECAP y luego clic en OK.
14. Ir en el menú superior a Paquetes → Cargar Paquetes y abrir Spacecap
15. En la pantalla que queda, luego del signo > (que esta en rojo), escribir: SPACECAP() →Enter.
16. Aparece una nueva pantalla:





La pantalla tiene tres partes:

Input Data

En la primera ventana (*Select potential home-range centers data file*) se pone el archivo de los centros potenciales de áreas de acción. Apretando “Browse” se puede buscar el archivo en su computadora.

En la segunda ventana (*Select trap deployment details file*) se pone el archivo de las ubicaciones de las trampas cámaras.

En la tercera ventana (*Select animal capture details file*) se colocan los datos de captura.

En la cuarta ventanita se coloca el área que cubren los puntos de los centros potenciales de las áreas de acción. Si para jaguar/puma separamos los puntos por 2 km, entonces aquí se pone 4 (2km x 2km), si están separados por 1 km, entonces aquí se pone 1 (1 km x 1 km), si los puntos están separados por 0.5 km (0.5 km x 0.5 km), se pone 0.25.

→OK

Model Definition

Eso inicialmente se deja como viene de fábrica.

“Trap response absent” quiere decir que las trampas cámaras no generan una reacción negativa en el animal fotografiado donde trata de evitar cámaras en el futuro. “Spatial capture recapture” es el análisis espacial que queremos correr. Actualmente SPACECAP solo corre la función de detección “Half-normal” y el proceso Bernoulli de encuentros.

→OK

MCM simulations settings

Specify number of MCMC iterations: se recomienda colocar 50.000 repeticiones, cosa que llevará unas 6 horas. Para probar que el programa esta funcionando correctamente, puede hacer una prueba rápida con 1.000.

Specify the burn-in period: si hace la prueba con 1.000 repeticiones, poner 100, para las estimaciones de densidad reales, con 50.000 repeticiones, poner 1.000. Este valor representa las primeras repeticiones que se van a eliminar por que pueden presentar fallas o valores extremos mientras el análisis establece los rangos razonables.

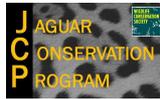
Specify thinning rate: poner 1 porque todas las estimaciones serán consideradas.

Specify data augmentation value, los autores sugieren 5-10 veces el número de animales observados en el muestreo. En el caso de repetir muestreos se puede estandarizar los valores, por ejemplo poner siempre 50 cuando se han observado entre 5-10 individuos. Se puede comparar con el resultado “Nsuper 95% upper HPD level” (ver mas abajo en los resultados); este mismo no debería exceder el *data augmentation value*. Si el valor de *data augmentation* es menor estamos limitando artificialmente el límite superior de las repeticiones y la densidad puede terminar sobre estimada.

→ OK

Finalmente ir arriba y clic en **Run**

El proceso puede llegar a tomar varias horas. Se puede monitorear el progreso mientras los resultados de cada repetición en la pantalla de Spacecap, mientras que en una ventana aparte se abre para ver la barra de progreso. Luego que el programa termine el



análisis produce un archivo con gráficos de los parámetros, una lista completa de los resultados por repetición y aparecen los resultados:

	Posterior_Mean	Posterior_SD	95%_Lower_HPD_Level	95%_Upper_HPD_Level
sigma	2.4206	0.4544	1.7206	3.3227
lam0	0.0148	0.0025	0.011	0.0194
psi	0.7531	0.1708	0.4411	0.9986
Nsuper	22.26	4.9168	13	29
Density	1.1042	0.2439	0.6448	1.4385

Sigma puede ser visto como un “parámetro de desplazamiento” de la especie, y tiene que convertirse a metros usando la siguiente fórmula: $\sqrt{(\text{sigma}/2) * 5000}$. Entonces tenemos $\sqrt{(2,4206/2) * 5000} = 5500$ mts. Esta distancia en metros viene a ser una estimación del diámetro del área de acción de la especie en el área de muestreo.

lam0 = 0.0097 es la tasa de encuentro de un individuo “i” en la trampa “j” en el día “k” cuyo centro del área de acción esta exactamente en esa trampa.

