

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA**

MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



**VARIACIÓN DE LA ABUNDANCIA Y DENSIDAD DE *Puma concolor* EN ZONAS
CON ALTA Y BAJA CONCENTRACIÓN DE TRAMPAS CÁMARA EN EL
CENTRO DE MÉXICO**

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA

LEROY SORIA DÍAZ

DIRECTOR

DR. OCTAVIO MONROY VILCHIS

Mexicali, B. C.

Enero de 2010

ÍNDICE

RESUMEN	2
INTRODUCCIÓN	4
ANTECEDENTES	8
OBJETIVOS	16
MATERIAL Y MÉTODO	17
<i>Área de estudio.</i>	17
<i>Ubicación de trampas cámara.</i>	18
<i>Identificación de los individuos.</i>	21
<i>Estimación de abundancia.</i>	21
<i>Estimación de densidad.</i>	22
RESULTADOS	24
<i>Abundancia.</i>	25
<i>Densidad.</i>	29
DISCUSIÓN	32
<i>Esfuerzo de muestreo y tipo de población.</i>	32
<i>Probabilidad de captura.</i>	33
<i>Modelo seleccionado.</i>	34
<i>Abundancia.</i>	35
<i>Densidad.</i>	35
<i>Recomendaciones.</i>	40
CONCLUSIONES	42
LITERATURA CITADA	44
ANEXOS	55
<i>Anexo I. Matrices de historias de captura.</i>	55
<i>Anexo II. Fotografías y características utilizadas para la identificación.</i>	58
AGRADECIMIENTOS	60

RESUMEN

Existe poca información del estatus de las poblaciones de *Puma concolor* en México, por esta razón, este estudio pretende contribuir al conocimiento de las poblaciones de puma en el centro del país y evaluar el efecto de la concentración de trampas cámara en la estimación de la densidad poblacional. Se realizaron 2 muestreos, el primero en un periodo de 30 meses y el segundo en un periodo de 9 meses. Todos estos meses en conjunto se dividieron en 13 bloques independientes de 3 meses cada uno. Durante los primeros ocho bloques se colocaron 10 trampas cámara con un promedio de separación entre ellas de 1.6 km (zona con alta concentración de trampas cámara) y durante los últimos cinco bloques se colocaron 17 trampas cámara con un promedio de separación de 4.6 km (zona con baja concentración de trampas cámara). La abundancia se estimó con base en el método de marcaje recaptura a través del programa CAPTURE, dando como resultado una población de 2 a 5 individuos para la zona con alta concentración de trampas cámara, y de 4 a 6 individuos en la zona con baja concentración. La densidad de la zona con alta concentración (72.8 km^2) tuvo una variación de 2.7 a 6.8 individuos/ 100 km^2 y para el área con baja concentración (492.6 km^2) la variación, fue de 0.8 a 1.2 individuos/ 100 km^2 . De acuerdo con los resultados, ambas concentraciones de trampas cámara tuvieron un efecto subestimando o sobreestimando la densidad poblacional de la zona, para evitar esto se recomienda utilizar una distancia de 3.2 km entre trampas cámara, como una aproximación del

radio del ámbito hogareño de los individuos. Este estudio es el primero en estimar densidades de puma en México a través del fototrampeo.

INTRODUCCIÓN

La conservación de los grandes felinos como el puma (*Puma concolor*), es de gran prioridad a nivel mundial dada su importancia ecológica. El puma ha sido considerado como una especie indicadora del estatus de su hábitat y como especie sombrilla, lo cual implica que con su conservación se puede favorecer a especies que se encuentran por debajo en la cadena trófica (Miller *et al.*, 1999; Gittleman *et al.*, 2001). A pesar de su importancia, a nivel mundial ha sido documentado que las poblaciones de puma han disminuido drásticamente en años recientes, debido principalmente a la fragmentación de su hábitat, la disminución poblacional de sus presas naturales y porque ha sido considerado como uno de los mayores causantes de pérdidas de ganado, lo cual ha provocado su cacería indiscriminada por parte de los ganaderos (Logan y Sweanor, 2001; Beck *et al.*, 2005; Chávez, 2005).

Por otro lado, se han realizado muy pocos estudios sobre puma en Centro y Suramérica, específicamente para México, cinco estudios han determinado su dieta y distribución (Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Nuñez *et al.*, 2000; Sánchez *et al.*, 2002; Rosas-Rosas *et al.*, 2003; Monroy-Vilchis *et al.*, 2009b), dos se han enfocado a determinar su ámbito hogareño (Ceballos *et al.*, 2002; Núñez *et al.*, 2002) y únicamente uno ha estimado el tamaño poblacional a través de un muestreo indirecto (conteo de huellas; Rosas-Rosas *et al.*, 2003); por lo que en general el estatus de las poblaciones de puma en México es completamente desconocido, la

generación de información sobre este aspecto es fundamental para desarrollar propuestas regionales adecuadas para su conservación.

El puma es una especie elusiva, con mucha movilidad, nocturna, que generalmente se encuentra en bajas densidades; esto lo hace difícil de monitorear y censar, por lo que para su estudio se han aplicado métodos indirectos, de bajo costo, incluyendo el conteo de rastros como excrementos y huellas (Nichols y Conroy, 1996). A partir de estos métodos se obtienen índices de abundancia y densidad relativa que en algunos estudios se han considerado como datos confiables (Walker *et al.*, 2000), sin embargo se ha demostrado que se subestima el número de individuos, por lo que se recomienda combinar más de uno (Sutherland, 1996).

En cuanto a los métodos directos se pueden mencionar la telemetría y el fototrampeo, sin embargo la primera ha mostrado ser una técnica muy costosa e invasiva que obliga a hacer inferencias sobre abundancia y densidad con pocos datos, además de que no se consideran los individuos que no son capturados (Maffei *et al.*, 2002; Monroy-Vilchis *et al.* 2009a). En cambio, se ha comprobado que el fototrampeo es una técnica menos costosa y no invasiva, lo que implica que la probabilidad de captura de los animales no es afectada, además con esta técnica es posible obtener información las 24 horas del día. Por otro lado, el fototrampeo permite obtener datos sobre distribución, uso de hábitat, estructura poblacional y comportamiento de especies elusivas (Wemmer *et al.*, 1996).

Recientemente se ha aplicado una metodología sistemática combinando el uso de trampas cámara y el método de marcaje recaptura para estimar abundancias. Este método consiste en estimar el tamaño de poblaciones abiertas y cerradas, capturando y marcando a los individuos de una población, liberándolos y recapturándolos, para registrar que fracción de los animales recapturados llevan la marca (Krebs, 1989). En el caso del fototrampeo es necesario considerar que las “capturas” y “recapturas” son obtenidas a través de las fotografías, mientras que las “marcas” de los individuos son sus patrones naturales de coloración y otras características como el sexo y cicatrices (Kelly *et al.*, 2008).

El programa más utilizado actualmente para estimar abundancias de carnívoros a través de trampas cámara es el CAPTURE (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>), debido a que es eficiente cuando hay al menos de 4 a 5 periodos de muestreo u ocasiones trampa (cada ocasión es considerada como un día o grupo de días) y a que considera los factores que pueden modificar la probabilidad de captura (Krebs, 1989; Boyse, 1995; Nichols y Conroy, 1996; Borchers *et al.*, 2002; Medellín *et al.*, 2006).

Es importante destacar que en la mayoría de los estudios donde se ha estimado abundancia y densidad a partir de fototrampeo se han utilizado diferentes distancias de separación entre trampas cámara, las cuales van desde 1 km en estudios con jaguares (Maffei *et al.*, 2004) hasta 5 km en estudios con tigres y leopardos (Wangyel y Macdonald, 2009). Estas distancias determinan directamente

el tamaño del área efectiva de muestreo y por lo tanto tienen implicaciones importantes sobre la estimación de la densidad, aunque su efecto no ha sido evaluado es necesario considerarlo para evitar hacer inferencias erróneas sobre el estatus de la población.

ANTECEDENTES

El fototrampeo comenzó a utilizarse desde principios de los 90's con Champion (1928) y Shiras (1939), sin embargo, con la invención del rollo de avance automático, el flash electrónico y los sensores activos y pasivos, en los años ochenta, esta técnica comenzó a ser más popular y a utilizarse como una herramienta en las evaluaciones de diversidad y en el estudio de especies con características elusivas (Wemmer *et al.*, 1996; Karanth *et al.*, 2004b). Algunos estudios realizados a través de fototrampeo han permitido confirmar la presencia de especies difíciles de reconocer por sus huellas, excrementos u otros indicios (Carbone *et al.*, 2001; Maffei *et al.*, 2002; Maffei *et al.*, 2005; Trolle y Kéry, 2005), también ha sido posible evaluar patrones de actividad (Krausman, 2002; Maffei *et al.*, 2002; Maffei *et al.*, 2004; Pinto y Andriolo, 2005; Monroy-Vilchis *et al.*, 2009a), distribución (Rodríguez, 2007), abundancia relativa (Maffei *et al.*, 2002; Azlan y Sharma, 2003; O'Brien *et al.*, 2003; Luna y López, 2005) y uso de hábitat (Zarco-González, 2007; Monroy-Vilchis *et al.*, 2009a). En especies de organismos que se pueden identificar individualmente, se han realizado inferencias sobre el comportamiento social, patrones reproductivos y estructura de la población (Azlan y Sharma, 2003; Pinto y Andriolo, 2005).

La activación de las trampas cámara se da a partir de dos tipos de sensores: activos y pasivos. Los primeros fotografían a un animal cuando pasa frente a un rayo infrarrojo, la ventaja de estos es que son muy sensibles a cualquier

movimiento y rara vez fallan en fotografiar a un animal, la desventaja es que registran muchas capturas falsas, como hojas que son impulsadas por el viento o gotas de lluvia, lo cual puede provocar que se termine la película fotográfica o baterías en poco tiempo, además este tipo de sensores son más costosos y difíciles de programar. Por otro lado, los sensores pasivos se activan cuando un objeto con temperatura diferente a la ambiental, se mueve dentro de la zona de detección de la cámara, la ventaja de estos es que generan menos capturas falsas, son más baratos y fáciles de programar (Trolle y Kéry, 2003; Silver, 2004).

