

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Posgrados



Estimación de densidades de Ocelotes (*Leopardus pardalis*) en la Amazonía ecuatoriana a través de análisis captura-recaptura, trampas cámara y Sistemas de Información Geográfica

Diego Mosquera B.

Tesis de grado presentada como requisito para la obtención del título de Master en Sistemas de Información Geográfica

Quito, Junio de 2011

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO
Colegio de Posgrados

HOJA DE APROBACIÓN DE TESIS

**Estimación de densidades de Ocelotes (*Leopardus pardalis*) en la
Amazonía ecuatoriana a través de análisis captura-recaptura,
trampas cámara y Sistemas de Información Geográfica**

Diego Mosquera B.

Richard Resl MSc.,
Director de Tesis
Director del Programa de Maestría en
Sistemas de Información Geográfica



David Romo, Ph.D.,
Miembro del Comité de Tesis



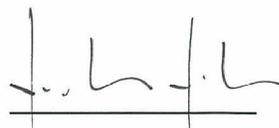
Kelly Swing, Ph.D.,
Miembro del Comité de Tesis



Stella de la Torre, Ph.D.,
Decana del Colegio de
Ciencias Biológicas y Ambientales



Víctor Viteri Breedy, Ph.D.,
Decano del Colegio de Posgrados



Quito, Junio de 2011

©Derechos de Autor
Diego Mosquera Bustillos
2011

Dedicatoria

“A los seres que trabajan en silencio,
esas criaturas desconocidas que habitan bosques,
montañas, llanuras, ríos y océanos...
a las grandes y a las chicas
a las que luchan, a las que duermen,
a las fuertes y a las débiles
a las que cantan y a las que lloran,
a todas;
pero en especial a las que han muerto,
a las que nunca han visto sus crías,
a las que jamás conocerán a sus padres,
y a las pequeñas, que buscando días mejores
han volado muy lejos, allá, al otro lado del río,
y ahora se han perdido”

Diego Tirira

Mamíferos del Ecuador

"An approximate answer to the right question is worth a great deal
more than a precise answer to the wrong question"

John Tukey

"Llegará un día en que los hombres como yo, verán el asesinato de un animal
como ahora ven el de un hombre"

Leonardo da Vinci

"Los males y sufrimientos propinados sobre la inocente, indefensa y leal
raza animal es el capítulo más oscuro en la entera historia del planeta"

Edward Freeman

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo no hubiera sido posible sin la ayuda y apoyo de David Romo, John Blake, Consuelo de Romo, Jaime Guerra, Kelly Swing y todo el personal de la Estación de Biodiversidad Tiputini. A todos ellos mi mas sincero agradecimiento.

RESUMEN

Los felinos neotropicales como el Ocelote (*Leopardus pardalis*) son difíciles de estudiar con métodos tradicionales debido a su naturaleza nocturna y elusiva. Debido a esto, se conoce poco sobre sus densidades y estatus poblacional.

En el presente estudio, se estimó la densidad de ocelotes para el área de la Estación de Biodiversidad Tiputini (EBT) en la Amazonía ecuatoriana mediante una combinación de trampas-cámara, análisis estadísticos de captura-recaptura y Sistemas de Información Geográfica.

Los ocelotes fueron capturados con trampas cámara e identificados por su patrón de manchas. El tamaño de la población se estimó utilizando análisis estadístico de captura-recaptura y el área cubierta en base a las distancias máximas de desplazamiento de los individuos durante un periodo de muestreo con las técnicas del Polígono Mínimo Convexo (PMC) y Buffer Individual y herramientas SIG.

Se estimó una densidad de entre 138 y 102 individuos / 100 km² con la técnica de Polígono Mínimo Convexo (PMC) y entre 149 y 125 individuos / 100 km² con un Buffer Individual, en dos periodos extensos de muestreo desde diciembre de 2004 a diciembre de 2008 (49 meses) y desde febrero de 2010 hasta febrero de 2011 (13 meses), con un esfuerzo de trampeo de entre 17.000 y 7000 trampas/noche.

Con fines comparativos, se estimó además la densidad en dos periodos cortos de 12 semanas cada uno entre los meses de junio y agosto de 2005 y 2008 respectivamente, estimándose una densidad de entre 98 y 70, 5 individuos / 100 km² con la metodología del PMC y de entre 132 y 92 individuos / 100 km² con la metodología de Buffer individual. Los resultados se consideran altos comparados con estudios previos de la misma especie en diferentes hábitats. La utilización de técnicas estadísticas y herramientas de Sistemas de Información Geográfica en este estudio probó ser extremadamente útil para la detección de tendencias poblacionales.

La efectiva representación de densidades de animales es de vital importancia para análisis comparativos en diferentes ecosistemas con miras al manejo y conservación de felinos.

ABSTRACT

Neotropical felids like the Ocelot (*Leopardus pardalis*) are difficult to study with traditional methods due to their elusive and nocturnal nature. Because of this, little is known about their density and population status.

In this study, densities of ocelots were estimated for the area of Tiputini Biodiversity Station in the ecuadorean Amazon using a combination of trap-cameras, capture–recapture statistical analysis, and Geographic Information Systems.

Ocelots were captured with trap-cameras and identified based on their fur pattern. Population sizes were estimated using capture–recapture statistical analysis, and the area covered was defined based on the maximum distance moved by the individuals during the sample period using the Minimum Convex Polygon and individual circular Buffer techniques and Geographic Information Systems Tools.

A density between 138 and 102 individuals / 100 km² was estimated with the MCP Technique and a density between 149 and 125 individuals / 100 km² was estimated using an individual Buffer. Two extensive sampling periods were analyzed, between December 2004 and december 2008 (49 months) and February 2011 and february 2011 (13 months) with a trap effort of 17.000 and 7000 trap/nights.

For comparison purposes, density was also estimated in two shorter periods of 12 weeks each, between June and August of 2005 and 2008. A density between 98 and 70,5 individuals / 100 km² was estimated with the MCP and between 132 and 92 individuals / 100 km² with an individual Buffer. Results are considered high when compared with previous studies of the same specie in different habitats.

The use of camera trapping, mark–recapture statistics and GIS Tools, proved to be extremely useful for the detection of population trends. Accurate representation of animal densities is vital for comparative analyses across different ecosystems in order to focus efforts on management and conservation of neotropical felids.

TABLA DE CONTENIDOS

PORTADA.....	i
HOJA DE APROBACION DE TESIS.....	ii
DERECHOS DE AUTOR.....	iii
DEDICATORIA.....	iv
AGRADECIMIENTOS.....	vi
RESUMEN.....	vii
ABSTRACT.....	viii
TABLA DE CONTENIDOS	ix
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xi
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE TABLAS.....	xiv
CAPITULO I	
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 GENERALIDADES.....	3
1.2 JUSTIFICACIÓN.....	3
CAPITULO II	
2. MARCO TEÓRICO.....	4
2.1 CONSERVACIÓN.....	4
2.2 OCELOTES.....	4
2.3 MODELOS CAPTURA-RECAPTURA.....	10
2.4 TRAMPAS-CÁMARA.....	14
2.5 SISTEMAS DE INFORMACION GEOGRAFICA.....	16
CAPITULO III	
3. METODOS.....	19
3.1 AREA DE ESTUDIO.....	19
3.2 METODOLOGIA.....	20
3.2.1 CARTOGRAFIA.....	21
3.2.2 UBICACIÓN DE TRAMPAS-CÁMARA E IDENTIFICACIÓN	22
DE INDIVIDUOS.....	
3.2.3 ESTIMACIÓN DE DENSIDAD POBLACIONAL.....	25
3.2.4 POLÍGONO MÍNIMO CONVEXO Y AREA BUFFER	
INDIVIDUAL.....	28

CAPITULO IV

4. RESULTADOS.....	31
4.1 RESULTADOS PRIMER Y SEGUNDO PERIODOS EXTENSOS DE MUESTREO.	31
4.2 RESULTADOS MUESTREOS COMPARATIVOS.....	35

CAPITULO V

5. DISCUSIÓN.....	37
5.1 CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS.....	38
5.2 IMPORTANCIA DE LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)	45

CAPITULO VI

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	49
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS

UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de fauna y flora silvestres.
RBY	Reserva de Biósfera Yasuní
EBT	Estación de Biodiversidad Tiputini
USFQ	Universidad San Francisco de Quito
DEM	Digital Elevation Model (Modelo de Elevación Digital)
MDM	Maximum Distance Moved (Distancias Máximas de Desplazamiento)
MMDM	Mean Maximum Distance Moved (Promedio de Distancias Máximas de Desplazamiento)
HMMDM	Half Mean Maximum Distance Moved (Mitad del Promedio de Distancias Máximas de Desplazamiento)
PMC	Polígono Mínimo Convexo (Minimum Convex Polygon)
IHA	Índice de Hábitat Apropriados

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Distribución del Ocelote en América.
- Figura 2.** Área de Estudio.
- Figura 3.** Información Obtenida en fotografías de trampas-cámara.
- Figura 4.** Caracteres útiles para el reconocimiento Individual de Ocelotes.
- Figura 5.** Mapa de los senderos de la Estación de Biodiversidad Tiputini.
- Figura 6.** Ubicación de Trampas-cámara en el Primer Periodo de Muestreo.
- Figura 7.** Ubicación de Trampas-cámara en el Segundo Periodo de Muestreo.
- Figura 8.** Polígono Mínimo Convexo para Primer Periodo de Muestreo.
- Figura 9.** Polígono Mínimo Convexo con Buffer para Primer Periodo de Muestreo.
- Figura 10.** Polígono Mínimo Convexo para Segundo Periodo de Muestreo.
- Figura 11.** Polígono Mínimo Convexo con Buffer para Segundo Periodo de Muestreo.
- Figura 12.** Trampas-cámara con Buffer Individual para Primer Periodo de Muestreo.
- Figura 13.** Trampas-cámara con Buffer Individual para Segundo Periodo de Muestreo.
- Figura 14.** Polígono Mínimo Convexo con Buffer para Primer Periodo Comparativo de Muestreo.
- Figura 15.** Polígono Mínimo Convexo con Buffer para Segundo Periodo Comparativo de Muestreo.
- Figura 16.** Trampas-cámara con Buffer Individual para Primer Periodo Comparativo de Muestreo.
- Figura 17.** Trampas-cámara con Buffer Individual para Segundo Periodo Comparativo de Muestreo.

Figura 18. Comparación de Áreas muestreadas. Polígono Mínimo Convexo versus Buffer Individual. Primer Periodo comparativo de muestreo.

Figura 19. Comparación de Áreas muestreadas. Polígono Mínimo Convexo versus Buffer Individual. Segundo Periodo comparativo de muestreo.