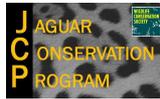
psi es la relación del número de animales presentes en el área de análisis S (el área cubierta por la matriz de centros de acción hipotéticos) en su número máximo posible de acuerdo con el valor de aumentación definido por el usuario.

Nsuper es el tamaño de la población – el número de centros de actividad en el área S.

Density equivale a N_{super} / S , donde S es el área de análisis. Este dato se reporta directamente como 1.1 individuos / 100 km².

IMPORTANTE:

- El valor de *95%_upper_HPD_Level* de *Nsuper* **NO** debe exceder a *Data augmentation value* (el último valor colocado en *MCM simulations settings* que fue de 25). En nuestro ejemplo es 29, entonces el análisis es correcto, ya que pusimos 50 en *Data augmentation value*. Si hubiéramos puesto 25 por ejemplo, entonces debemos correr nuevamente el programa con un *Data augmentation value* mayor a 29.
- Los creadores de SPACECAP recomiendan un mínimo de 50.000 repeticiones (*MCMC iterations*) y no hemos utilizado valores mayores debido al tiempo que se necesita para los análisis – un mínimo de 4 horas en el caso de jaguares con pocas capturas y mas de 50 horas en otros casos.
- El valor de *burn-in period* puede alterarse si los usuarios quieren incrementar la cantidad de repeticiones iniciales que se van a eliminar, ya que representan potenciales valores atípicos.
- El valor de *thinning rate* es el número de repeticiones que se tomarán en cuenta. Si colocamos 1 en esta casilla, todas las repeticiones se guardarán, si colocamos 2, entonces se guardará la segunda repetición, descartando la primera (o sea el 50% de los datos). Colocando 3, se guardará la tercera repetición, descartando las dos primeras, y así sucesivamente.



ANEXO 6

La posibilidad de detectar cambios – análisis de poder estadístico

El poder estadístico es la probabilidad de detectar un efecto o una tendencia significativa independiente de algún tipo de “ruido” como la variación natural. El poder estadístico aumenta a medida que el tamaño de la muestra también lo hace, y la varianza disminuye. El análisis de poder evalúa la probabilidad que el monitoreo detectará un cambio en la muestra cuando efectivamente suceda ($1-\beta$), versus la probabilidad que el monitoreo detecte un cambio cuando éste no suceda en realidad, o un error tipo 1 (α), en otras palabras, **el poder es la capacidad de detectar un cambio cuando éste ocurre, EL objeto del monitoreo.**

El análisis de poder necesita 1) número de ocasiones de muestreo, 2) una tasa de incremento o disminución que se pueda medir, 3) un coeficiente de variación para la medida que no se atribuye al efecto de interés (medida de precisión permitida por el sistema natural), 4) un nivel de significancia α (el standard utilizado para rechazar la hipótesis nula), que resulta de un cálculo del poder ($1-\beta$) (Hatch 2003). Es mejor detectar un cambio falso, que no detectar un cambio que si sucede. Si la declinación es de gran importancia, las pruebas deben ser de una cola y α no deberá ser muy baja.

Utilizando muestreos de huellas para tigres siberianos, Hayward et al. (2002) evaluaron un programa que debería proveer un 80% de poder para detectar disminuciones de 10% con un 20% de posibilidad de cometer un error tipo 1 (α). Utilizaron el programa Monitor, analizando la capacidad de detectar cambios en 5 años. Las desviaciones estándar fueron calculadas con un índice medio de huellas de 15 áreas de estudio. Los autores concluyeron que el poder se incrementaba aumentando el número de rutas (p.ej. de 3 a 10). Rutas mas largas tenían una varianza menor y menos rutas con cero huellas. Reducir la muestra no permitiría detectar una declinación del 10%.