El método de marcaje recaptura para poblaciones cerradas fue inicialmente desarrollado por Peterson (1896), sin embargo sólo utiliza dos ocasiones de muestreo, una para capturar, marcar y liberar y otra para recapturar a los individuos de la población, este método asume que todos los individuos tienen la misma probabilidad de captura. No obstante, de esta propuesta actualmente se han derivado un gran número de técnicas de marcaje y recaptura, como la de Schnabel (1938) quien extendió el método de Peterson, para tener más de dos ocasiones de muestreo. A partir de los años 50's se incorporaron los factores que podrían influir en la probabilidad de captura, hasta llegar a formar modelos matemáticos complejos y crear el software CAPTURE, el cual considera todos los posibles factores que pueden influir en la probabilidad de captura y múltiples ocasiones de muestreo, por lo que genera estimaciones de abundancia mucho más robustas (Otis *et al.*, 1978).

El CAPTURE aplica diferentes modelos de marcaje recaptura considerando el número de individuos capturados ($M_{(t+1)}$) y la proporción de recapturas, dichos modelos difieren uno de otro en las fuentes o factores que producen la variación en la probabilidad de captura y se basan en los siguientes supuestos:

M(o): Es uno de los modelos más simples, asume que todos los individuos en la población tienen la misma probabilidad de captura en cada una de las ocasiones trampa y que estas ocasiones a su vez no afectan la probabilidad de captura.

M(h): Asume que hay heterogeneidad entre los individuos, es decir, que cada individuo tiene su propia probabilidad de captura de acuerdo al sexo, edad, movimientos, dominancia y actividad y que es independiente de los otros individuos dentro de una población. Por ejemplo un felino macho, que tiene un ámbito hogareño más amplio, tiene mayor probabilidad de ser capturado que una hembra.

M(t): Asume que todos los miembros de la población tienen la misma probabilidad de captura en una ocasión trampa, pero esta probabilidad puede variar de una ocasión trampa a otra debido a factores específicos del tiempo (estacionalidad).

M(b): Asume que en una ocasión trampa dada la probabilidad de captura entre animales marcados y no marcados es diferente, ya que después de la primera

captura los animales pueden desarrollar un comportamiento trampófilo o trampófobo.

También se puede considerar la combinación de estos modelos, $M(bh)$, $M(th)$, $M(tb)$ y $M(tbh)$, los cuales incorporan los efectos de heterogeneidad, respuesta a las trampas y tiempo, en varias combinaciones (Otis *et al.*, 1978; White *et al.*, 1982; Rexstad y Burnham, 1992; Silver, 2004).

El CAPTURE analiza los datos (capturas y recapturas) y determina cual es el modelo que mejor se ajusta a ellos, aplicando una prueba de ji cuadrada. Es decir, compara un modelo general contra un modelo más restrictivo, por ejemplo el modelo $M(o)$ vs los modelos $M(t)$, $M(h)$ y $M(b)$, y asigna a cada uno un valor entre 0 y 1, el que tiene el valor más alto o cercano a uno es el que mejor ajusta a los datos del muestreo (Otis *et al.*, 1978; White *et al.*, 1982; Rexstad y Burnham, 1992; Silver, 2004) y es de acuerdo con el cual se calcula el tamaño de la población.

Por otro lado, cuando se trabaja con poblaciones cerradas, es necesario considerar los siguientes supuestos del método de marcaje recaptura:

- 1) Que la población sea cerrada, es decir, que no hay nacimientos, muertes, inmigración o emigración durante el periodo de muestreo.
- 2) Que cada individuo tenga una probabilidad mayor a cero de ser capturado (fotografiado en este caso).

- 3) Que los animales no pierdan su marca durante el periodo de muestreo.
- 4) Que las marcas y las capturas no afectan la sobrevivencia de los individuos (Otis *et al.*, 1978; Krebs, 1989).

Recientemente el fototrampeo en combinación con modelos de marcaje recaptura, aprovechando las marcas naturales que poseen algunos animales, se han empleado para estimar abundancia y densidad a través del uso del programa estadístico CAPTURE. Los trabajos pioneros en aplicar esta metodología se realizaron con tigres de la India (*Panthera tigris*) por Karanth (1995; 1999) y Karanth y Nichols (1998), quienes mencionan que, con base en la historia natural de los felinos, el muestreo debe durar 3 meses como máximo para que la población se pueda considerar virtualmente cerrada, ya que si el periodo de muestreo es mayor se incrementa la probabilidad de que la población sea abierta.

Por otro lado, la distancia de separación entre trampas cámara es un factor que debe considerarse para estimar la densidad (número de individuos por unidad de área). Esta distancia generalmente se ha determinado con base en la biología de la especie, por ejemplo, la distancia entre trampas para ratones puede ser a pocos metros, para venados a cientos de metros y para el caso de los pumas son kilómetros de distancia (Karanth *et al.*, 2004b). Una manera conservadora de determinar la distancia máxima de separación, ha sido considerar el radio del ámbito hogareño más pequeño documentado para la especie; con esto se pretende

garantizar que cada individuo presenta una probabilidad mayor a cero de ser fotografiado, ya que se asume que al menos una trampa cámara se encuentra dentro de su ámbito hogareño (Silver, 2004).

Para calcular la densidad también es necesario determinar el área que cubren las trampas cámara, es decir, el área efectiva de muestreo, la cual por lo general se ha obtenido formando un polígono conectando las cámaras de los extremos, más una área buffer alrededor de cada trampa cámara (Karanth *et al.*, 2004). La amplitud del buffer se ha calculado por diversas vías: 1) a partir del radio del área de acción reportada para los individuos de la zona de estudio, (obtenida generalmente por telemetría), 2) el promedio de las distancias máximas de desplazamiento (PDMD) en línea recta, de los individuos registrados en dos o más sitios de trampas cámara, y 3) este promedio dividido entre dos (PDMD/2), como una aproximación del radio del área de acción de los individuos. Estas formas de calcular el buffer fueron sugeridas inicialmente por Wilson y Anderson (1985) para mamíferos pequeños y posteriormente utilizadas y recomendadas por Karanth (1995) y Karanth y Nichols (1998) para carnívoros grandes, como los tigres.

En Latinoamérica se ha seguido esta metodología, aplicada inicialmente en tigres de Asia, para obtener abundancias y densidades de otros carnívoros, como osos (Martorello *et al.*, 2001), jaguares (Maffei *et al.*, 2002; Wallace *et al.*, 2003; Maffei *et al.*, 2004; Silver *et al.*, 2004; Soisalo y Cavalcanti, 2006; Salom-Pérez *et al.*, 2007),

ocelotes (Maffei *et al.*, 2002; Trolle y Kéry, 2003; 2005; Dillon y Kelly, 2008; Maffei y Noss, 2008), lince (Heilbrun *et al.*, 2003; Larrucea *et al.*, 2007) y pumas. Para esta última especie, se han obtenido densidades de 2.9 individuos/100 km² en el Ecotono del Chaco-Chiquitanía en Bolivia (Maffei *et al.*, 2002), mientras que Kelly *et al.* (2008) han estimado densidades de 0.5 a 0.8 individuos/100 km² en Argentina, de 2.3 a 4.9 individuos/100 km² en Belice y de 5.1 a 8 individuos/100 km² en Bolivia. En todos los estudios citados anteriormente, han utilizado un periodo de muestreo menor a tres meses para considerar que la población es cerrada.

Densidades poblacionales de puma, también se ha calculado con otros métodos como la telemetría, obteniendo 3.5 individuos/100 km² en Jalisco, México (Núñez *et al.*, 2002), de 0.3 a 0.5 individuos/100 km² en el sur de Utah, 7 individuos/100 km² en Montana (Logan y Sweanor, 2001), de 2.3 y 3.2 individuos/100 km² en Wyoming, (Anderson y Lindzey, 2005) y de 1.2 a 3.2 individuos/100 km² en el Estado de Utah (Choate *et al.*, 2006). Finalmente, también se ha realizado una estimación por medio de la identificación de individuos a través de características ideosincráticas de las huellas, apoyado por sensores fotográficos en Sonora, México, donde se obtuvo una densidad de 3 individuos/100 km² (Rosas-Rosas *et al.*, 2003).

La identificación de los individuos para estudios de marcaje recaptura se ha llevado a cabo a partir de marcas naturales, forma del cuerpo, sexo, patrones de rayas, en el caso de tigres, rosetas en los jaguares, leopardos y ocelotes (Karanth *et*

al., 2004b). Específicamente para pumas, Kelly *et al.* (2008), desarrollaron un protocolo de identificación, este protocolo propone que la identificación se debe realizar a través de cicatrices recientes, orejas incompletas, puntos blancos o torceduras en la cola, manchas negras en el caso de las crías, forma y tamaño del cuerpo, sexo (presencia o ausencia de testículos) y como algo adicional mencionan que los patrones de coloración pueden ayudar a identificarlos.

OBJETIVOS

Estimar la variación temporal y espacial de la abundancia y densidad de *Puma concolor* en zonas con alta y baja concentración de trampas cámara, en la Sierra Nanchititla, México.

Analizar el posible efecto de la concentración de trampas cámara en la estimación de la densidad.

MATERIAL Y MÉTODO

Área de estudio.

La Reserva Natural Sierra Nanchititla (RNSN) se localiza en el centro de México, dentro de la región fisiográfica de la depresión del Balsas, en la parte suroeste del Estado de México, colindando con los Estados de Michoacán y Guerrero. Sus coordenadas extremas son 19° 04' 46'' a 18° 45' 38'' latitud norte y 100° 15' 54'' a 100° 36' 28'' longitud oeste, presenta altitudes que van desde los 410 a los 2,080 m. Tiene una extensión territorial de 663.93 km² (Figura 1) y presenta dos tipos de climas: Cálido subhúmedo con lluvias en verano (Awg) y Semicálido subhúmedo con lluvias en verano (A(C)w). La temperatura media anual es de 22 °C y la precipitación anual va de 1100 a 1200 mm en la región norte y de 1200 a 1300 mm en el sur (Gobierno del Estado de México, 1999). Los principales tipos de cobertura vegetal que se presentan en la RNSN son selva baja caducifolia, que abarca el 34.6% de la zona, bosque de encino (12.7%), bosque de pino-encino (7.37%), pastizal (8.15%) y campos de cultivo (37%; Rubio-Rodríguez, 2009). La RNSN alberga a 53 especies de mamíferos, lo que representa el 10% de la mastofauna del país (Monroy-Vilchis *et al.*, en revisión) y presenta 5 de las 6 especies de felinos registradas en la República Mexicana (Sánchez *et al.*, 2002; Monroy-Vilchis *et al.*, 2008). El número de especies de anfibios y reptiles presentes en la RNSN es de 20 y 28 respectivamente, sumando el 25% de la herpetofauna estatal (Casas-Andreu y Aguilar-Miguel, 2005) y el de aves es de 143

correspondiendo al 35.04% de la avifauna estatal (Gobierno del Estado de México, 1999).