LISTA DE TABLAS

- Tabla 1.** Algunas estimaciones de densidad de Ocelotes en varios hábitats.
- Tabla 2.** Modelos de Capture para la estimación de poblaciones por medio de captura-recaptura.
- Tabla 3.** Periodo efectivo de Muestreo.
- Tabla 4.** Número de Trampas-cámara por Locación, y Código, Primer Periodo de Muestreo.
- Tabla 5.** Número de Trampas-cámara por Locación y Código, Segundo Periodo de Muestreo.
- Tabla 6.** Individuos Identificados y Número De Fotografías Por Individuo (Primer y Segundo Periodos de Muestreo).
- Tabla 7.** Total De Fotografías, Frecuencia y Número De Individuos Identificados por Sitio (Primer Periodo De Muestreo).
- Tabla 8.** Total De Fotografías, Frecuencia y Número De Individuos Identificados por Sitio (Segundo Periodo De Muestreo).
- Tabla 9.** Individuo, Sexo, Total de Fotografías, Recapturas, Locaciones de Captura y Frecuencia de Recaptura (Primer Periodo De Muestreo).
- Tabla 10.** Individuo, Sexo, Total De Fotografías, Recapturas, Locaciones de Captura y Frecuencia de recaptura (Segundo Periodo De Muestreo).
- Tabla 11.** Modelos de Captura-recaptura en CAPTURE según criterio para el Primer Periodo de Muestreo.
- Tabla 12.** Estimaciones de población según modelos sugeridos por CAPTURE, Error Estándar e Intervalos de Confianza para el Primer Periodo de Muestreo.
- Tabla 13.** Modelos de Captura-recaptura en CAPTURE según criterio para el Segundo periodo de Muestreo.
- Tabla 14.** Estimación de población según modelo sugerido por CAPTURE, Error Estándar e Intervalos de Confianza para el Segundo Periodo de Muestreo.

- Tabla 15.** Matriz de distancias entre locaciones (Km.) obtenida con Hawth's Analysis Tools.
- Tabla 16.** Promedio de Máximas Distancias Recorridas (MMDM) en Km. y Buffer resultante para el Primer Periodo de Muestreo.
- Tabla 17.** Promedio de Máximas Distancias Recorridas (MMDM) en Km. y Buffer resultante para el Segundo Periodo de Muestreo.
- Tabla 18.** Densidades (Individuos /100 Km²) obtenidas con la técnica del PMC y Buffer Individual para los dos periodos extensos de Muestreo.
- Tabla 19.** Individuos Identificados y Número De Fotografías Por Individuo (Primer y Segundo Periodos de Muestreo Comparativos)
- Tabla 20.** Modelos de Captura-recaptura en CAPTURE según criterio para el Primer Periodo de Muestreo Comparativo.
- Tabla 21.** Estimación de Población según modelo sugerido por CAPTURE, Error Estándar e Intervalos de Confianza para el Primer Periodo de Muestreo Comparativo.
- Tabla 22.** Modelos de Captura-recaptura en CAPTURE según criterio para el el Segundo periodo de Muestreo Comparativo.
- Tabla 23.** Estimación de población según modelo sugerido por CAPTURE, Error Estándar e Intervalos de Confianza para el Segundo Periodo de Muestreo Comparativo.
- Tabla 24.** Promedio de Máximas Distancias Recorridas (MMDM) en Km. y Buffer resultante para el Primer Periodo Comparativo de Muestreo. Los ceros no se incluyen en el promedio.
- Tabla 25.** Promedio de Máximas Distancias Recorridas (MMDM) en Km. y Buffer resultante para el Segundo Periodo Comparativo de Muestreo. Los ceros no se incluyen en el promedio.
- Tabla 26.** Densidades (Individuos /100 Km²) obtenidas con la técnica del PMC y Buffer Individual para los periodos comparativos.
- Tabla 27.** Diferencias entre áreas muestreadas totales (Km²) entre periodos y técnicas.

CAPITULO I

1. INTRODUCCION

1.1 Generalidades

En la actualidad, ningún otro grupo de organismos ofrece más retos para la biología de la conservación que los carnívoros grandes (Noss *et al.* 1996). La declinación de poblaciones de carnívoros de gran tamaño es un problema global, ya que alrededor del mundo la mayoría de los felinos grandes (gatos), cánidos (perros) y úrsidos (osos) enfrentan múltiples presiones. La pérdida y degradación de hábitat, la cacería indiscriminada y el comercio ilegal amenazan seriamente a estas especies (Webber & Rabinowitz, 1996).

A lo largo del siglo pasado, la extinción de especies se ha acelerado de manera tremendamente significativa. Se estima que hoy en día las especies se extinguen más de 1000 veces más rápido de lo que podría esperarse por causas naturales. (Rabinowitz & Zeller, 2010). Las especies raras y locales son las más susceptibles a la extinción, al igual que las especies con rangos restringidos, ya que tienen densidades poblacionales más bajas que especies de distribución más amplia. Cuando su hábitat es destruido, estas especies son más probables de ser eliminadas y cualquier población remanente puede no ser una población viable desde el punto de vista genético y son más susceptibles a cuellos de botella (Jackson, 2002). De entre todos los grupos de mamíferos, los carnívoros enfrentan las mayores amenazas y las declinaciones de poblaciones más grandes (Webber &

Rabinowitz, 1996). Ciertas características de vida (bajas poblaciones, grandes rangos de vida, bajos números reproductivos, etc.) que hacen que sean más vulnerables a la extinción que cualquier otro grupo de organismos (Jackson, 2002).

Uno de los retos más importantes que enfrenta la humanidad es la conservación de carnívoros, en un mundo que está cada vez más intervenido y proclive a la conversión a sistemas humanos (González-Maya, 2007). Los carnívoros grandes juegan un rol ecológico importante como indicadores de la productividad e integridad de ecosistemas, son muy vulnerables a alteraciones de hábitats y pueden considerarse como especies sombrilla (especies cuyos requerimientos de extensión de hábitat abarcan los hábitats de muchas otras especies) (Noss *et al.* 1996). Asimismo, tienen un bagaje histórico de relaciones con los humanos y son especies carismáticas para esfuerzos de conservación (González-Maya, 2007).

Dentro del grupo de los carnívoros, los felinos son un grupo que ha despertado importante interés para esfuerzos de conservación. A pesar de que son particularmente difíciles de estudiar por sus hábitos nocturnos y elusivos (Maffei *et al.* 2002) es imperante generar información básica para entender su biología y ecología, de lo contrario resulta muy difícil evaluar su estatus y establecer medidas de protección y conservación necesarias. Desgraciadamente muchas especies de felinos se encuentran seriamente amenazadas y no se han realizado estudios, simples o detallados, sobre su historia natural (Nowell & Jackson, 1996).

Por esto, la investigación de estas especies de forma permanente es necesaria, en especial la estimación de parámetros poblacionales básicos como densidad y abundancia. Estos parámetros son condicionantes para cualquier estrategia de conservación, su aplicabilidad y éxito (González-Maya et al 2008).

1.2 Justificación

La destrucción de hábitat es sin duda la mas seria amenaza que enfrenta la diversidad biológica a nivel mundial. A escala global, la ecología de muchas especies de carnívoros aun permanece poco entendida, lo que se traduce en falta de información sobre como responden estas especies a cambios en su hábitat y a variaciones en sus poblaciones (Michalsky & Peres, 2005). La conservación de especies implica no sólo el conocimiento de su ecología sino también la conservación de espacios críticos para su supervivencia. A través de la aplicación de diferentes técnicas de estudio y la utilización de herramientas de SIG, el presente trabajo intenta presentar algunas inferencias iniciales sobre el estado poblacional de una especie de particular de felino poco estudiado, el ocelote o tigrillo, en uno de los lugares mejor conservados de la Amazonía ecuatoriana, la Estación de Biodiversidad Tiputini de la Universidad San Francisco de Quito. Los felinos son especialmente vulnerables en el Ecuador por la gran cantidad de problemas ambientales y socio-culturales existentes por lo que la generación de información sobre la distribución espacial y dinámica poblacional tanto a escalas nacionales como locales es vital para futuros esfuerzos de conservación.

CAPITULO II

2. MARCO TEORICO

2.1 Conservación

Si queremos entender y mitigar los impactos humanos en los bosques tropicales, necesitamos entender la distribución y patrones de abundancia de las especies y como estos varían a través del tiempo. Esta información debe ser obtenida antes de que los impactos ocurran o debe haber datos sobre áreas inalteradas que se puedan comparar con áreas que han sufrido determinado nivel de impacto. La conservación de áreas que puedan servir como control, es, sin embargo, muy difícil sin el apoyo y entendimiento público (ONGs, indígenas y tomadores de decisiones) (Kremen, 2001). Aunque existen ciertos datos disponibles sobre algunas especies en la Amazonía, en general existe muy poca o nada de información básica sobre patrones de abundancia, actividad o uso de diferentes hábitats y micro hábitats y variaciones estacionales y anuales en esos patrones para la mayoría de especies (Mosquera *et al.* 2011, En prep).

2.2 Ocelotes

Los Ocelotes (*Leopardus pardalis*) son de las criaturas más fascinantes que habitan el nuevo mundo. Han alcanzado considerable interés entre los investigadores en parte por ser carnívoros y estar en la cima de la pirámide alimenticia (Maffei *et al.* 2005) Felinos grandes como el Puma (*Puma concolor*) o el Jaguar (*Panthera onca*) han sido ampliamente estudiados, pero especies más pequeñas como el Ocelote han sido objeto de menor atención. A pesar de esto, los

Ocelotes son uno de los felinos neotropicales mejor conocidos (Maffei & Noss, 2007).

El Ocelote es un felino de tamaño mediano que presenta un extenso rango geográfico (Di Bitetti *et al.* 2006). Se encuentran en toda América desde el sur de la frontera entre USA y México, excepto en Chile (UICN, 2010) (Figura 1). Su hábitat comprende gran variedad de ecosistemas, que incluyen desde los bosques tropicales de México hasta los bosques secos espinosos de Venezuela, así como áreas montañosas de Colombia, Ecuador y el norte de Perú. Aunque los ocelotes presentan preferencias sobre bosques de galería (ribereños) también pueden encontrarse en manglares, pastizales, sabanas y sabanas pantanosas (Jackson, 2002).

En el Ecuador, los ocelotes se encuentran en la Costa, la Amazonía y las estribaciones de los Andes. Habitan en bosques tropicales y subtropicales, entre 0 y 1500 metros de altitud. Tienen preferencia por bosques con buena cobertura vegetal, tanto húmedos como secos, a menudo casi exclusivamente bosques primarios o secundarios de crecimiento antiguo (Tirira, 2007).