Los autores citaron que Kendall et al. (1992) y Beier and Cunningham (1996) defendían una tasa de error tipo 1 del 20% como aceptable para el monitoreo de especies amenazadas. Estos autores pudieron usar datos preexistentes para calcular el esfuerzo necesario para tener un poder mayor al 80% a fin de detectar una declinación anual del 10%, con un 20% de “falsas alarmas”.

El ejemplo de arriba no se aplica directamente a las trampas cámaras, pero ilustra la importancia de fundamentarse en buena cantidad de datos.

Análisis de tendencias

Hay dos programas para el análisis de tendencias: Monitor y TRENDS (Hatch 2003).

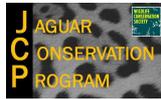
Monitor Version 11. 2010 se puede bajar de:

<http://www.esf.edu/efb/gibbs/monitor/monitor.htm>.

TRENDS se puede bajar de:

<http://swfsc.noaa.gov/textblock.aspx?Division=PRD&ParentMenuId=228&id=4740>

(Gerrodette, T. 1987, 1991)



Gerrodette (1987) reportó que detectar una tendencia tiene cinco parámetros: 1) el número de muestras, 2) la tasa de cambio de la cantidad que se mide, 3) el coeficiente de variación, que es una medida de precisión, y alfa (α), y beta (β); la probabilidad de cometer un error tipo 1 y tipo 2.

El análisis de poder es efectuado con estos parámetros: duración del muestreo, tasa de cambios, precisión de los estimados, alfa y poder, que es igual a 1-beta, donde beta es el error tipo 2, β en el cual el monitoreo no detecta cambios cuando éstos si han ocurrido. El valor de cualquier de estos parámetros puede estimarse si los otros 4 se conocen.

El análisis de poder necesita apoyo de datos de estudios similares o estudios piloto a fin de generar prescripciones aplicables al área de estudio y la especie en cuestión. Usando simulaciones basadas en otros muestreos puede ser válido, siempre que el diseño de muestreo y las condiciones naturales son similares a las del área en la cual el análisis de poder esta siendo estimado.

El U.S. Geological Survey's Patuxent Wildlife Research Center ha preparado un Manual de Monitoreo, <http://www.pwrc.usgs.gov/monmanual/> un documento público con datos relevantes contenidos en la sección titulada Management Monitoring Manual/Setting Sample Size, <http://www.pwrc.usgs.gov/monmanual/samplesize.htm>. La página de USGS sugiere que cualquier cálculo de que tamaño de muestra es necesaria debe ser tratado como una estimación. El poder estadístico y el verdadero número óptimo de muestras solo puede calcularse una vez los datos han sido colectados durante años.

La receta mas simple para evaluar las tendencias es repetir las estimaciones en el mismo sitio usando métodos comparables a través de los eventos de muestreo. Esto va a alimentar la base de datos e incrementar el entendimiento de las dinámicas ecológicas, y la situación del jaguar en el área.

Bibliografía

Beier, P., and Cunningham, S.C. 1996. Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildlife Society Bulletin* 24: 540-546.

Gerrodette, T. 1987. A power analysis for detecting trend. *Ecology* 68:1364-1372

Gerrodette, T. 1991. Models for power of detecting trend – a reply to Link and Hatfield. *Ecology* 75:1889-1892.

Hayward, G.D., Miquelle, D.G., Smirnov, E.N., and Nations, C. 2002. Monitoring Amur tiger populations: characteristics of track surveys in snow. *Wildlife Society Bulletin* 30: 1150-1159

Hatch, S.A. 2003. Statistical power for detecting trends with applications for seabird monitoring. *Biological Conservation* 111: 317-329.

Kendall, K., Metzgar, L.H., Patterson, D.A., and Steele, B.M. 1992. Power of sign surveys to monitor population trends. *Ecological Application* 2: 422-430.