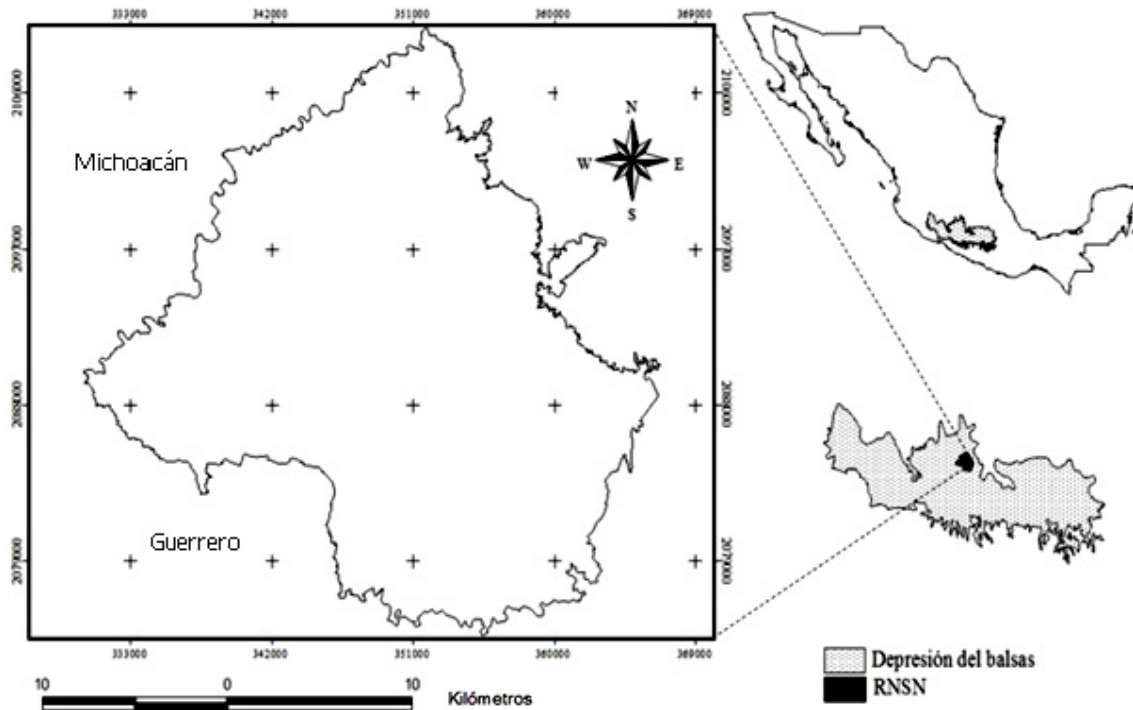


Figura 1. Ubicación geográfica de la Reserva Natural Sierra Nanchititla (RNSN).

Ubicación de trampas cámara.

Este estudio se realizó en dos periodos de muestreo, un periodo de 30 meses, de diciembre del 2003 a junio del 2006 (Soria, 2007) y un segundo periodo de 9 meses, de febrero a octubre 2007. Se consideran los resultados de abundancia de Soria (2007), debido a que en este estudio se analizaron de diferente manera y se analizan de manera conjunta con el segundo periodo. Ambos muestreos fueron

divididos en 13 bloques independientes de 3 meses cada uno, para incrementar la probabilidad de que la población de puma se mantuviera cerrada (Karanth, 1995). La zona con alta concentración de trampas cámara, que consistió en 10 localidades, fue muestreada durante los primeros 8 bloques y la zona con baja concentración (17 localidades), durante los dos últimos bloques del primer periodo y los tres del segundo periodo (Figura 2).

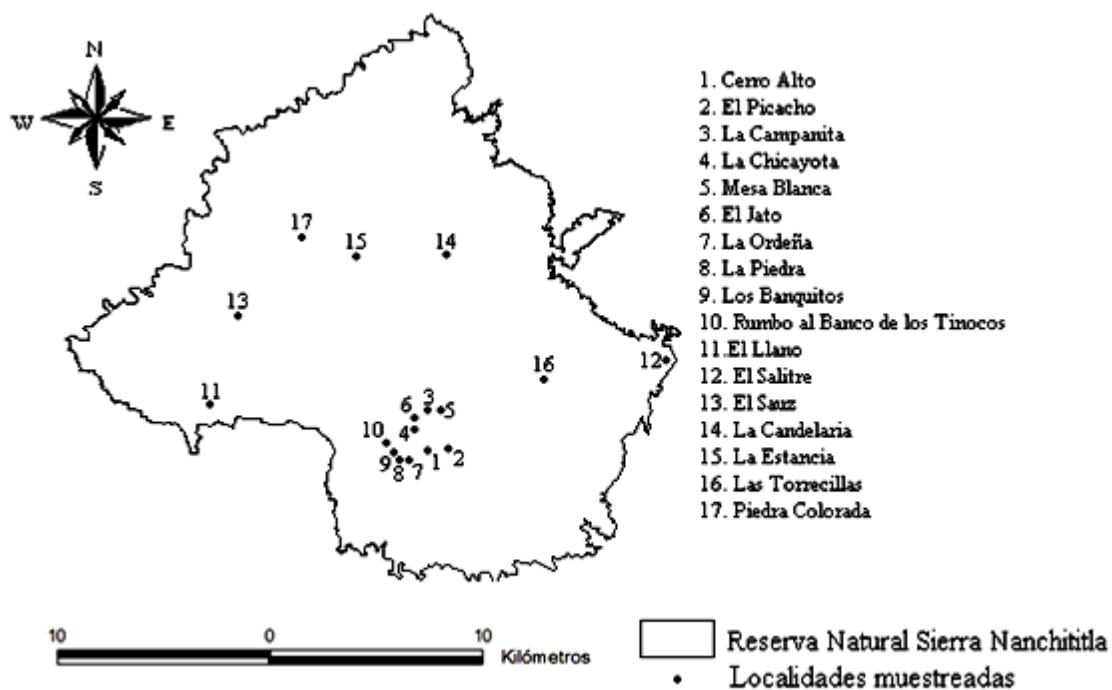


Figura 2. Localidades donde se colocaron las 17 trampas cámara.

Dado que en la zona no se conoce el área de acción mínima de la especie, y debido a la gran variación de áreas de acción que se han reportado para hembras de puma, que van desde los 25 km² (Núñez *et al.*, 2002) hasta los 685 km² (Hemker *et al.*, 1984), en este estudio se utilizó el diámetro del área de acción mínima

obtenida para una hembra de puma en la costa del Pacífico mexicano que es de 25 km² y el diámetro del área de acción mínima para una hembra de jaguar en Belice de 10 km² (Rabinowitz y Nottingham, 1986), para ser considerados como la distancia máxima de separación entre trampas cámara. Considerando esto, en la zona con alta concentración, las trampas cámara quedaron a una distancia promedio de 1.6 km entre sí. Para la zona con baja concentración, el promedio de separación fue de 4.6 km. Cabe mencionar que otros criterios que se utilizaron para la colocación de las trampas cámara fueron colocarlas en los lugares donde se encontró el mayor número de rastros de puma como huellas y excrementos (para incrementar la probabilidad de registrar a los individuos), así como la accesibilidad de los sitios, ya que la RNSN presenta escarpes con pendientes muy pronunciadas.

Se utilizaron 17 trampas cámara marca Camtrakker® con detector pasivo de movimiento y temperatura, las trampas consisten en una cámara interna Yashica® de 35 mm y un circuito interno que se basa en señales infrarrojas. Se colocó una trampa cámara por localidad (Figura 2), sujeta al tronco de un árbol a 40 ó 50 cm del suelo, sobre caminos y veredas utilizadas por los animales principalmente. Se registró su localización geográfica con un geoposicionador (GPS) marca GARMIN. Fueron programadas para que funcionaran las 24 horas del día, con un intervalo entre fotos de 20 segundos y para que imprimieran la hora y fecha en cada fotografía. Se revisaron mensualmente para verificar su funcionamiento y cambiar la película fotográfica y baterías en caso de ser necesario.

La unidad de medida del esfuerzo de muestreo fueron los días trampa (considerando un día trampa como 24 horas), el total de éstos, fue la sumatoria de los días trampa de cada trampa cámara; es decir, el número de días que cada cámara permaneció funcionando o, hasta la fecha de la última exposición, en los casos en que se terminó la película fotográfica o batería.

Identificación de los individuos.

A partir de las fotografías de puma que se obtuvieron mensualmente durante ambos periodos, se identificó a los individuos por su sexo (presencia o ausencia de testículos), marcas permanentes como cicatrices, torceduras de la cola, patrones de tonalidad del pelaje y manchas en diferentes partes del cuerpo (Kelly *et al.*, 2008; Anexo II). Con el fin de incrementar la precisión en la identificación de los individuos, se realizó un ejercicio doble ciego, donde las fotografías fueron inicialmente analizadas e identificadas por un grupo de expertos de la Estación Biológica Sierra Nanchititla (Universidad Autónoma del Estado de México Universidad Autónoma de Baja California y de la Universidad de Alicante, España), y posteriormente por otro grupo de expertos en carnívoros del Zoológico de Zacango, México.

Estimación de abundancia.

Se estimó el valor del modelo seleccionado, la probabilidad de captura, la abundancia y el error estándar, de cada uno de los 13 bloques de manera independiente, utilizando el programa CAPTURE. Como requerimiento del

programa, se elaboraron matrices de historia de captura por cada uno de los bloques. Cada matriz fue dividida a su vez en 13 ocasiones de muestreo independientes u ocasiones trampa, donde cada ocasión estuvo constituida por un periodo de siete días trampa. En las matrices, las filas describen la historia de captura de cada individuo (donde el cero indica que no hubo captura y uno la captura) y las columnas son las ocasiones de muestreo. Por ejemplo una historia como esta: MP1 0011100000000 indica que el puma macho 1 (MP1) fue capturado en la tercera, cuarta y quinta ocasión, dentro de las 13 ocasiones de muestreo (Anexo I). Posteriormente estas matrices fueron procesadas en formato sólo texto y se analizaron en el programa para obtener la abundancia de cada bloque.