Históricamente, desde la época de la civilización Azteca, los ocelotes han sido cazados en grandes cantidades principalmente por su piel (Dillon, 2005). Se estima que desde principios de los años 60's hasta mediados de los 70's, alrededor de 200.000 ocelotes se sacrificaban cada año por su piel, más que cualquier otra especie de felino manchado en el mundo (UICN, 2010), lo que causó preocupantes declinaciones en sus poblaciones naturales a través de su rango de vida (Dillon,

2005). En el Ecuador, se tienen datos de que la cacería de este felino ya era popular desde los años 30's (Rodríguez & De Vries, 1994). Desde principios de los 80's, determinadas medidas de protección han provocado una reducción en la demanda de pieles de ocelotes (Trolle & Kerry, 2003). Desde 1982, los ocelotes se incluyeron en la CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora silvestres) como especie Vulnerable en la lista roja internacional de la UICN, pero a partir de 1996, gracias a la reducción en la cacería, están categorizados como de Preocupación Menor (Least Concern) (UICN, 2010), lo que no permite a los países signatarios del Convenio ningún tipo de comercio de la especie o partes de ella. Sin embargo, los ocelotes aun enfrentan serias amenazas para sus poblacionales naturales, principalmente por la cacería ilegal. La caza está regulada en Perú, mientras que en países como Ecuador, El Salvador, o Guyana no existen medidas efectivas para protegerlos. La venta en el mercado negro de ocelotes vivos para tenerlos como mascotas es también preocupante en América Latina y la destrucción de hábitat en general hace que los impactos sobre esta especie se incrementen (WWF, año desconocido).

Los ocelotes son uno de los felinos pequeños de mayor tamaño, con un peso que varía entre 10 y 15 kilos, siendo los machos generalmente más pesados que las hembras (Sunquist & Sunquist 2002). La longitud del cuerpo varía entre 70 y 100 cm y la de la cola entre 25 y 45 cm, teniendo en total una longitud de entre 95 y 140 cm (Tirira, 2007). Exceptuando el Jaguar, los ocelotes son los felinos manchados más grandes de Sudamérica (Trolle & Kerry, 2003).

Su pelaje es corto y suave y su color varía ampliamente entre individuos, siendo entre amarillo pardo y amarillo apagado, cubierto de manchas negras bien definidas a lo largo de todo el cuerpo (Tirira, 2007). Las manchas negras a lo largo del cuerpo presentan un patrón único en cada individuo y en general se presentan como líneas negras, espirales y rayas en la espalda y flancos (Dillon, 2005). Algunas manchas se abren en forma de roseta o aparecen a manera de líneas longitudinales negras, dejando ver un color marrón pálido en su interior. Su cabeza es robusta y redondeada y el hocico tiene un perfil levemente convexo, con ojos grandes, orejas cortas y redondeadas (Tirira, 2007). Las patas delanteras son más grandes que las traseras, lo que le ha ganado en algunos lugares el nombre de “manigordo” (Sunquist & Sunquist 2002, Dillon, 2005).

Los ocelotes son animales carnívoros, alimentándose de una gran variedad de animales como pequeños venados, armadillos, perezosos, ratones, iguanas, serpientes, tortugas, ranas, cangrejos, escarabajos y aves (UICN).

No se sabe mucho sobre cuánto viven los ocelotes en condiciones naturales, pero se estima que pueden alcanzar cerca de 10 años (Jackson, 2002). Los ocelotes llegan a la vida adulta a partir de los dos años, logrando las hembras alcanzar su tamaño completo antes que los machos (Emmons & Feer, 1997). Las hembras pueden reproducirse desde los 18 meses, aunque usualmente sólo lo hacen a partir de los 24 meses. Los machos alcanzan la madurez sexual a los 30 meses, aunque algunos estudios sugieren que los individuos alcanzan la madurez sexual dependiendo de su nutrición y de la densidad de otras hembras adultas (Dillon, 2005).

El periodo de gestación toma entre 79 y 85 días (Tirira, 2007). y los nuevos individuos pesan aproximadamente 200 gramos al momento de nacer. Los cachorros abren los ojos a los 15 o 18 días y son capaces de caminar a partir de las 3 semanas de nacidos (Emmons & Feer, 1997). Empiezan a cazar a las 4-6 semanas de nacidos y adquieren caninos permanentes a los 8 meses. Sus ojos cambian de color de azul a café en los primeros meses de vida (Jackson, 2002).

Una hebra puede procrear una o dos crías cada dos años, aunque en cautiverio la procreación puede ser considerablemente mayor. A diferencia de los gatos domésticos, que presentan 8 mamas, los ocelotes solo tienen 4, posiblemente como respuesta al número limitado de crías que pueden procrear (Dillon, 2005). Debido a la alta demanda energética de las hembras durante la gestación y meses posteriores, sus hábitos cazadores se incrementan durante estos meses.

Los ocelotes son predominantemente solitarios y nocturnos, pero pueden ser activos a cualquier hora del día (Dillon, 2005). Son animales terrestres y muy buenos trepadores (Tirira, 2007). Son cazadores oportunistas y altamente carnívoros. Buscan y capturan su presa en el suelo, ocultándose entre la vegetación densa, lo que les garantiza al mismo tiempo protección (UICN). Alrededor del 90% de su dieta consiste en presas de menos de 1 Kg., aunque también puede preñar en animales más grandes como venados (*Mazama sp.*), y pecaríes de collar (*Pecari tajacu*) La dieta de los ocelotes puede variar de acuerdo a su hábitat y disponibilidad de presas.

Tanto los machos como las hembras tienen rangos de vida definidos, aunque los rangos de ocelotes adultos generalmente abarcan más superficie y se solapan con rangos de dos o tres hembras. Los ocelotes generalmente patrullan los límites de su territorio más que su interior y a menudo evitan áreas abiertas. Tanto machos como hembras permanecen activos durante 12 o 14 horas diarias y rara vez permanecen en un mismo lugar por más de dos días (Dillon, 2005).

Los ocelotes patrullan su territorio constantemente, cubriendo la totalidad del área en entre 2 y 4 días. Pueden moverse más de 6 Km. en un periodo de 24 horas, dejando a menudo marcas en árboles caídos y marcando su territorio esparciendo orina o defecando, lo que reduce las oportunidades de interacción y competencia con otros predadores (Emmons, 1988, Dillon, 2005).

Debido a su naturaleza elusiva, los ocelotes son difíciles de observar y en general es poco lo que se conoce sobre los tamaños de su población, estructura o ecología (Dillon & Kelly, 2007). La utilización de métodos directos de estudio para felinos es particularmente difícil ya que la mayoría de especies son nocturnas y esquivas. En este sentido, la utilización de métodos indirectos de estudio cobran importancia relevante (Maffei *et al.* 2005). Diversos estudios para estimar la densidad de ocelotes se han llevado a cabo utilizando radio telemetría y la técnica del Polígono Mínimo Convexo (PMC) para estimar rangos de vida y densidades en diferentes regiones. Crashaw (1995) estimó una densidad de 13.7 ocelotes/100 km² en Perú y el sureste de Brasil, mientras que Emmons (1988) estimó 80 ocelotes/100 km² en

la Amazonía peruana (Dillon, 2005). En el Ecuador, Rodríguez y De Vries (1994) estimaron el rango de vida de un individuo de ocelote en 1,6 km² mediante el seguimiento de huellas.

Recientemente, y utilizando la técnica de cámaras trampa y modelos de captura-recaptura, Di Bitetti et al (2006) estimaron la densidad de ocelotes en entre 7.7 y 13.4 y entre 12.8 y 20 ocelotes/100 km² en dos lugares del bosque atlántico de Argentina, mientras que Trolle y Kerry (2003) estimaron la densidad de ocelotes en el Pantanal de Brasil en 2.82 individuos/5 km². Adicionalmente, Maffei et al (2005) estimaron la densidad en 30 individuos/100 km² en el bosque seco Bolivia (Tabla 1). Los estudios basados en telemetría son a menudo inexactos debido a la variación en la estimación de rangos de vida, incertidumbre en los tamaños de la muestra, la baja probabilidad de todos los individuos en el área hayan sido capturados y alto costo y esfuerzo (Vilas Boas Goulart *et al.* 2009). Por otro lado, los estudios basados en trampas cámara y captura-recaptura, han sido utilizados con éxito para otras especies de felinos como Tigres (*Panthera Tigris*) (Karanth & Nicholls, 1998), Leopardos (*Panthera pardus*) (Henschel & Ray, 2003), Guepardos (*Acinonyx jubatus*) (Kelly 2001), Linces (*Lynx rufus*) (Heilbrun *et al.*, 2006), y Jaguares (*Panthera onca*) (Maffei *et al.*, 2004; Soisalo & Cavalcanti, 2006), aparte de los estudios en ocelotes ya mencionados.

2.3 Modelos Captura-Recaptura

El estudio de patrones y procesos que ocurren en un espacio geográfico y que influyen características de poblaciones de animales y plantas, como densidad,

distribuciones y movimientos tiene una larga tradición en la ecología y el manejo de vida silvestre (McKenzie *et al.* 2006). El monitoreo de poblaciones animales se define como la estimación de la abundancia absoluta o relativa con el objetivo de hacer inferencias sobre la variación en la abundancia de animales a través de espacio/tiempo (Karanth & Nichols, 1998). En el contexto del manejo de vida silvestre, establecer inferencias en cuanto a la relación de las especies y su abundancia y distribución a través del tiempo resulta útil para tomar o evaluar acciones de manejo. Los estudios de captura-recaptura son una de las técnicas que se ha aplicado con más éxito para la estimación de poblaciones naturales (Otis *et al.* 1978). Tradicionalmente, se han utilizado para estimar parámetros poblacionales en peces, aves, pequeños mamíferos y en general especies que no se pueden contar fácilmente utilizando métodos estándar como transectos (Karanth, 1995). Los modelos se basan en la captura y marcaje de individuos de la especie de interés y posteriores episodios de muestreo. La estimación del tamaño de la población está basada en la diferencia entre los animales marcados y no marcados de cada recaptura y la probabilidad de recapturar un animal previamente marcado (González-Maya, 2007). En base a una historia de captura y recaptura, pueden establecerse diferentes modelos para estimar la abundancia de especies y obtener la densidad en base a la superficie monitoreada. Dado que esta técnica no se basa en un muestreo al azar, lo ideal es maximizar la probabilidad de captura de los animales dentro del área de muestreo (Karanth, 1995).

Las fórmulas utilizadas en la estimación de la población a partir de la captura y recaptura de individuos se basan en la fórmula llamada Índice de Lincoln, la que esta representada por (González-Maya *et al.* 2008):

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

donde:

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

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

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

N= estimación de la población.

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

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

donde:

SE= error estándar.

Para la estimación de la densidad, la fórmula se define como:

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

donde:

N= abundancia de individuos

A= Área efectiva de muestreo (Maffei *et al.* 2004, Gonzalez-Maya *et al.* 2008).