Cabe resaltar, que en el presente estudio se estimó la abundancia para ambos periodos con base al modelo que tuvo el valor más alto de acuerdo al CAPTURE. A diferencia de Soria (2007), quien estimó la abundancia de los bloques del primer periodo con base al modelo M(h), aunque este no fuera el modelo con el valor más alto.

Estimación de densidad.

La densidad del área con alta concentración de trampas cámara fue determinada dividiendo la abundancia de cada uno de los primeros 8 bloques de muestreo (obtenida en este estudio), entre el área efectiva de muestreo. Para el cálculo de esta área fue trazado un polígono uniendo las trampas cámara que se encuentran en los sitios de muestreo más externos (utilizadas como vértices), más

un buffer calculado utilizando el promedio de las distancias máximas de desplazamiento (PDMD) en línea recta de los individuos fotografiados en dos o más sitios de muestreo.

Para determinar la densidad del área con baja concentración de trampas cámara fueron considerados los resultados de la abundancia de los dos últimos bloques del primer periodo y los tres del segundo periodo. El polígono fue trazado de la misma manera que el anterior, sin embargo, debido a que en esta área no se presentaron datos del PDMD, lo que se consideró como área buffer fue el promedio de las distancias entre todas las trampas cámara que registraron individuos diferentes, dividido entre 2. Además fue considerado el diámetro del ámbito hogareño más pequeño que se ha obtenido para una hembra de puma (25 km²; Núñez *et al.*, 2002), es decir, 5.5 km. Las áreas de muestreo y distancias máximas de desplazamiento se determinaron utilizando el programa ArcView 3.2 (Environmental System Research Institute, 2000).

RESULTADOS

El esfuerzo de muestreo de la zona con alta concentración de trampas cámara fue de 2,875 días trampa (Soria, 2007) y de 2,149 para el área con baja concentración. Se obtuvieron 142 fotografías de puma durante ambos periodos de muestreo, de las cuales 135 (95%) permitieron realizar una identificación clara de los individuos, el restante 5% no fue considerado para la identificación por su mala calidad. Debido a que no se observó el cuerpo completo de los individuos o porque fueron fotografiados lejos de la trampa cámara, lo cual impidió diferenciar manchas particulares (2%). Tampoco fueron consideradas las fotografías borrosas (1.5%) y, para evitar sobrestimar el tamaño de la población, no se consideraron como individuos distintos aquellos que no presentaran al menos una característica distintiva de los previamente identificados (1.5%).

Hubo 98% de similitud en las identificaciones realizadas por expertos de la Estación Biológica Sierra Nanchititla y del Zoológico de Zacango, los datos que causaron discrepancia no fueron considerados para el análisis.

Por otro lado, el número de trampas cámara por unidad de área de la zona con alta concentración fue de 0.13 cámaras/km², con un porcentaje de éxito del 80% (8 de 10 cámaras registraron fotografías) y para la zona con baja concentración fue de 0.03 cámaras/km² con un éxito del 65% (11 cámaras de 17 tuvieron registros).

Abundancia.

Entre los 13 bloques del esfuerzo de muestro hubo una variación de 56 a 618 días trampa. El máximo número de individuos ($M_{(t+1)}$) identificados fue de 6 en el bloque 12 y el mínimo de 2 en los bloques 3 y 4. La abundancia para cada bloque se basó en el modelo que tuviera el valor más alto, de esta manera los bloques con mayor abundancia fueron el 9, 10 y 12, todos con 6 individuos con un error estándar de 2.1, 1.4 y 0.9 individuos, respectivamente, en la zona con baja concentración; mientras que los bloques con menor abundancia fueron el 3 y 4 con 2 individuos, con un error estándar de 0.9 y 0.4 individuos en la zona con alta concentración. La mayor probabilidad de captura se encontró en el bloque 2 ($p=0.23$) y la menor en el bloque 13 ($p=0.06$). El bloque 1 muestra una probabilidad de captura variable (Tabla 2).

En los primeros 8 bloques de muestreo (zona con alta concentración de trampas cámara) hubo una variación de la abundancia de 2 a 5 individuos, con el análisis de este estudio (modelo con el valor más alto; Figura 3), mientras que con el análisis realizado por Soria (2007; Modelo $M(h)$), para esta zona su abundancia fue de 2 a 12 individuos.

Con respecto a la zona con baja concentración, la abundancia de este estudio fue de 4 a 6 individuos (bloques 9, 10, 11, 12 y 13; Figura 4). Comparando las abundancias obtenidas de los bloques 9 y 10, con el análisis de este estudio se puede ver que esta abundancia (6 individuos para ambos bloques), es menor que la

obtenida por Soria (2007) con una variación de 5 a 16 individuos con el modelo M(h).

Tabla 1. Individuos identificados y distancias máximas de desplazamiento (DMD).

*Individuos fotografiados en la zona con alta concentración de trampas cámara (Tomado de Soria, 2007).

Individuos	DMD (km)
Macho 1*	3.1
Macho 2*	3.6
Macho 3*	3.6
Macho 4*	2.4
Macho 5	-
Macho 6	-
Cría macho 1*	2.7
Cría macho 2*	3.1
Hembra 1*	3.6
Hembra 2*	3.6

Tabla 2. Esfuerzo de muestreo y modelo recomendado por el programa CAPTURE para generar los resultados de la abundancia y densidad poblacional (individuos/100 km²) de puma por bloque.

Bloque	Días trampa	M _(t+1)	Modelo utilizado y valor	$\tilde{N} \pm SE$	<i>p</i>	Densidad \pm SE (individuos/100 km ²)
1	56	3	M(bh)=1.00	3 \pm 00	Variable*	4.1 \pm 0.0
2	240	4	M(o)=1.00	4 \pm 0.4	0.23	5.4 \pm 0.5
3	164	2	M(o)=1.00	2 \pm 0.9	0.16	2.7 \pm 1.2
4	285	2	M(o)=1.00	2 \pm 0.4	0.19	2.7 \pm 0.5
5	553	3	M(h)=1.00	4 \pm 1.5	0.15	5.4 \pm 2.0
6	529	5	M(o)=1.00	5 \pm 1.0	0.15	6.8 \pm 1.3
7	433	4	M(h)=1.00	5 \pm 1.7	0.10	6.8 \pm 2.3
8	615	3	M(o)=1.00	3 \pm 1.0	0.12	4.1 \pm 1.3
9	618	5	M(o)=1.00	6 \pm 2.1	0.09	1.2 \pm 0.4
10	491	5	M(o)=1.00	6 \pm 1.4	0.12	1.2 \pm 0.3
11*	502	4	M(o)=1.00	4 \pm 0.7	0.17	0.8 \pm 0.1
12*	258	6	M(o)=1.00	6 \pm 0.9	0.16	1.2 \pm 0.1
13*	280	3	M(h)=1.00	5 \pm 1.9	0.06	1.0 \pm 0.3

M_(t+1): Número de individuos identificados.

\tilde{N} : Abundancia.

SE: Error estándar.

p: Probabilidad de captura.

Bloques del segundo periodo de muestreo *

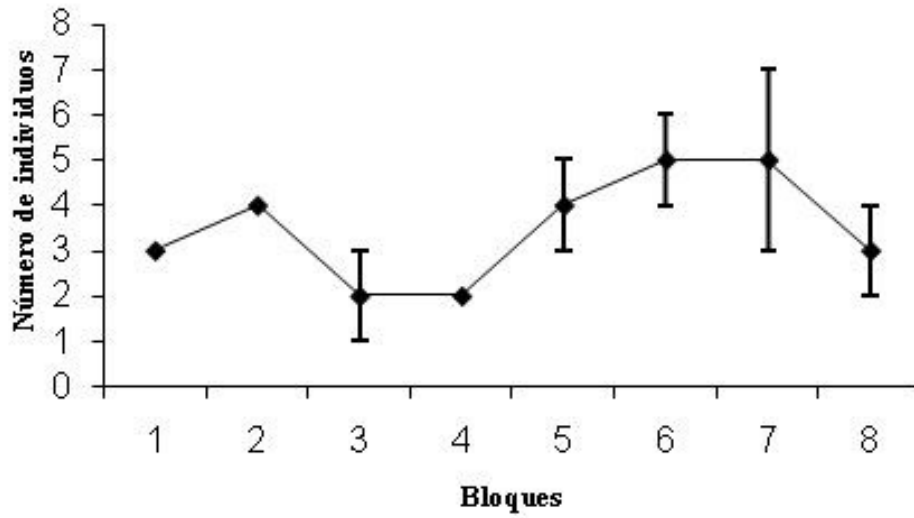


Figura 3. Variación temporal de la abundancia de la zona con alta concentración de trampas cámara y error estándar.

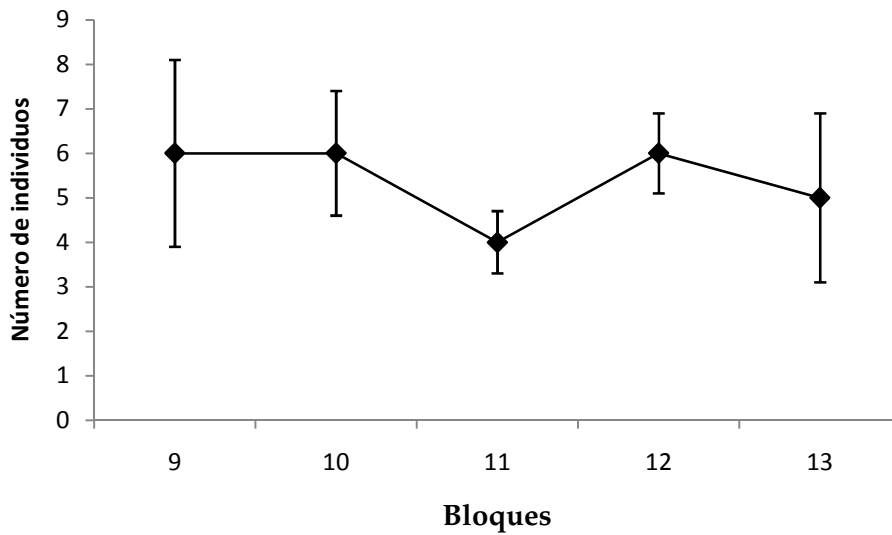


Figura 4. Variación temporal de la abundancia de la zona con baja concentración de trampas cámara y error estándar.

Densidad.

El área del polígono de la zona con alta concentración de trampas cámara fue de 7.36 km² y el tamaño del área buffer, calculada con base en el promedio de las distancias máximas de desplazamiento (PDMD) de 8 individuos, fue de 3.2 km (Soria, 2007; Tabla 1); de modo que el área efectiva de muestreo para esta zona fue de 72.8 km². Dividiendo la abundancia de los primeros 8 bloques de muestreo entre el área efectiva de muestreo (72.8 km²) de este análisis, resultó una variación de la densidad de 2.7 a 6.8 individuos/100 km² (Tabla 2). Mientras que la densidad obtenida solo con el modelo M(h) en esta misma área efectiva de muestreo, fue de 3 a 16 individuos/100 km². Los 72.8 km² representaron 15.36% del área total de la reserva (Figura 5).

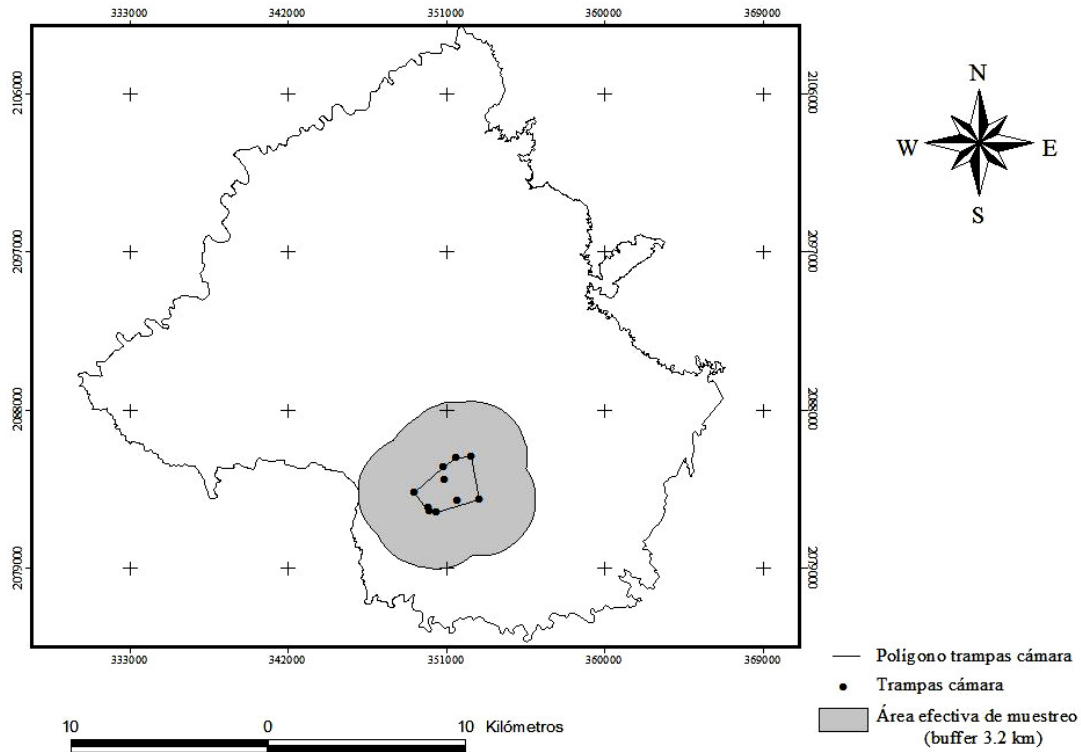


Figura 5. Polígono trazado con las trampas cámara en la zona con alta concentración de trampas cámara y buffer establecido alrededor de cada trampa cámara (3.2 km).

El tamaño del polígono para la zona con baja concentración de trampas cámara fue de 226.39 km² y el tamaño de buffer que se agregó fue de 5.5 km, por lo tanto el área efectiva de muestreo fue de 492.6 km², lo que representó el 73% del área total de la RNSN (Figura 6). El resultado de la variación de densidad en esta zona fue de 0.8 a 1.2 individuos/100 km² (Tabla 2) para este estudio y de 1 a 3.2 individuos/100 km² en el análisis realizado por Soria (2007).

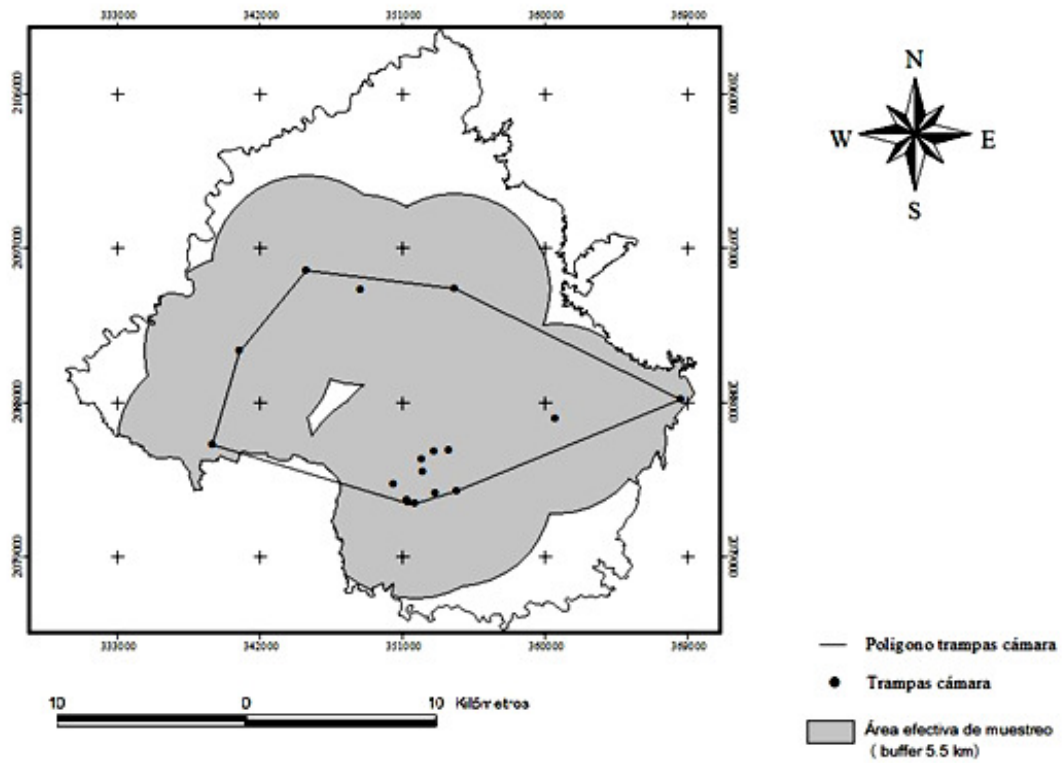


Figura 6. Polígono trazado con las trampas cámara en la zona con baja concentración y buffer establecido alrededor de cada trampa cámara (5.5 km).

DISCUSIÓN

Esfuerzo de muestreo y tipo de población.

El esfuerzo de muestreo del fototrampeo es muy variable en estudios sobre abundancia. En este estudio ambos periodos tuvieron un esfuerzo de muestreo que fue desde los 56 hasta los 618 días trampa para la zona con alta concentración de trampas cámara y de 258 a 618 para la zona con baja concentración, mientras que otros reportan desde 450 días trampa en trabajos realizados con ocelotes en Brasil (Trolle y Kéry, 2003) hasta 4050 en tigres y leopardos en Bhután (Wangyel y Macdonald, 2009). Esto se debe principalmente a que el esfuerzo depende del número de trampas cámara, la frecuencia con que se revisan y la duración del periodo de muestreo. A pesar de la falta de consistencia en el esfuerzo de muestreo, se puede observar que la mayoría de los esfuerzos de este trabajo están dentro de los rangos de los estudios citados anteriormente.

Por otro lado, en condiciones silvestres es difícil asegurar si una población es cerrada, debido a que no se pueden controlar sucesos como nacimientos, muertes, migración ó inmigración. El programa CAPTURE aplica una prueba para saber si la población es cerrada, con base en los cambios de probabilidad de captura que presenta cada uno de los individuos. Sin embargo, Otis *et al.* (1978) y Rexstad y Burnham (1992), mencionan que esta prueba tiene baja confiabilidad y es subjetivo afirmar que la población es cerrada, por esta razón en este estudio no fue considerada dicha prueba; lo que se asumió fue que, dado que los pumas tienen un

periodo de vida largo, la población se mantiene constante y demográficamente cerrada durante un periodo de muestreo corto (menos de 3 meses), como ya se ha confirmado en otros estudios con, tigres, ocelotes, jaguares y pumas (Karanth, 1995; Trolle y Kéry, 2003; Silver *et al.*, 2004; Kelly *et al.*, 2008), donde han utilizado un periodo de muestreo menor a este límite. Si el periodo de muestreo es mayor se incrementa la probabilidad de que la población sea abierta y en consecuencia se pueda sobreestimar el tamaño poblacional.

Probabilidad de captura.

En relación al intervalo de probabilidad de captura de este estudio (de 0.06 a 0.23) está dentro de los reportados en la literatura, que varían desde 0.02 hasta 0.22 en tigres (O'Brien *et al.*, 2003) y jaguares (Silver *et al.*, 2004), respectivamente. Sin embargo, de acuerdo con Otis *et al.* (1978), no se consideran como adecuadas para el análisis de abundancia las probabilidades de los bloques 9 ($p=0.09$) y 13 ($p=0.06$), ya que ellos establecieron que la probabilidad debe ser al menos de 0.1 para realizar una estimación confiable del tamaño poblacional. No obstante, esto no es una regla, ya que otros estudios como el de Maffei *et al.* (2004), Silver *et al.* (2004), Karanth *et al.* (2004) y Soisalo y Cavalcanti (2006), han determinado tamaños poblacionales con probabilidades menores (intervalo de 0.03 a 0.08) a este límite, de acuerdo con esto, las abundancia de los bloques 9 y 13 del presente estudio pueden considerarse como confiables.

Modelo seleccionado.