El área efectiva de muestreo comprende las trampas-cámara y un buffer alrededor de las mismas que toma en cuenta las distancias recorridas por los individuos fotografiados en dos o más locaciones durante el periodo de muestreo.

Existen varios programas de computadora para analizar datos poblacionales según marca-recaptura u otros diseños (Silver, 2004). El programa más utilizado para el análisis de abundancia de felinos a través de fotografías de cámaras-trampa es el programa CAPTURE (Otis *et al.* 1978; Rexstad & Burnham, 1992). Este programa aplica una serie de modelos para generar estimaciones de abundancia basándose en asunciones sobre las probabilidades de captura (Trolle & Kerry, 2003). El programa ofrece diferentes estimadores de abundancia, los cuales cambian de acuerdo a las fuentes de variación en la probabilidad de captura, incluyendo heterogeneidad entre individuos (sexo, edad, movimientos, dominancia, actividad),

variación en el tiempo, respuestas de comportamiento y combinaciones de los factores anteriores (Silver, 2004) (Tabla 2).

La selección del modelo adecuado es un factor crítico en el éxito del estudio y está relacionado con la precisión de la estimación, por lo que se debe procurar tomar en cuenta todas las fuentes de variación (Burnham *et al.* 1995, González-Maya, 2007) El programa provee una función que determina el modelo y el estimador más apropiado para los datos del muestreo (Silver, 2004)

2.4 Trampas Cámara

El estudio de felinos en el bosque tropical es particularmente difícil utilizando métodos directos debido a que son especies nocturnas, solitarias y elusivas (Trolle, 2003). Por esto, métodos indirectos de estudio son importantes para incrementar el conocimiento de especies elusivas como el ocelote (Maffei *et al.* 2005). El uso de trampas-cámara para la estimación de densidades y abundancias es relativamente reciente. El trabajo pionero de Karanth (1995) con tigres en India ha sido la base para subsiguientes estudios que utilizan esta técnica (González-Maya, 2007). A pesar de que las trampas-cámara se han utilizado desde hace mas de 100 años (Sanderson 2005), desde que se popularizó su uso estas han capturado imágenes de especies raramente avistadas en su hábitat natural y han permitido el análisis de patrones de actividad y estimaciones de poblaciones basados en métodos tradicionales de captura y recaptura (Silver *et al.* 2004) por lo que se han convertido en una herramienta importante para el monitoreo de especies terrestres raras o crípticas (Wallace *et al.* 2003). Este método ha probado ser particularmente exitoso

cuando va de la mano de un diseño experimental y análisis basado en métodos de captura- recaptura y se aplica en especies que puedan ser identificadas a través de fotografías (González-Maya, 2007; Wallace *et al.* 2003). La utilización de trampas-cámara y modelos de captura-recaptura ha probado ser efectivo para el estudio de felinos en Asia y ha sido recomendado para especies que se puedan reconocer individualmente (Soisalo & Cavalcanti, 2006). Al igual que otros felinos, como tigres, leopardos o jaguares, los ocelotes pueden ser reconocidos por el patrón de manchas (rosetas) en su piel, siendo este patrón único en cada individuo.

Las trampas-cámara también permiten estimar índices de abundancia relativa en especies que no pueden ser identificadas individualmente y proveen información sobre patrones de actividad, dispersión, migración y territorialidad (Wallace *et al.* 2003). Debido a que es una técnica confiable y no invasiva, la utilización de trampas-cámara no implica riesgo para los animales o el investigador y disminuye el sesgo y los problemas de capturabilidad de las especies (Maffei *et al.* 2002). Esta técnica ofrece además ciertas ventajas en comparación con otros métodos como la radio telemetría y el trampeo directo (por ejemplo, bajo costo, alto número de registros, alteración de comportamiento nula) y son útiles para la evaluación rápida del estatus de conservación de vida silvestre (Monroy-Vilches *et al.* 2011). Además, permiten identificar especies altamente elusivas que se mueven grandes distancias o existen en bajas densidades (Karanth, 1995).

Las trampas cámara han sido utilizadas con éxito para no solo felinos sino también para otras especies como Coyotes (*Canis latrans*) (Sequin *et al.* 2003), Osos de Anteojos (*Tremarctos ornatus*) (Rios-Uzeda *et al.* 2007), Osos negros (*Ursus*

americanus) (Martorello *et al.* 2001), Antílopes (*Cephalophus harvey*) (Bowkett *et al.* 2007), Tapires (*Tapirus terrestris*) (Trolle, 2008) y muchas otras. Los ocelotes también han sido estudiados con este método en Brasil, México, Belice y Bolivia, pero no existen estudios realizados en el Ecuador.

2.5 Los Sistemas de Información Geográfica

En años recientes se incrementado la preocupación sobre la importancia de incorporar la ecología espacial en el manejo de vida silvestre, ya que los estudios para el manejo y la conservación de especies poseen un componente espacial muy marcado (Moreira, 1996). En este contexto, modelar la distribución espacial de la vida silvestre y sus cambios es muy importante para monitorear poblaciones a través del tiempo y predecir cambios futuros. (Vogiatzakis, 2003). Los Sistemas de Información Geográfica permiten analizar distribuciones, movimientos y patrones de uso de hábitat y como se dan estos procesos para luego ser mapeados y analizados (Stith & Kumar, 2002). Debido a que las características de distribución espacial y su relación con otras variables son generalmente difíciles de identificar y difíciles de mostrar con métodos tradicionales (modelos estadísticos), la utilización de SIG se ha convertido en una tendencia global en estudios ecológicos y en el desarrollo de modelos de hábitat de vida silvestre. (Yu Chin *et al.* año desconocido), Los SIG son un recurso altamente valioso, sino esencial, para técnicos de vida silvestre e investigadores. (Clark & Seddon, 2008).

Recientemente, el rápido desarrollo y mejoras tecnológicas de los SIG, así como técnicas de sensores remotos y sistemas de posicionamiento global (GPS), han incrementado significativamente la disponibilidad y utilidad de aplicaciones en

ecología, manejo e investigación (Clark & Seddon, 2008). El uso de SIG para mapeo, monitoreo, análisis y modelado de dinámicas poblacionales de especies de vida silvestre se ha convertido en una herramienta necesaria y de amplia utilización (Karanth & Nichols, 2002).

A pesar de que la percepción general sobre los SIG es que son una herramienta simple de mapeo, mucha información clave puede ser producida por los mismos, ya que aparte de su capacidad para crear mapas, los SIG son una herramienta poderosa para el procesamiento de datos y para responder a una amplia variedad de preguntas (Karanth, 1995).

Los SIG han probado ser una herramienta invaluable para el cálculo de densidades de animales, la evaluación de hábitats apropiados para sostener poblaciones y la evaluación de impactos en la vida silvestre y sus hábitats, (Yu Chin *et al.* año desconocido) ya que permiten integrar y sintetizar muestreos en el campo con datos adicionales, asegurando que estos datos tengan la apropiada relación espacial entre ellos y sean adecuadamente mostrados cuando se combinan en mapas individuales (Karanth & Nichols, 2002).

En el pasado, el proceso de cotejar información y producir mapas era hecho de forma manual, con considerables inversiones en tiempo y esfuerzo (Karanth & Nichols, 2002). Sin embargo, con el advenimiento de los SIG, los mapas se han constituido como herramientas invaluable para revelar patrones visuales que a menudo no son evidentes con simples tablas y números (Stith & Kumar, 2002, Karanth & Nichols, 2002). Los SIG también pueden utilizarse para desplegar

información generada por análisis espaciales, que no sería evidente con un mapa convencional y en combinación con otras técnicas como regresiones múltiples permiten ver relaciones complejas que incluyen determinadas variables permitiendo formular hipótesis y hacer predicciones cuantitativas (Karanth, 1995).

Las características de análisis espacial de los SIG no sólo proveen una forma eficiente de manejo de datos, almacenamiento y análisis, sino también herramientas para mapeo de hábitats, identificación de patrones y generación de las características espaciales de hábitats, de ahí que es una herramienta útil para la toma de decisiones relacionada a la conservación y manejo de vida silvestre (Yu Chin *et al.* año desconocido).

CAPITULO III

3. METODOS

3.1 Área de Estudio

Localizada en el centro de la Reserva de Biósfera Yasuní (RBY), una de las áreas con mayor concentración de especies en el planeta (Bass *et al.* 2010), la Estación de Biodiversidad Tiputini (EBT) alberga una amplia variedad de especies, incluyendo poblaciones de especies sombrilla, como el jaguar, el puma o el águila harpía, por lo que se constituye como un lugar apropiado para estudios comparativos que evalúen impactos producidos por actividades humanas (cacería, carreteras, etc). La RBY es también el hogar de grupos indígenas como Huaorani y Quichua, que dependen de los recursos del bosque para gran parte de su subsistencia (Blake *et al.* 2010)

La EBT, está ubicada en la provincia de Orellana, Ecuador (0°37'S , 76°10'W, 190-270 msnm), 280 Km. al Sureste de Quito, en la Amazonía ecuatoriana (Figura 2). Con una extensión de 650 Hectáreas, la EBT fue fundada en 1994 por la Universidad San Francisco de Quito (USFQ) en un área de bosque primario dentro de la RBY, que incluye más de 1.7 millones de Hectáreas y es una de las áreas con mayor diversidad del mundo (Bass *et al.* 2010). La Estación y sus áreas aledañas contienen una variedad de hábitats, que incluyen terra firme y varzea e igapó (bosques temporal y permanentemente inundados), pantanos y otros humedales, así como áreas de sucesión natural (Blake *et al.* 2010). La precipitación anual es de ca. 2800 mm, siendo la época entre abril y principios de agosto la época con mayor

cantidad de lluvia (385 mm en promedio) y entre noviembre y febrero la época con menos lluvias (ca 140 mm promedio) (Blake *et al.* 2010). La Estación alberga una gran cantidad de especies, incluyendo grandes predadores como jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) y sus presas como venados (*Mazama spp.*) y tapires (*Tapirus terrestris*). Es hogar además otras especies grandes como el armadillo gigante (*Priodontes maximus*), capibaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y un considerable número de especies de aves (Mosquera, pers. obs.).

A pesar de la abundancia de muchas de estas especies, determinar su dinámica poblacional es a menudo complicado, dado que son especies raras, y en general, muy difíciles de observar. El objetivo del presente estudio es diseñar un método de seguimiento y monitoreo para poblaciones de ocelotes mediante la utilización de trampas-cámara, modelos estadísticos de captura-recaptura y Sistemas de Información Geográfica.