En algunos estudios se ha argumentado que, considerando las características biológicas de los felinos (sexo, territorialidad y dominancia), el modelo que mejor se ajusta a estos es el $M(h)$, independientemente de si es el primero ó el segundo mejor modelo según el CAPTURE (Karanth *et al.*, 2004a; Maffei *et al.*, 2004; Soria, 2007; Kelly *et al.*, 2008). Sin embargo en éste estudio se observó que si se utiliza el modelo $M(h)$, cuando no tiene el valor más alto, en ocasiones tiende a sobreestimar el tamaño de la población. Por ejemplo, la abundancia de la zona con alta concentración de trampas cámara, considerando sólo el modelo $M(h)$, fue de 2 a 12 individuos (Soria, 2007), mientras que, utilizando el modelo con el valor más alto, fue de 2 a 5 individuos. En la zona con baja concentración, la abundancia utilizando el modelo $M(h)$ fue de 5 a 16 individuos (bloques 9 y 10) y con el modelo con el valor más alto fue de 6 individuos para ambos bloques. De modo que, para evitar sobreestimar el tamaño de la población del estudio realizado por Soria (2007), en este estudio se obtuvo la abundancia de cada bloque con el modelo que presentó el valor más alto ($M(h)$, $M(o)$ y $M(bh)$; Tabla 2). Se considera que se sobreestima la densidad con el modelo $M(h)$ si se toma en cuenta el número de individuos identificados en cada bloque; por ejemplo, en la zona con alta acumulación se identificaron de 2 a 5 individuos, considerando solo el modelo $M(h)$, se observó que la abundancia es más de lo

doble del número de individuos identificados y lo mismo sucedió para la otra zona.

Abundancia.

La abundancia de la zona con alta concentración (2 a 5 individuos) fue ligeramente menor con respecto a la zona de baja concentración (4 a 6 individuos). Esto debido, principalmente, a que en la zona con baja concentración se muestreo con un mayor número de trampas cámara (17), en una área más grande; lo que dio lugar a registrar un mayor número de individuos. Por otro lado, ambas abundancias son similares a las obtenidas de datos de trampas cámara en Bolivia (bosque seco), donde estimaron 6 ± 2.12 pumas (Maffei *et al.*, 2002) y las de Argentina (bosque húmedo subtropical) con 6.67 ± 1.16 pumas, pero son inferiores a las abundancias obtenidas en Bolivia (bosque seco) con 12.67 ± 1.53 pumas y Belice (bosque subtropical) con 10.00 ± 1.73 pumas (Kelly *et al.*, 2008).

Densidad.

El cálculo del área efectiva de muestreo ha tenido gran controversia en muchos estudios sobre densidad (Wilson y Anderson, 1985; Parmenter *et al.*, 2003; Soisalo y Cavalcanti, 2006), por lo que deben de considerarse varios aspectos para calcular el tamaño del buffer. Lo que se recomienda con más frecuencia es considerar el radio del ámbito hogareño de la especie en la zona de estudio (obtenido por telemetría), pero cuando se desconoce, lo que se ha sugerido es utilizar el PDMD o la mitad de este. El PDMD/2 fue inicialmente establecido por

Wilson y Anderson (1985) para mamíferos pequeños y posteriormente fue utilizado y recomendado por Karanth (1995) para tigres, sin embargo, aun no es claro si debe ser utilizado para carnívoros con territorios muy amplios como en el caso de los felinos.

En este estudio, no se utilizó el PDMD/2 como buffer (1.6 km) para la zona con alta concentración, debido a que fue menor que los obtenidos para puma, por Maffei *et al.* (2002) de 3 km en Bolivia y los obtenidos por Kelly *et al.* (2008) de 1.8 km en Bolivia, 5.2 km en Belice y 6.9 km en Argentina. Se decidió utilizar el PDMD (3.2 km) sin dividirlo entre dos, para evitar subestimar el tamaño del área efectiva de muestreo. Otros estudios con mamíferos pequeños (Parmenter *et al.*, 2003) y felinos como ocelote (Trolle y Kéry, 2005) y jaguar (Soisalo y Cavalcanti, 2006), han comprobado la eficiencia del PDMD para ser utilizado como área buffer. Estos últimos dos estudios, en particular, han corroborado que el radio del área de acción obtenido por telemetría es similar al PDMD obtenido con trampas cámara.

Las densidades de la zona con alta concentración de trampas cámara (2.7 a 6.8 individuos/100 km²) fueron similares a las obtenidas en Belice y Bolivia (2.3 – 8.0 individuos/100 km²; Kelly *et al.*, 2008), pero ligeramente superiores a las de Argentina y otros lugares de Bolivia y Belice con 0.67 a 2.98 individuos/100 km² (Maffei *et al.*, 2002; Kelly *et al.*, 2008). Comparando con densidades obtenidas por telemetría, las de la zona con alta concentración, fueron menores que la obtenida por Logan y Sweanor (2001) en Montana, U.S.A (7 individuos/100 km²), similares

a las de Utah, Wyoming (U.S.A) y Chamela, México, donde se obtuvieron de 3.2 a 3.5 individuos/100 km² (Núñez *et al.*, 2002; Anderson y Lindzey, 2005; Choate *et al.*, 2006); y superiores a las de Utah, U.S.A (0.37 a 0.5 individuos/100 km²; Logan y Sweanor, 2001). Finalmente, a partir de otros métodos como el conteo de huellas, se han obtenido densidades de 3 individuos/100 km² en el Desierto de Altar en Sonora, México (Rosas-Rosas *et al.*, 2003).

Evidentemente la densidad de la zona con baja concentración (0.8 a 1.2 individuos/100 km²) es menor con respecto a los trabajos mencionados anteriormente, con excepción de los realizados en Utah, U.S.A y Argentina (Logan y Sweanor, 2001; Kelly *et al.*, 2008; Tabla 3).

La densidad de la zona con alta concentración fue mayor con respecto a la zona de baja concentración, esto probablemente se debe a que el número de trampas cámara por unidad de área también fue mayor, lo cual influyó en tener una mayor probabilidad de registrar y recapturar un mayor número de pumas.

Otro factor que pudo influir en tener mayores densidades en la zona con alta concentración es que ésta se encuentra en un área protegida por el gobierno del Estado de México, por lo que está más conservada, presentando una menor perturbación humana respecto a cacería de felinos y sus presas. Esto puede influir en que la zona sea capaz de mantener un mayor número de individuos con respecto a la zona, donde la cacería no es controlada y en los últimos 10 años se han registrado 59 felinos cazados, de los cuales 32 fueron pumas. La cacería de

pumas en el área de estudio se debe principalmente al conflicto que tienen con los ganaderos (68.33% de los habitantes de la zona) por la depredación.

Tabla 3. Densidades de puma obtenidas en este y otros estudios con diferentes métodos.

Autor	Método	Densidad (individuos/100 km ²)	Sitio
Este estudio	Trampas cámara	2.7 a 6.8	Zona con alta concentración de trampas cámara (RNSN)
Este estudio	Trampas cámara	0.8 a 1.2	Zona con baja concentración de trampas cámara (RNSN)
Maffei <i>et al.</i> (2002)	Trampas cámara	2.9	Bolivia (Parque nacional el Chaco)
Kelly <i>et al.</i> (2008)	Trampas cámara	2.3 a 4.9	Belize (Reserva Chiquibul)
		0.5 a 0.8	Argentina (Reserva de la Biósfera Yabotí)
		5.1 a 8	Bolivia (Parque nacional el Chaco)
Logan y Sweanor (2001)	Telemetría	0.3 a 0.5	U.S.A (Utah)
		7	U.S.A (Montana)
Nuñez <i>et al.</i> (2002)	Telemetría	3.5	México (Jalisco)
Anderson y Lindzey (2005)	Telemetría	2.3 a 3.2	U.S.A (Wyoming)
Choate <i>et al.</i> (2006)	Telemetría	1.2 a 3.2	U.S.A (Utah)

Rosas-Rosas <i>et al.</i> (2003)	Conteo de huellas	3	México (Sonora)
-------------------------------------	-------------------	---	-----------------

Considerando los 72.8 km² de la zona con alta concentración, es posible que se esté subestimando el área efectiva de muestreo, ya que el promedio de distancias entre trampas cámara utilizado (1.6 km), fue menor al PDMD (3.2 km), esto a su vez puede verse reflejado en una sobreestimación de la densidad. Al contrario, considerando los 492.6 km² de la zona con baja concentración, es posible que en este caso se sobreestime el área efectiva de muestreo, al colocar las trampas cámara a una distancia de separación (4.6 km), mayor que el PDMD y en consecuencia se subestime la densidad. Estos datos evidencian la importancia de aplicar un diseño de muestreo adecuado para estimar densidades, considerando el PDMD como la distancia de separación entre trampas cámara, y de esta manera evitar sobrestimar la densidad con una saturación de trampas cámara, lo cual puede llevar a inferencias equivocadas respecto al estatus de la población.

Este estudio es el primero para México en estimar abundancias y densidades de pumas con trampas cámara y de los primeros para Centroamérica además de los realizados en Belice (Maffei *et al.*, 2002; Kelly *et al.*, 2008), lo cual destaca su importancia en el conocimiento del estatus de las poblaciones de puma en México.

Finalmente el primer periodo de muestreo (diciembre del 2003 a junio del 2006) no fue continuo con el segundo (febrero a octubre del 2007), debido al comienzo de un aprovechamiento forestal en mayo del 2006, en el cual extrajeron

madera muerta de la zona de estudio para evitar incendios. Esto impidió continuar con el muestreo debido a la dispersión de los pumas por la alta influencia humana.

Recomendaciones.

Se recomienda para trabajos posteriores emplear un muestreo sistemático, donde se coloquen las trampas cámaras separadas entre sí a 3.2 km, ya que este valor fue obtenido como PDMD de 8 pumas y se observó que de esta manera se disminuye el efecto de la concentración de las cámaras sobre la estimación de la densidad.

Por otro lado, importante estimar resultados confiables de abundancia, ya que si se sobreestima o subestima pueden llegar a tener implicaciones erróneas de la densidad y en consecuencia pueden tener un efecto negativo en los planes de conservación de la especie. De acuerdo a los resultados de este estudio se recomienda estimar abundancias con el modelo que presente el valor más alto de acuerdo con el programa CAPTURE en estudios posteriores.

En relación al intervalo de tiempo de separación entre la toma de fotografías de las trampas cámara, los resultados de este estudio muestran que es preferible utilizar el intervalo más corto posible, en este caso, fue de 20 segundos, a pesar de que en ocasiones se obtienen fotografías de especies que no son el objeto de estudio (tropas de pecarí y manadas de tejones), ya que de este modo se pudieron obtener fotografías consecutivas que permitieron visualizar a las crías junto con la hembra

e identificar con mayor certeza a un mismo individuo fotografiado en diferentes ángulos.