3.2 Metodología

El presente estudio se basa en la toma de datos propios obtenidos en dos periodos de muestreo extensos (esto es, mas de tres meses) comprendidos, el primero entre Diciembre de 2004 y Diciembre de 2008 y el segundo entre Febrero de 2010 y Febrero de 2011. Dentro del mismo tiempo de estos dos periodos, se analizaron dos periodos cortos de 3 meses escogidos al azar para efectos de comparación de resultados. Los datos fueron tomados en el contexto del “Proyecto Cámaras” de la

EBT, proyecto tiene entre otros objetivos, documentar la presencia y abundancia de especies elusivas en el bosque tropical.

3.2.1 Cartografía

Para el primer periodo de muestreo, la única cartografía existente para el área de la EBT fue elaborada por Jarvis & Mulligan (2000), en ArcView utilizando un GPS Garmin 12XL y a una escala de 1:50.000. De este trabajo no existía material digital disponible para análisis. Debido a esto y a que entre el primer y segundo periodo de muestreo muchos senderos modificaron su trayectoria y se crearon nuevos senderos, se procedió a elaboración de un nuevo mapa. Para esto se utilizó un GPS (Garmin Modelo 76Csx) recorriendo la totalidad de los senderos a pie y grabando puntos automáticamente, para crear un “track” del recorrido. Los puntos fueron luego descargados en el programa ArcGIS™ 9.3 ESRI® con ayuda de la extensión DNR Garmin (Minnesota, Department of Natural Resources). Esta extensión para ArcGIS permite descargar puntos directamente desde un GPS Garmin a ArcGIS y guardarlos como shapefiles o gráficos. Se descargaron alrededor de 30.000 puntos obtenidos de todos los recorridos, con sus respectivas coordenadas X y Y además del Valor Z, proyectados en el sistema de coordenadas geográficas del Datum WGS-1984. Una vez los datos fueron descargados, fueron editados para eliminar puntos no deseados o tomados más de una vez y se convirtieron a un shapefile. Adicionalmente y con la misma metodología, se creó un shapefile de ríos, excepto que la toma de puntos GPS se realizó en recorridos en canoa motorizada lo largo del río Tiputini. Los datos combinados produjeron un mapa de los senderos de la Estación. Se creó además un Modelo de Elevación

Digital en ArcGIS™ 9.3 ESRI® mediante interpolación (Krigging) de valores Z tomados con los datos GPS.

Los puntos que registran la locación geográfica de las trampas-cámara fueron tomados con un GPS (Garmin Modelo 76Csx) y posteriormente fueron descargados en ArcGIS™ 9.3 ESRI® con la extensión DNR Garmin y convertidos a un shapefile de puntos.

3.2.2 Ubicación de Trampas-cámara e Identificación de Individuos

Para la obtención de registros fotográficos, se ubicaron trampas-cámara a lo largo del sistema de senderos de la EBT. La ubicación de las cámaras fue seleccionada maximizando la posibilidad de captura de la mayor cantidad de individuos, siguiendo las recomendaciones de Karanth & Nichols (1998), siendo las locaciones específicas seleccionadas en base a observaciones de rastros de animales (rasguños, huellas, pelo, heces) y en consulta con gente familiarizada con el lugar y el tipo de animales. Debido a que uno de los objetivos del Proyecto Cámaras de la EBT es registrar especies elusivas en general, el primer muestreo también incluyó trampas cámara en varios sitios fuera del sistema de senderos (en lugares comúnmente llamados “saladeros”) que se sabe presentaban alta actividad y presencia de animales.

El primer periodo de toma de datos comprendió desde diciembre de 2004 hasta finales de 2008. Para el segundo periodo de muestreo, por factores logísticos (vida útil de las cámaras) estas fueron reemplazadas por equipos nuevos manteniendo la mayoría de locaciones iniciales, eliminando algunas y adicionando una más. Durante el año 2009 no se ubicaron cámaras en el campo, por lo que los datos de este estudio se analizan como dos muestreos separados.

En el primer periodo de muestreo (Diciembre 2004- Diciembre 2008) se utilizaron cámaras Highlander Photoscout™, (PTC Technologies), que funcionan con película (36 exposiciones, 400 ASA, Kodak Gold) y cámaras Snapshot Sniper, LLC. Para el segundo periodo de muestreo (2010-2011) se utilizaron cámaras digitales CuddeBack Capture® (Modelo 1125). Ambos tipos de cámaras son activadas por sensores infrarrojos de calor y movimiento.

Se instalaron dos cámaras en cada punto, considerándose cada punto una “estación” de muestreo. Cada estación se identificó con un código, escogido en base al nombre del sendero y a la locación en el mismo. En cada estación se colocó cada cámara una en frente de la otra pero separadas por entre 1 y 2,5 metros y a entre 40 y 50 cm del suelo. El objetivo de tener dos cámaras en cada estación es el de obtener fotografías de los dos flancos del animal para su posterior identificación. En las locaciones fuera de senderos (saladeros), se ubicaron entre 1 y 3 cámaras debido a las características espaciales de los mismos, ya que son áreas de mayor acción de animales. Las estaciones de trampeo en senderos se

ubicaron con aproximadamente 1 Km. de separación entre ellas. Las cámaras permanecieron activas continuamente (excepto cuando las baterías se agotaron o hubo imperfectos); Fecha y hora fueron automáticamente registrados en las fotografías y cada cámara fue programada para, a partir de la fotografía inicial del animal, tomar una nueva fotografía solamente después de 1 minuto.

Las primeras cámaras fueron instaladas en Diciembre de 2004 y fueron colocadas en un periodo de 2 semanas. Cada cámara permaneció activa 24 horas durante 21 días consecutivos en promedio, tiempo después del cual se chequearon para reemplazar películas, pilas y secantes.

Para el segundo periodo de muestreo, las cámaras fueron colocadas en el lapso de 1 semana durante febrero de 2010. Cada cámara permaneció activa 24 horas durante 30 días consecutivos, tiempo después del cual fueron revisadas para la colección de fotografías y reemplazadas por un set de cámaras nuevas. Para este periodo de muestreo la mayoría de locaciones se mantuvieron, pero se eliminaron 3 locaciones en senderos debido a diversas razones (bajas tasas de captura de especies, factores climáticos, etc.) y todas las locaciones (4) fuera del sendero. Para este periodo además se añadieron 2 nuevas cámaras (1 estación) en base al procedimiento mencionado anteriormente.

Las fotografías obtenidas con las cámaras fueron analizadas y clasificadas en una base de datos de acuerdo a la especie, locación y fecha de captura. Aparte de

permitir la identificación de los individuos, las fotografías también arrojan información de interés para el contexto del estudio (Figura 3). Los individuos de ocelote fueron identificados individualmente basándose en el patrón de marcaje. Según Trolle y Kerry (2003) existen al menos 16 caracteres que pueden usarse para la identificación. La serie de rosetas (manchas en forma de rosa) en la parte media y alta de los flancos y hombros son a menudo los mejores lugares para la identificación, siendo rosetas largas seguidas por un patrón de puntos características en el patrón de marcaje. El tamaño de la cola y el número de bandas y su patrón (continuo o abierto) también son útiles para la identificación. El sexo de los individuos fue determinado en base a la exposición de genitales y en algunos casos en base a la talla del animal, ya que las hembras son ligeramente de menor tamaño (Figura 4)..

3.2.3 Estimación de Densidad Poblacional

Para el análisis estadístico y la estimación poblacional, los datos se dividieron en dos periodos extensos de muestreo, el primero desde diciembre de 2004 a diciembre de 2008 y el segundo desde febrero de 2010 a febrero de 2011. Cada periodo se analizó por separado utilizando la misma metodología. El tiempo cumulativo de muestreo se dividió en periodos de 1 mes y los individuos capturados en una misma locación con diferentes cámaras en un mismo día o dentro de un mismo periodo de muestreo (1 mes) fueron considerados como una sola captura. Con el objetivo de comparar resultados entre periodos extensos y cortos de muestreo, se analizaron dos periodos cortos de 3 meses cada uno, entre los meses de junio y agosto tanto de 2005 como de 2008. Estos periodos cortos de

muestreo estuvieron incluidos dentro del mismo tiempo calendario de los periodos extensos de muestreo, es decir, representan una fracción de los mismos. El tiempo cumulativo de los muestreos cortos se dividió en periodos de 1 semana y al igual que en los dos periodos extensos de muestreo, los individuos capturados en una misma locación en un mismo día o dentro de un mismo periodo de muestreo fueron considerados como una sola captura.

El programa utilizado en este estudio para analizar datos poblacionales con enfoque captura-recaptura fue CAPTURE (Otis *et al.* 1978; White *et al.* 1982; Rexstad & Burnham, 1991). Este programa es el más utilizado en este tipo de estudios ya que provee estimaciones de población utilizando diferentes modelos, comparándolos entre sí e indicando cual es el modelo que mejor se ajusta a la naturaleza de los datos (Di Bitetti *et al.* 2006)

El modelo más simple (M_0) asume que la hora de captura, la heterogeneidad entre individuos y la respuesta a la trampa (cámara) no afecta las probabilidades de captura de los animales dentro de la población (Karanth, 1995). El modelo M_t (tiempo) asume que las probabilidades de captura varían entre ocasiones (por ejemplo, cambios en el clima), mientras que el modelo M_b (comportamiento) toma en cuenta la respuesta del animal al muestreo (las probabilidades pueden ser diferentes entre la primera captura y las subsiguientes por diferentes respuestas al flash o a carnada). El modelo M_h (heterogeneidad) asume que cada individuo tiene su propia probabilidad de ser capturado (por ejemplo, individuos con territorios mas

amplios están mas expuestos a ser capturados). Los siguientes tres modelos (M_{th} , M_{bh} y M_{tb}) son combinaciones de los anteriores y asumen diferentes variaciones combinadas (Trolle y Kerry, 2003). CAPTURE provee una función que determina el modelo y el estimador más apropiado para los datos del muestreo (Karanth & Nicholls, 1998) basado en un algoritmo de selección que usa una función discriminante que provee de criterios objetivos para escoger el mejor modelo según la naturaleza de los datos (Rexstad y Burnham, 1991; González-Maya, 2007).

Para ejecutar el análisis de los datos en CAPTURE, se creó una matriz con la historia de captura de cada individuo fotografiado. Cada fila de la matriz describe la historia de captura de un individuo durante el muestreo. Cada periodo de muestreo definido se considera una ocasión de muestreo y se representa en una columna independiente de la matriz (González-Maya *et al.* 2008). Para cada animal el 0 representa una ocasión cuando el animal no se capturó, mientras que el 1 significa que el animal fue capturado en esa ocasión. El número de filas es el mismo que el número de individuos fotografiados, mientras que el número de columnas coincide con el número de ocasiones de muestreo (Silver, 2004). Aparte de estimar la abundancia, el programa CAPTURE también genera una probabilidad de captura, el error estándar de la estimación de abundancia y un intervalo de confianza de 95%. Este método no precisa una cifra absoluta, sino una estimación robusta en términos estadísticos del rango. El error estándar y el intervalo de confianza expresan el grado de confiabilidad que se tienen sobre los datos y son importantes en determinar cómo se interpretan los mismos (Silver, 2004)

3.2.4. Polígono Mínimo Convexo y Área Buffer Individual.

El programa CAPTURE genera una estimación de abundancia, no de densidad. La densidad se calcula dividiendo la estimación de abundancia generada por CAPTURE para el área efectiva de muestreo. El área efectiva de muestreo comprende las trampas-cámara y un buffer alrededor de las mismas que toma en cuenta los individuos fotografiados en dos o más locaciones durante el periodo de muestreo.

Para estimar el área muestreada se utilizaron dos métodos. Primero se calculó un área núcleo como el Polígono Mínimo Convexo (PMC) definido como un polígono dibujado para todas las estaciones de trampeo externas. El polígono se obtuvo con ArcGIS™ 9.3 ESRI® y con la ayuda de la extensión Hawth's Analysis Tools (<http://www.spatial ecology.com/htools>). Esta extensión está diseñada para ArcGIS (específicamente ArcMap) y permite llevar a cabo análisis espaciales y funciones que no pueden lograrse convenientemente con ArcGIS. La mayoría de análisis que permite esta extensión fueron desarrollados en el contexto de aplicaciones ecológicas (análisis de movimientos, selección de recursos, interacción predador-presa, etc.) pero pueden aplicarse a diferentes disciplinas. El área del polígono se obtuvo con la herramienta Table Tools (Area/Perimeter) de la extensión Hawth's Analysis Tools.

El área núcleo tiene pocas probabilidades de contener el rango de vida de todos los ocelotes capturados y es probable que algunos ocelotes tengan rangos de vida que

se extienden más allá de esta área núcleo. Para tomar esto en cuenta, se añadió al polígono un área buffer para obtener un área total de donde los animales fueron capturados.

Para estimar el ancho del buffer se calcula el promedio de distancias máximas de desplazamiento (MMDM, por sus siglas en inglés), esto es, la suma de las máximas distancias recorridas por todos los individuos que se fotografiaron en dos o más puntos diferentes durante el muestreo y su promedio (Karanth y Nichols, 1998, 2002), como un aproximación al diámetro de área de vida. El promedio de las distancias máximas de desplazamiento (MMDM) puede variar mucho entre muestreos (incluso en la misma área geográfica). Si se dispone de datos de varios muestreos en la misma zona, se utiliza la mitad del MMDM acumulado (HMMDM). Este MMDM acumulado promedia las distancias máximas de desplazamiento de todos los individuos registrados durante muestreos múltiples en la misma zona. Aumenta el área del tamaño de muestreo y disminuye la varianza asociada con la estimación de MMDM, produciendo una estimación más correcta del área efectiva de muestreo (Silver, 2004).

El promedio de las máximas distancias recorridas se obtuvo utilizando la herramienta "Analysis Tools" de Hawth's Analysis Tools que genera una matriz a partir de las distancias entre cada estación de muestreo. La MDM de cada individuo se obtuvo comparando los lugares donde fueron capturados por más de una ocasión y a partir de ese valor se obtuvo la MMDM para el buffer. Para establecer

el Buffer alrededor del PMC se utilizó la opción BUFFER de ArcToolBox> Proximity en ArcGIS™. El área combinada del PMC y el buffer de cada periodo de muestreo se obtuvo con la herramienta Table Tools (Area/Perimeter) de la extensión Hawth's Analysis Tools.

En segundo lugar, como técnica alternativa y con fines de comparación, con la HMMDM de los individuos determinada anteriormente se utilizó la herramienta BUFFER de ArcToolbox en ArcGIS™ para añadir un área buffer circular alrededor de cada estación de trampeo, siendo el radio del círculo equivalente a la HMMDM. Los buffers fueron disueltos y combinados para obtener el área de muestreo total. El área total se obtuvo con la herramienta Table Tools (Area/Perimeter) de la extensión Hawth's Analysis Tools.

CAPITULO IV

4. RESULTADOS

Los datos GPS procesados en ArcGIS produjeron un mapa base de la EBT (Figura 5). Se alcanzó un periodo efectivo de muestreo de 49 meses de inicio a fin para el primer periodo extenso (dic. 2004 – dic. 2008) y de 13 meses de inicio a fin para el segundo periodo extenso (feb. 2010- feb. 2011) con un esfuerzo de trampeo de aproximadamente 17.000 trampas/noche para el primer periodo de muestreo y de 7000 trampas/ noche para el segundo periodo (Tabla 3). El periodo efectivo de muestreo para los dos periodos comparativos fue de 12 semanas (3 meses) cada uno, entre los meses de junio, julio y agosto de 2005 al igual que 2008.

4.1 Resultados Primer y Segundo Periodos extensos de muestreo.

Para el primer período de muestreo se establecieron 17 estaciones de trampeo (Figura 6), con un total de 36 cámaras (Tabla 4), mientras que para el segundo se instalaron 11 estaciones (Figura 7) con un total de 22 cámaras (Tabla 5).

Se obtuvieron 396 fotografías de individuos de ocelotes en los dos periodos de muestreo combinados. Algunos individuos identificados fueron fotografiados tanto en el primer como en el segundo periodo de muestreo. Sin embargo, para el análisis estadístico los individuos fotografiados en los dos periodos, fueron contados como observaciones independientes en cada periodo. En total, en los dos periodos, fueron identificados 45 individuos diferentes (Tabla 6). Si bien el objetivo

de este estudio son los ocelotes, muchas otras especies, incluyendo otros felinos, fueron registradas.

En el primer periodo de muestreo (2004-2008) se obtuvieron 289 fotografías de ocelotes y se identificaron 35 individuos diferentes mediante observación y análisis del patrón de marcaje. Un total de 18 fotografías se eliminaron del análisis por dificultad en su identificación (posición del individuo en la fotografía, mala calidad de la fotografía) y por fallas en el registro de la fecha de captura. En el segundo periodo de muestreo (2010-2011) se obtuvieron 107 fotografías de ocelotes, se identificaron 16 individuos diferentes y 7 fotografías no se consideraron por las razones expuestas anteriormente (Tabla 6). De todos los individuos identificados, 6 de ellos fueron fotografiados tanto en el primer como en el segundo periodo de muestreo.

Para el primer periodo de muestreo, se identificaron entre 1 y 9 individuos diferentes por locación, siendo el lugar con mayor diversidad de individuos H3000 y el lugar con mayor frecuencia de fotografías M4500 (Tabla 7).

Para el segundo periodo de muestreo el lugar con mayor frecuencia de fotografías fue P975 (23,26) y la locación con mayor diversidad de individuos fue PU275. Se identificaron entre 1 y 6 individuos diferentes por locación (Tabla 8).

En cuanto a la tasa de recaptura, en el primer periodo el individuo 2 tuvo la mayor frecuencia con un total de 19 recapturas (11,59) en un total de 8 locaciones diferentes (Tabla 9). Para el segundo periodo, el individuo 1 tuvo la tasa más alta de recaptura (17,74) y el mayor número de locaciones de captura (Tabla 10).

Los datos de los dos periodos de muestreo se analizaron por separado mediante matrices creadas para el programa CAPTURE. En el primer periodo de muestreo, el número de filas de la matriz fue de 35 (el mismo que el número de individuos identificados), mientras que el número de columnas fue de 49 (número de ocasiones de muestreo, en este caso 49 meses). Para el segundo periodo, en cambio, el número de filas fue de 16 (individuos) y el número de columnas fue de 13 (13 meses de muestreo).

Para la estimación de la densidad en el primer periodo, CAPTURE estimó un $z\text{-value} = -6.314$, lo que sugiere que se violan los supuestos de población cerrada. El primer modelo sugerido por CAPTURE fue $M_{(h)}$, que asume que las probabilidades de captura varían según el individuo. En este caso se utilizó, sin embargo, el segundo modelo sugerido ($M_{(b)}$) dadas las inconsistencias en $M_{(h)}$ al correr el modelo varias veces (Tabla 11). El modelo $M_{(b)}$ asume que las probabilidades de captura varían según las respuesta de comportamiento a la captura y resulta más acorde con la naturaleza de los datos al igual que la población estimada, que fue de 36 individuos ($ES = 1.5211$, $p\text{-hat} = 0.065723$) (Tabla 12).

Para el segundo periodo se estimó una población no cerrada ($z\text{-value} = -3.743$) y el modelo sugerido por CAPTURE fue $M_{(th)}$, que asume variaciones en el tiempo y heterogeneidad individual en la probabilidad de captura (Tabla 13). Con este modelo, CAPTURE estimó una población de 19 individuos ($ES= 3.0351$, $p\text{-hat}= 0.2933$) (Tabla 14).

Las distancias entre locaciones obtenidas con Hawth's Analysis Tools variaron entre 0,31 Km. entre las cámaras más cercanas (entre saladeros y senderos) y entre 4,28 Km. entre las estaciones más separadas (Tabla 15).

Para el primer periodo de muestreo, el área cubierta por el PMC fue de 7,97 km² (Figura 8) y el promedio de las máximas distancias recorridas por los individuos fue de 2,288 Km. Debido a que sólo se consideran las distancias de individuos capturados en más de una estación, los individuos capturados en una sola estación de muestreo no se consideraron para el promedio de las distancias (Tabla 16). El área utilizada para el buffer fue de 1,144 Km. (HMMDM) resultando el área total de muestreo en 25,3 km² (Figura 9). Mientras tanto, para el segundo periodo de muestreo el área cubierta por el PMC fue de 7,23 km² (Figura 10) y la MMDM registrada fue de 1,634 Km. (Tabla 17). El área buffer utilizada para estimar la densidad fue de 0,817 Km. (HMMDM) resultando el área muestreada total en 18,6 km² incluyendo el polígono y el buffer (Figura 11).

Con la metodología de buffer individual, para establecer el ancho del buffer circular alrededor de cada trampa-cámara se utilizaron las mismas HMMDM obtenidas para el PMC. En el primer muestreo, el área total muestreada fue de 23,4 km² (Figura 12) y en el segundo muestro el área alcanzó 15,09 km² (Figura 13).

Con la técnica del PMC la densidad de ocelotes para el primer periodo fue entonces de 138 Individuos/100 km² (35 / 25,3 km² x 100) y para el segundo periodo de muestreo la densidad fue de 102 individuos/100 km² (19 / 18,6 km² x 100). Las densidades con buffer individual alrededor de cada trampa fueron de 149 Individuos/100 km² (35 / 23,44 km² x 100) para el primer periodo de muestreo y de 125 Individuos/100km² (19 / 15,09 km² x100) para el segundo (Tabla 18).