Con el fin de evitar perder datos durante el periodo de muestreo, es recomendable realizar un estudio piloto, previo al muestreo formal, para determinar un promedio de la duración del rollo fotográfico y las baterías de las cámaras en la zona de estudio en particular.

Por otro lado, se recomienda utilizar trampas cámara que funcionan con luces infrarrojas que sustituyen el flash, esto puede ser una ventaja al evitar el efecto del flash en el comportamiento de los individuos, que podría modificar su probabilidad de captura.

Se sugiere que para estudios posteriores, si es posible, se determine también la abundancia de las presas principales de los felinos, ya que en algunos estudios (O'Brien *et al.*, 2003; Weckel *et al.*, 2006) se ha mostrado que la abundancia de las presas puede determinar la de los felinos y por tanto deben de ser consideradas para las estrategias de conservación.

CONCLUSIONES

Hasta ahora el puma no ha sido considerado como una especie amenazada o en peligro de extinción en México, a diferencia del jaguar (*Panthera onca*), el tigrillo (*Leopardus wiedii*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*). Esto muy probablemente se debe a la escasez de información sobre sus poblaciones, sin embargo, al generar esta información y considerando el incremento de las poblaciones humanas y la fragmentación de hábitat, es predecible que dentro de pocos años este felino ocupará un lugar dentro de las especies consideradas en peligro de extinción.

Con respecto a la técnica, a pesar del alto costo inicial de las trampas cámara en equipo, baterías y películas fotográficas, este método comparado con censos realizados en trayectos lineales puede ser más fácil y relativamente menos costoso a largo plazo, tanto en términos económicos como de esfuerzo humano. Otras ventajas de esta metodología incluyen la identificación correcta de la especie de estudio, así como la posibilidad de obtener información adicional sobre residencia, dominancia y periodos reproductivos, sobre todo si el muestreo se realiza en un periodo relativamente extenso (24 meses), como se observó en el presente estudio.

Por otro lado, las trampas cámara y el método de marcaje recaptura, es una metodología confiable, para estimar abundancia y densidad de especies con características elusivas como las del puma, ya que los individuos pueden ser identificables por su sexo, cicatrices, manchas blancas en diferentes partes del

cuerpo, en el interior de las piernas, puntos y torceduras de la cola y coloración del pelaje.

Es claro que existe un efecto de la concentración de las trampas cámara en la estimación de la densidad, ya que de acuerdo con esta concentración es posible sobreestimar o subestimar el área efectiva de muestreo, afectando directamente el resultado de la densidad.

LITERATURA CITADA

- Anderson, C. R. y F. G. Lindzey. 2005. Experimental evaluation of population trend and harvest composition in a Wyoming cougar population. *Wildlife Society Bulletin*; **33(1)**. 179-188
- Aranda, M. y V. Sánchez-Cordero. 1996. Prey spectra of Jaguar (*Panthera onca*) and Puma (*Puma concolor*) in Tropical Forests of Mexico. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*; **31**. 65-67
- Azlan, M. J. y D. S. K. Sharma. 2003. Camera trapping the Indochinese Tiger, *Panthera tigris corbetti*, in a secondary forest in peninsular Malaysia. *The Raffles Bulletin of Zoology*; **51(2)**. 421-427
- Beck, T., J. Beecham, P. Beier, T. Hofstra, M. Hornocker, F. Lindzey, K. Logan, B. Pierce, H. Quigley, I. Ross, H. Shaw, R. Sparrowe y S. Torres. 2005. Cougar Management Guidelines Working Group. *Wildfutures. Bainbridge Island*. Washington. 137
- Borchers, D. L., S. T. Buckland y W. Zucchini. 2002. Estimating Animal Abundance Closed Populations. *Springer*. London. pp. 314
- Boyse, M. S. Capítulo XVI. 1995. Population estimation. *In*. Berwick, S. H. y V. B. Saharia (Eds). 1995. The Development of Internacional Principles and Practices of Wildlife Research and Manegement Asian and American Approaches. *Oxford University Press*. Bombay Calcutta Madras. pp. 265-275
- 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 y W. N. W. Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*; **4**. 75–79
- Casas-Andreu, G. y X. Aguilar-Miguel. 2005. Herpetofauna de la Sierra Nanchititla, Estado de México, México, Lista de distribución y conservación. *Ciencia ergo sum*; **12**. 144-151
- Ceballos, G., J. Arrollo-Cabrales y R. A. Medellín. 2002. The mammals of Mexico: composition, distribution and status. *Occasional Papers Texas Tech University*; **218**. 1-27
- Champion, F. W. 1928. With a camera in tiger-land. *Doran y Co.* New York
- Chávez, C. 2005. Puma. In. Ceballos, G. y G. Oliva (Coords). 2005. Los Mamíferos Silvestres de México. *Fondo de la Cultura Económica*. México D.F. 364-367
- Choate, D. M., M. L. Wolfe y D. C. Stoner. 2006. Evaluation of Cougar Population Estimators in Utah. *Wildlife Society Bulletin*; **34 (3)**.
- Dillon, A. y M. J. Kelly. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology*; **275**. 391–398
- Environmental Systems Research Institute. 2000. ArcView GIS (Version 3.2a). Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, USA.

- Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. Macdonald y R. K. Wayne. 2001. Carnivore Conservation. *Cambridge University Press*. London. 675
- Gobierno del Estado de México. 1999. Programa de Manejo del Parque Natural de Recreación Popular Sierra Nanchititla. pp. 110
- Heilbrun, R. D., N. J. Silvy, M. E. Tewes y M. J. Peterson. 2003. Using automatically triggered cameras to individually identify Bobcats. *Wildlife Society Bulletin*; **31(3)**. 748-755
- Hemker, T. P., F. G. Lindzey y B. B. Ackerman. 1984. Population characteristics and movement patterns of cougars in southern Utah. *Journal of Wildlife Management*; **48(4)**. 1275-1284
- 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. y J. D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*; **79(8)**. 2852-2862
- Karanth, K. U., R. S. Chundawat, J. D. Nichols y N. S. Kumar. 2004a. 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 y N. S. Kumar. Capitulo XII. 2004b. Photographic Sampling of Elusive Mammals in Tropical Forest. In: Thompson, W. L. (Eds). 2004b. Sampling Rare or Elusive Species, Concepts, Designs and Techniques for Estimating Population Parameters. *Island Press*. Washington, Covedo, London. pp. 229-247

Kelly, M. J., A. J. Noss, M. S. D. Dibetti, L. Maffei, R. L. Arispe, A. Paviolo, C. D. D.

Angelo y Y. E. D. Blanco. 2008. Estimating Puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy*; **89(2)**. 408–418

Krausman, P. 2002. Introduction to wildlife management. *Prentice Hall*. United States of America.

Krebs, C. 1989. Ecological Methodology. *Harper Collins*. New York. pp. 654

Larrucea, E. S., G. Serra, M. M. Jaeger y R. H. Barrett. 2007. Censusing Bobcats using remote cameras. *Western North American Naturalist*; **67(4)**. 538–548

Logan, K. y L. Sweanor. 2001. Desert evolutionary ecology and conservation of an endurig carnivore. *Island Press*. USA Washington. pp. 463

Luna, S. H. y G. A. López. 2005. Abundance and Food Habits of Cougars and Bobcats in the Sierra San Luis, Sonora, México. *USDA Forest Service Proceedings*; 416-420

Maffei, L., E. Cuéllar y A. J. 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., E. Cuéllar y A. Noss. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology, London*; **262**. 295–304

- Maffei, L. y 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., A. J. Noss, E. Cuéllar y D. I. Rumiz. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*; **21**. 1-6
- Martorello, D. A., T. H. Eason y M. R. Pelton. 2001. A sighting technique using camera to estimate population size on black bears. *Wildlife Society Bulletin*; **29 (2)**. 560-567
- Medellín, A. R., D. Azuara, L. Maffei, H. Zarza, H. Bárcenas, E. Cruz, R. Legaria, I. Lira, G. Ramos y S. Ávila. Capítulo III. 2006. Censos y Monitoreos. In. Chávez, C. y G. Ceballos (Eds). 2006. El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: situación actual y manejo. Memorias del primer simposio. *CONABIO–Alianza WWF, Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México*. México D.F. pp. 25-34
- Miller, B., R. Reading, J. Stritthalt, C. Carroll, R. Noss, M. Soule, O. Sánchez, J. Teiborgh, D. Brightsmith, T. Cheeseman y D. Foreman. 1999. Using focal species in the desing of reserve networks. *Wild earth; Invierno. 1998-1999*. 81-89
- Monroy-Vilchis, O., O. Sánchez, U. Aguilera-Reyes, P. Suárez y V. Urios. 2008. Jaguar (*Panthera onca*) in the state of Mexico. *Southwestern Naturalist*; **53(4)**. 535-539

- Monroy-Vilchis, O., C. Rodríguez-Soto, M. Zarco-González y V. Urios. 2009a. Cougar and Jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*; **59**. 145-157
- Monroy-Vilchis, O., Y. Gómez, M. Janczur y V. Urios. 2009b. Food niche of *Puma concolor* in central Mexico. *Wildlife Biology*; **15**. 1-9
- Monroy-Vilchis, O., M. Zarco-González, J. Ramírez Pulido y U. Aguilera-Reyes. En revisión. Diversidad de Mamíferos de la Reserva Natural Sierra de Nanchititla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*
- Nichols, J. D. y M. J. Conroy. Capítulo X. 1996. Techniques for Estimating Abundance and Species Richness. In. Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudram y M. S. Foster (Eds). 1996. Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Mammals. *Smithsonian*. Washington and London. pp. 177-234
- Nichols, J. D. y K. U. Karanth. Capítulo XI. 2002. Statistical concepts: Estimating absolute densities of Tigers using capture-recapture sampling. In. Karanth, K. U. y J. D. Nichols (Eds). 2002. Monitoring Tigers and Their Prey: A Manual for Researchers, Managers and Conservationists in Tropical Asia. *Center for Wildlife Studies*. Bangalore, Karnataka, India. 121-137
- Núñez, R., B. Miller y F. Lindzey. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology, London*; **252**. 373-379
- Núñez, R., B. Miller y F. Lindzey. 2002. Ecología del jaguar en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. In. Medellín, R. A., C. Equihua,