4.2 Resultados Muestreos comparativos

Los muestreos comparativos tomaron en cuenta dos periodos cortos de 3 meses (12 semanas) dentro del tiempo de los dos periodos extensos y se basaron en la misma disposición de las cámaras establecida para cada periodo. Se obtuvieron un total de 74 fotografías en los dos periodos combinados. Para el primer periodo comparativo se identificaron 13 individuos con un total de 31 fotografías y 12 individuos con 43 fotografías para el segundo (Tabla 19).

Para la estimación de la población en el primer periodo comparativo, CAPTURE estimó como mejor modelo el $M_{(0)}$, para una población cerrada ($z\text{-value}= 0.252$)

(Tabla 20), con una probabilidad de captura de $p\text{-hat} = 0.1169$ y una población de 15 individuos (Tabla 21). La población para el segundo periodo comparativo ($z\text{-value} = 0.021$) fue estimada en base al modelo $M_{(o)}$ escogido por CAPTURE (Tabla 22) y fue de 12 individuos con una probabilidad de captura de $p\text{-hat} = 0.1169$ (Tabla 23).

Para los muestreos comparativos, las HMMDM estimadas fueron de 0,55 Km. (Tabla 24) y 0,721 Km (Tabla 25) para el primer y segundo periodo respectivamente. El área de los PMC con buffer fue de 15,2 km² para el primer periodo comparativo (Figura 14) y de 17 km² para el segundo (Figura 15). Las densidades obtenidas con el PMC para los dos muestreos comparativos fueron entonces de 98 individuos / 100 km² (15/15,2 x 100) para el primer periodo y de 70,5 individuos / 100 km² (12/17 x 100) para el segundo. Con el buffer individual alrededor de cada trampa-cámara, las áreas totales muestreadas fueron mas pequeñas, de 11,28 km² (Figura 16) y de 13 km² (Figura 17) para el primer y segundo periodo respectivamente. Las densidades obtenidas con el buffer individual fueron de 132 Individuos/ 100 km² (15/11,28 x 100) para el primer periodo y de 92 individuos / 100 km² (12/13 x 100) para el segundo periodo comparativo de muestreo (Tabla 26).

CAPITULO V

5. DISCUSION

En el presente trabajo se utilizó una combinación de trampas-cámara, modelos estadísticos y herramientas de SIG y para comparar densidades de ocelotes en periodos de muestreo extensos y cortos de tiempo con dos técnicas diferentes, PMC y Buffer individual, para el área de la Estación de Biodiversidad Tiputini. Se determinaron densidades mas altas en periodos extensos de tiempo y con la técnica del PMC.

Las densidades determinadas son altas comparadas con estudios similares de este tipo. Por ejemplo, Trolle y Kerry (2003) estimaron la población de ocelotes en 56,4 individuos / 100 km² en el pantanal brasileño, mientras que Maffei (2005) estimó la población en 30 individuos / 100 km² en el bosque seco de Bolivia. A pesar de que los ocelotes habitan en una amplia variedad de ecosistemas, los resultados sugieren que se encuentran en cantidades relativamente altas en la Amazonía. Estos resultados constituyen un primer paso hacia la mejor comprensión de la dinámica poblacional de este felino en el Ecuador y constituye una línea base para futuros estudios.

5.1. Consideraciones Metodológicas.

En general, los resultados de este tipo de estimaciones pueden variar de acuerdo a la metodología seguida y a los modelos estadísticos escogidos. En términos del diseño de muestreo, existen variables que deben considerarse al estimar la densidad, ya que pueden afectar las estimaciones por medio de trampas-cámara (Silver *et al.* 2004). La duración y definición de los periodos de muestreo, la disposición en el arreglo del sistema de cámaras, su funcionamiento y esfuerzo de muestreo, la disponibilidad de senderos o caminos de uso posible por parte de los ocelotes, clima e impactos humanos son algunas de las variables que pueden influir (Gonzalez-Maya, 2007). Por ejemplo, para los muestreos de los primeros periodos de este estudio se incluyeron en el arreglo locaciones establecidas con el objetivo de capturar otros animales (saladeros). Si bien los saladeros no son áreas de acción comunes para un ocelote, fueron incluidas debido al relativo alto éxito de captura con trampas enfocadas a otras especies como venados (*Mazama spp*) o tapires (*Tapirus terrestris*). A pesar de la relativa cercanía de estas locaciones al sistema de principal de senderos, a la larga estas pudieron incrementar tanto la estimación poblacional como de área muestreada y por tanto la densidad.

Al hablar de una población cerrada se asume que no existen nacimientos, muertes, emigración o inmigración de individuos en el área muestreada. En circunstancias reales pocas poblaciones son realmente cerradas, por lo que se intenta asumir que en periodos de tiempo estos supuestos se cumplen. En el caso de este estudio únicamente los periodos de comparación son lo suficientemente cortos (12 semanas) en términos de ciclo de vida de los ocelotes, por lo que se asume que el

tiempo del muestreo es consistente con las asunciones de población cerrada. No ocurre lo mismo en los dos periodos extensos, que van entre 13 y 49 meses, en donde es poco probable que no haya cambios poblacionales, de ahí que se asume que la población no es cerrada y los modelos escogidos para la estimación poblacional toman en cuenta variables de tiempo y respuesta . Debe notarse sin embargo, que no existen tests totalmente confiables para la asunción de población cerrada (Rexstad and Burnham, 1991, Kerry *et al.* 2008). Trolle y Kerry (2003) sugieren diseñar estudios en periodos de trampeo cortos (1.5– 2 meses) para así cumplir con los supuestos de población cerrada en el modelo de captura-recaptura. Es deseable además, lograr altas tasas de captura constantes, para estimar abundancias precisas y sin sesgos (Trolle & Kerry, 2003).

La definición del periodo de muestreo también es importante en el diseño del muestreo. Para este estudio, y tomando en cuenta la extensión en tiempo de los periodos largos, se establecieron episodios de muestreo de 1 mes. Esto asegura que la mayoría de individuos fueron capturados en cada ocasión definida, sin dejar áreas no cubiertas en donde algunos individuos no estuvieran expuestos a la captura en términos de tiempo. Al tener poblaciones no cerradas, dentro de los mismos datos, a futuro deben aplicarse modelos estadísticos que tomen en cuenta estimaciones mas complejas, como tasas de sobrevivencia y migración, no analizadas en el presente trabajo. Las estimaciones en dos periodos de extensos de muestreo fueron llevados a cabo en la misma área geográfica, por lo que la variación en densidades también puede deberse mas al arreglo del sistema de

cámaras y a la estimación sin incluir individuos que no se movieron que a cambios reales en la densidad de individuos.

Algunos autores (Dillon & Kelly, 2007, Soisalo & Cavalcanti, 2006) sugieren que la densidad de ocelotes puede verse sobrestimada cuando solo pocos individuos que presentan largas distancias de movimiento son capturados en varias estaciones de muestreo. Esto puede considerarse un argumento válido al analizar las MDM de los periodos de muestreo extenso, sobre todo del primero, donde la densidad fue de entre 138 y 149 individuos /100 Km² pero donde de 45 individuos identificados únicamente 18 individuos fueron fotografiados en mas de una locación y 27 no fueron incluidos en el promedio. Esto hace que el área buffer definida sea de gran impacto para el calculo numérico, por lo que cuando el arreglo espacial de las trampas cámara es amplio en relación al rango de vida del animal, los individuos capturados en una sola locación (es decir, con valor cero para el promedio de MMDM) deben ser incluidos en la estimación. Dillon & Kelly (2008) estimaron la densidad de ocelotes de esta forma y utilizando tanto el HMMDM como el MMDM para estimar el buffer, incluyendo datos de rangos de individuos obtenidos con telemetría. Por otro lado, Maffei & Noss (2007) estimaron que mientras el área muestreada sea menor, las densidades tenderán a ser sobrestimadas y se estabilizaran cuando el arreglo de las cámaras ocupe un área mínima basada en el rango de vida mínimo de la especie en estudio. Las densidades obtenidas en este estudio con diferentes métodos reflejan que el área efectiva de muestreo, y en especial el valor del buffer, es sin duda la mayor fuente de variación en la estimación de densidades, aunque no la única. La estimación del área buffer ha

sido siempre uno de los aspectos más problemáticos y el punto más débil en la estimación de densidades, ya que influye en la determinación del área efectivamente muestreada y por ende el valor total de densidad (O'Connell *et al.* 2011). Dillon & Kerry (2008) encontraron que el HMMDM estándar en estudios de trampas-cámara era menos de la mitad del radio del buffer en estudios de telemetría. Dado que la base teórica para la estimación del HMMDM es una aproximación al rango de vida del animal, esto resulta particularmente importante al analizar la confiabilidad de esta asunción (Dillon & Kelly, 2008). Por otro lado, recientes estudios estimativos de densidad para mamíferos pequeños sugieren que la utilización de las MMDM completas resulta superior al método del HMMDM (Parmenter *et al.* 2003 en Trolle & Kerry, 2005). Sin embargo, aunque existe cierto debate en cuanto a cuál puede ser el buffer apropiado (Karanth, 1998; Trolle & Kerry, 2005; Soisalo & Cavalcanti, 2006; Maffei & Noss, 2008; Dillon & Kelly, 2008), este método ha sido sugerido como el más apropiado gracias a la robustez en estudios de simulación (Trolle & Kerry, 2008).

En el presente estudio, se localizaron estaciones de trampeo a distancias cercanas del río Tiputini, considerado el límite norte del PNY. Al establecer el PMC y el área buffer para las estimaciones de densidad, determinadas áreas al otro lado del río fueron incluidas en el PMC y Buffer individual, asumiendo que hacen parte del rango de vida de los ocelotes. A pesar de que el río no constituye una barrera geográfica, ya que los ocelotes cruzan ríos nadando (Pers. Obs.), existe la posibilidad de que individuos residentes hayan tenido cero probabilidades de captura en esos lugares. Maffei *et al.* (2005) han sugerido que para determinados

arreglos de cámaras en vez de utilizar la técnica del PMC alrededor de las trampas ubicadas en el exterior se puede utilizar la técnica del Buffer individual en cada estación, reduciéndose el área de muestreo pero incrementando los cálculos de densidad, lo que efectivamente demuestran los resultados de este estudio. Por ejemplo, para el primer periodo la metodología del PMC cubrió un área de 25,3 Km² y la densidad se estimó en 138 Individuos /100 Km² mientras que con el Buffer individual el área muestreada fue menor (23,4 Km²) pero la densidad mayor (149 Individuos /100 Km²). En determinados contextos y en áreas donde existen lugares que pueden no contener ocelotes (como pueblos, lagos, etc) existen grandes vacíos que se deben restar del área efectiva de muestreo (Silver, 2004). El promedio de las máximas distancias recorridas por los individuos es una estimación del área de acción y además es útil para establecer la relación entre la distribución de las estaciones de muestreo y el área de acción de los ocelotes. Con esta metodología, al presentarse vacíos dentro del área de muestreo se asume que algunas áreas entre trampas exceden el área de acción del animal y la suposición de cada individuo tiene una probabilidad de captura >0 no se ha cumplido. Si esto sucede, debe modificarse la disposición de las estaciones de muestreo o en su defecto no tomar en cuenta vacíos que queden entre áreas buffer (Silver, 2004).