- C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson y A. B. Taber (Eds). 2002. El jaguar en el nuevo milenio. *Fondo de la cultura económica*. pp. 107-126
- O'Brien, T. G., M. F. Kinnaird y H. T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*; **6**. 131-139
- Otis, L. D., P. K. Burnham, C. G. White y R. D. Anderson. 1978. Inference from capture data on closed animal populations. *The Wildlife Society*; **62**. 1-135
- Parmenter, R. R., T. L. Yates, D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Dunnun, A. B. Franklin, M. T. Friggens, B. C. Lubow, M. Miller, G. S. Olson, C. A. Parmenter, J. Pollard, E. Rextad, T. M. Shenk, T. R. Stanley y G. C. White. 2003. Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecological Monographs*; **73**. 1-26
- Peterson, C. G. 1896. The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German sea. *Biology and Statistic*; **6**. 1-48
- Pinto, L. C. y A. Andriolo. 2005. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. *Revista brasileira Zoociencias Juiz de Fora*; **7(2)**. 231-246
- Rabinowitz, A. R. y B. G. Nottingham. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Zoology, London*; **210**. 149-159

- Rexstad, E. y K. P. Burnham. 1992. *User's guide for interactive program CAPTURE*. Colorado Coperative Fish y Wildlife Research Unit. Colorado State University. pp. 29
- Rodríguez, S. C. 2007. Distribución y uso de hábitat de felinos en la Sierra Nanchititla, Estado de México. **Tesis de licenciatura**. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Rosas-Rosas, O. C., R. Valdez, L. C. Bender y D. Daniel. 2003. Food habits of pumas in northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin*; **31(2)**. 528-535
- Rubio-Rodríguez, R. 2009. Regionalización biótica, Abiótica y social del Parque Natural Sierra de Nanchititla, México: Propuesta de conservación. **Tesis de Maestría**. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Salom-Pérez, R., E. Carrillo, J. C. Sáenz y J. M. Mora. 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* population in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx*; **41(1)**. 51-56
- Sánchez, O., J. Ramírez-Púlido, U. Aguilera-Reyes y O. Monroy-Vilchis. 2002. Felid record from the state of México. *Mammalia*; **66(2)**. 289-294
- Schnabel, Z. E. 1938. The estimation of the total fish population of a lake. *American Mathematical Monthly*; **45(6)**. 348-352
- Shiras, G. 1936. Hunting Wild Life with Camera and Flashlight: A Record of Sixty-five Years Visits to the Woods and Water of North America. *National Geographic Society*. Washington, D.C.

- Silver, S. 2004. Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara. *Wildlife Conservation Society*; 1-27
- Silver, S. C., L. E. T. Ostro, L. K. Marsh, L. Maffei, A. J. Noss, M. J. Kelly, R. B. Wallace, H. Gómez y G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*; **38(2)**. 148–154
- Soisalo, K. y 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
- Soria, D. L. 2007. Variación de la abundancia y densidad de *Puma concolor*, en la Sierra Nanchititla, Estado de México. **Tesis de Licenciatura**. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Sutherland, W. 1996. Ecological Census Techniques. *Cambridge*. USA New York. pp. 336
- Trolle, M. y M. Kéry. 2003. Estimation of Ocelot density in the Pantanal using capture–recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy*; **84 (2)**. 607–614
- Trolle, M. y M. Kéry. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*; **69 (3-4)**. 405-412

- Walker, R. S., A. J. Novaro y J. D. Nichols. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical*; **7 (2)**. 73-80
- Wallace, R. B., H. Gómez, G. Ayala y F. Espinoza. 2003. Camera trapping for Jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*; **10 (1)**. 133-139
- Wangyel, S. y D. 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. Giuiliano y S. Silver. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*; **270**. 25-30
- Wemmer, C., T. H. Kunz, G. Lundie-Jenkins y W. J. McShea. Capítulo IX. 1996. Mammalian Sign. In. Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudram y M. S. Foster (Eds). 1996. Measuring and Monitorg Biological Diversity. Standard Methods for Mammals. *Smithsonian*. Washington and London. pp. 157-176
- White, G. C., D. R. Anderson, K. P. Burnham y D. L. Otis. 1982. Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations. *Los Alamos National Laboratory*. Los Alamos, USA.
- Wilson, K. R. y D. R. Anderson. 1985. Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Mammal*; **66**. 13-21

Zarco-González, M. M. 2007. Distribución y abundancia de mamíferos medianos y grandes en la Sierra Nanchititla. **Tesis de Licenciatura**. Universidad Autónoma del Estado de México.

ANEXOS

Anexo I. Matrices de historias de captura.

Para que el programa pueda leer y correr las historias de captura, es necesario realizar un formato. En este caso el formato que se utilizó para todas las matrices, fue; **2x, a3, 2x, 13 f1.0**; donde el primer **2x** indica el número de espacios antes de la identificación del animal (antes **MP1, HP1**, etc...), **a3** indica el número de caracteres utilizados en la identificación de cada animal (**MP1** ó macho puma uno, **HP2** hembra puma 2 y **CM1** cría macho 1). El segundo **2x** indica el número de espacios entre la identificación y los datos (entre **MP1, HP2** etc... y el primer número de la fila de **0** y **1**). El **13** es el número de ocasiones de muestreo y finalmente el **1.0** se refiere a la versión del formato del programa.

Matrices de la zona con alta concentración de trampas cámara:

MP1 010000000000	MP2 011000100000
HP1 100000001000	CM1 001000000000
HP2 100000000000	MP1 000000010000
Bloque 1	HP1 0010111100110
	Bloque 2
CM1 0010000000100	MP1 0010000001000
MP2 0000000000010	HP1 0000001001100
HP1 0010000000000	Bloque 4
Bloque 3	

CM2 000000001110

HP2 000000001000

HP1 100000001110

Bloque 5

MP3 000100000000

MP2 000010000000

CM2 000001010000

HP1 0001010110010

HP2 000000000100

Bloque 6

MP1 0000010000100

MP3 0101000000000

MP4 0000000100000

HP2 1000001000000

Bloque 7

MP4 0000100000000

MP3 0000100000000

MP1 0000010100001

Bloque 8

Matrices de la zona con baja concentración de trampas cámara.

MP3 1000100010010

MP1 0001000000000

MP5 0000010000000

MP6 0000000000001

HP1 0000000010000

Bloque 9

MP6 0100000000000

MP2 0111100000000

MP3 0010000100000

MP1 0000000000010

HP2 0000010000000

Bloque 10

HP1 1010000110000

MP1 0110011000000

MP1 0010100000000

MP2 0110010100000

MP2 0001000100000

HP1 0000100000000

HP2 0000000010000

MP3 0000001000000

Bloque 11

MP4 0000000100000

MP5 0000000010010

Bloque 12

MP1 0100000000000

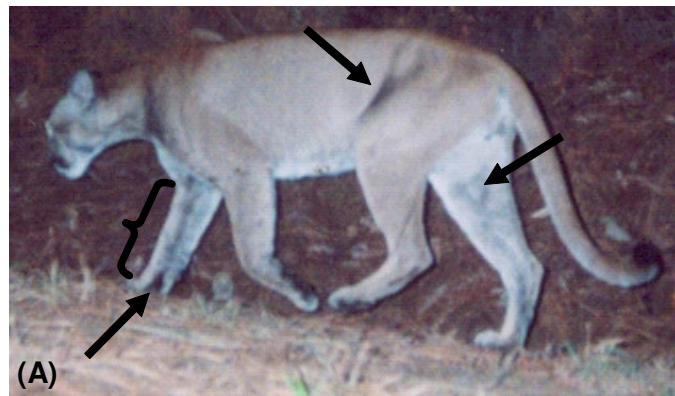
HP1 0100000000000

HP2 0001000100000

Bloque 13

Anexo II. Fotografías y características utilizadas para la identificación.

Las fotografías (A) y (B) muestran al puma macho 2, las flechas y la llave señalan algunas de las marcas que se utilizaron para su identificación. La fotografía (C) muestra un puma diferente (macho 1). En todas las fotografías es evidente la presencia de testículos.



Fotografía de una hembra en compañía de un macho, mayo del 2004. Es evidente la diferencia de sexos



Fotografía de una hembra con su cría, mayo del 2005. Son evidentes las manchas presentes en la cría.



AGRADECIMIENTOS

Al pueblo mexicano por financiar los proyectos FE012/2006, FE09/2007, 1805/2008C, FE014/2007-2009. A la fundación Terra Natura por financiar el estudio 2330/2006E. A la Comisión Estatal de Parque Naturales y de la Fauna CEPANAF, por permitirnos el acceso a la zona de estudio. A la gente de la Sierra Nanchititla, que nos ha apoyado desinteresadamente en el trabajo de campo, en especial a las familias, Ocampo, Santander, Jaimes, Fajardo, Rodríguez, Avilés, Arce y a todos los trabajadores del parque. A los trabajadores del Zoológico de Zacango Jesús Frieven, Fernando Mejía y Guillermo Díaz por ayudarnos en la identificación de los individuos de puma. A todos los estudiantes de la Estación Biológica Sierra Nanchititla que han apoyado en el trabajo de campo, Martha, Hubles, Yuri, Adrian, Clarita, Super Lulu, Pucca, Garu, Alfredo, Angela, Angeles, Domingo. En especial le agradezco a Martha Zarco por apoyarme en la realización de esta tesis, gracias por tu comprensión y cariño. A los sinodales que revisaron este trabajo, haciendo importantes contribuciones, Octavio Monroy, Rocio Vaca, Jorge Iugo, Jorge Alaníz y Alberto Tápia. A la secretaria Dolores del MYDCI por apoyarnos en los trámites durante la maestría, hace un muy buen trabajo. A los coordinadores del MYDCI, Sara Ojeda, Gisela Montero Monica Carrillo y Cueto por atender amablemente a nuestras peticiones. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de maestría otorgada para la realización de esta tesis. A los profesores Victor Fajardo, Miguel Plata, Octavio Rosas, Cristian Venegas, por sus consejos para la realización de esta tesis.

Finalmente agradezco a mi familia, a mis padres Abel y Araceli, a mis hermanos Miguel Ángel, José Manuel y Mirna Araceli, por su apoyo moral para la realización de esta tesis. A mis abuelitos Julián, Paulina y Amalia. A mis tíos, Víctor, Agustín, Alejandro, Lilia, Irma, Oralia, Marisol, Alvino y Paula.