En general, al estimar densidades se utilizan las dos metodologías analizadas en este estudio: el PMC y el Buffer individual. La técnica del PMC es mas subjetiva, ya que diferentes investigadores y la utilización de diferentes programas de SIG crean diferentes polígonos dependiendo de cómo se unen las locaciones donde están ubicadas las cámaras. El buffer individual, en cambio, no está sujeto a

interpretaciones de locación, ya que genera la misma área muestreada en cada ocasión (O'Connell *et al.* 2011). Con fines de comparación, las figuras 18 y 19 muestran el área total en los periodos comparativos. Utilizando el mismo HMMDM, con ambas técnicas, el área varía considerablemente dependiendo de arreglo de las cámaras, en este caso asignando un área mayor al área de PMC que al de buffer individual e incluyendo áreas teóricamente no consideradas con el Buffer Individual como territorio de acción de los ocelotes. Las diferencias en área entre las áreas muestreadas, si bien no tienen variaciones grandes (Tabla 27), afectan la estimación de densidades obtenidas, pudiendo ser estas sobreestimadas o subestimadas.

La relativamente alta densidad encontrada en EBT está directamente relacionada a diversos factores. Aunque a menudo el hábitat de una animal se define como el área que utilizan y donde se encuentran los animales, la mayoría de ecólogos asumen que es también el área que los animales necesitan para sobrevivir y reproducirse (McKenzie *et al.* 2006). Tomando en cuenta la ubicación geográfica de la EBT, esto resulta particularmente importante, ya que es un área prácticamente inalterada, relativamente lejana de actividades extractivas y con niveles de cacería muy bajos. Debido a su estado prácticamente prístino, la abundancia de alimento, agua, áreas de reproducción, refugio y protección para la mayoría de especies es alta. Hay que considerar sin embargo que el área de EBT, a pesar de buen estado de conservación, esta geográficamente rodeada por áreas de alto potencial de impacto humano. Compañías petroleras, carreteras y comunidades indígenas que practican la cacería indiscriminada pueden hacer que el área de la EBT se

constituya como un refugio para determinadas especies altamente susceptibles a impactos humanos.

Debido a las serias amenazas a las que se enfrentan los ocelotes y los felinos en general, es imperante llevar a cabo estudios mas profundos sobre las características de la especie, que permitan conocer datos mas precisos sobre densidades, abundancias y en general requisitos ecológicos para su recuperación y sobrevivencia. El estudio sistemático en campo de estos aspectos es necesaria para enfocar esfuerzos en su conservación.

En el presente estudio se generó un DEM del área de la EBT con valores Z (altitud) como parte de la cartografía básica del lugar, pero no se analizaron gradientes altitudinales debido a la escasa diferencia entre los puntos mas altos y mas bajos (190-280). Los modelos DEM han sido ampliamente utilizados para diferentes variables como clima, áreas potenciales de refugio, limites superiores e inferiores en relación a recursos de comida, buenas o malas condiciones termales y más en general para establecer alteraciones humanas (Haller & Imfeld, 2004). En el caso de los ocelotes, su utilidad puede enfocarse en base a estudios previos donde se sugiere que la densidad se incrementa a medida que aumenta la precipitación (Maffei *et al.* 2002). De igual manera, diferencias en vegetación y disponibilidad de recursos ameritan futuros estudios de comparación entre la Amazonía y otros ecosistemas.

5.2 Importancia de los Sistemas de Información Geográfica (SIG)

Los SIG han demostrado su utilidad en diversas ramas de la Ecología desde su creación en Canadá a finales de los años 60;s, cuando se desarrollaron para hacer inventarios forestales. (Bermejo *et al.* 2005). El presente trabajo demuestra la utilidad de los SIG no solo para el desarrollo de cartografía, sino para el análisis de datos estadísticos de parámetros poblacionales y su posible incorporación a la gestión de la biodiversidad. Si bien este estudio hace uso de técnicas básicas y simples de GIS, estos pueden ser utilizados para acercarse a preguntas mucho mas complejas (Ruseff *et al.* 1997).

En el contexto ecológico, entender la utilización del hábitat por las especies es de vital importancia para el manejo de especies (Nackoney, Año desconocido) La ocupación y utilización del espacio tiene un valor implícito para la investigación ecológica (Dominy & Duncan, 2001) ya que debido a la naturaleza espacial de las especies y sus cambios asociados, el análisis de datos utilizando métodos estadísticos tradicionales es a menudo complicado.

El hábitat de una especie se define como el área que utiliza, donde se encuentra y como el área que necesitan para sobrevivir y reproducirse (McKenzie *et al.* 2006). La importancia de este concepto radica en que el manejo y la conservación de especies y áreas naturales no es posible sin la existencia de información sobre los requerimientos de hábitat de las especies. (Carbonell & González, 2000). La cuantificación de determinados parámetros, complementada con cartografía

detallada y la capacidad de análisis que aportan los SIG se constituyen como metodologías de gran potencialidad (Marquinez *et al.* Año desconocido).

En la actualidad, el enfoque para el estudio de hábitats se basa en varias metodologías y diferentes acercamientos, dependiendo de los objetivos y las especies a estudiarse. (McKenzie *et al.* 2006) Los SIG han probado ser herramientas efectivas para ayudar en el análisis de problemas inherentes al análisis de datos espaciales, ya que pueden ser usados de manera efectiva para archivar, mostrar, analizar y modelar datos ecológicos en un contexto espacial (Stanbury & Starr, 1999). En los últimos años, la utilización de herramientas SIG, como Sensores Remotos, ha adquirido particular importancia al analizar relaciones entre la vida silvestre y sus hábitats. Por ejemplo, datos relacionados a variables ambientales se obtienen a través de fotos aéreas o imágenes de satélite y su procesamiento se sistematiza a través de un SIG (Carbonell & González, 2000). Adicionalmente, combinando datos de varios tipos (disociados) los manejadores de vida silvestre pueden hacer uso de los SIG para tomar decisiones clave. (Stanbury & Starr, 1999). Dado que es vital entender como la distribución de animales y plantas integran los ecosistemas, la combinación de SIG con modelos de utilización de hábitat es particularmente importante porque permite identificar hábitats esenciales para el éxito demográfico de las especies e identifica zonas de potencial impacto humano (Dominy & Duncan, 2001). La utilización de SIG permite a los ecólogos, entre otros, el diseño de áreas protegidas y la evaluación de impactos por pérdida y alteración de hábitat, el mapeo de hábitats para vida silvestre, la modelación de distribución de especies animales y vegetales y la predicción de

abundancia de especies emblemáticas (Carbonell & González, 2000). La modelación de hábitat a escala regional y global se también se ha hecho popular en los últimos años gracias al uso de SIG, que ha logrado redefinir la evaluación de las necesidades de especies animales y vegetales para esfuerzos de manejo y conservación. (Haller & Imfeld, 2004) .

En la actualidad el mapeo y modelado de la distribución de especies es cada vez mas importante para una variedad de decisiones de manejo. Problemas como el cambio climático, la predicción de posibles impactos en el uso de tierra, el manejo de la biodiversidad, la protección y reintroducción de especies o el control de especies invasoras son áreas de manejo donde se requiere información basada en el conocimiento de distribución de las especies y las relaciones entre su distribución y variables ambientales (Aspinall *et al.* 2007).

Diferentes acercamientos espaciales a problemas ecológicos, tales como Índices de Hábitat Apropriados (IHAs) o el enfoque de Análisis de Nicho han adoptado la utilización de SIG. En otros casos, el comportamiento animal ha sido analizado y explicado al incorporar bases de datos espaciales e información ambiental en SIG como complemento a modelos estadísticos (Haller & Imfeld, 2004). El rastreo y teledetección espacial de animales y la caracterización de la estructura espacial de hábitats también has hecho uso de herramientas SIG (Carbonell & González, 2000).

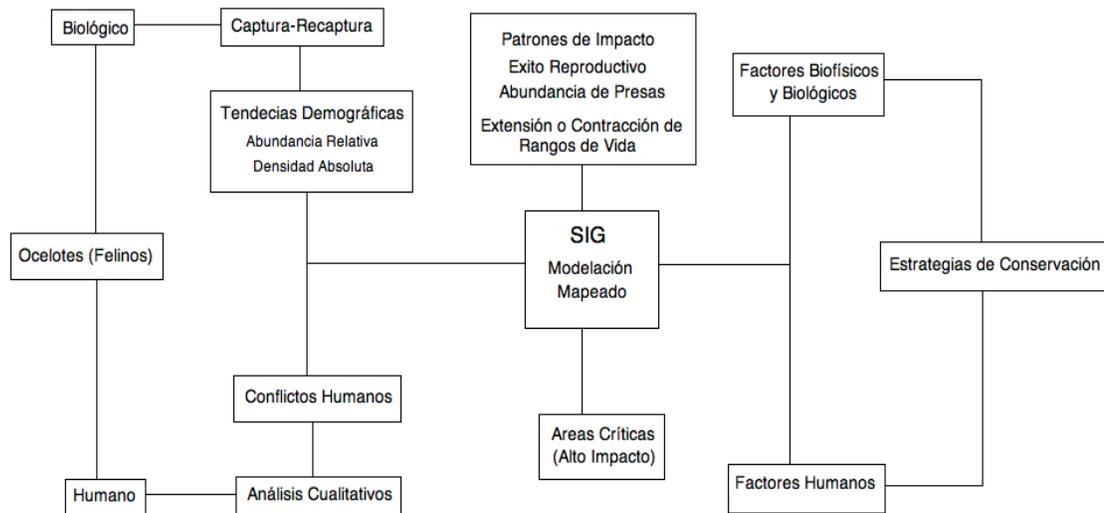
La utilización de datos de distribución de especies y variables ambientales y su integración con SIG es entonces vital para desarrollar potenciales modelos predictivos que contribuyan al manejo de vida silvestre (Aspinall *et al.* 2007). En el contexto de la sostenibilidad y el manejo de la biodiversidad, la necesidad de información confiable crece cada día mas (Molina & Barros, 2005). Sin duda, la utilización de SIG y herramientas relacionadas crecerá en el futuro a medida que se incorporen herramientas de mas amplio uso que permitan analizar, comparar y evaluar diferentes regiones geográficas y diferentes grupos taxonómicos (Aspinall *et al.* 2007).

CAPITULO VI

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

- La combinación de técnicas de foto-trampeo, modelos estadísticos y GIS que aplica este estudio, es una herramienta valida para el mejor entendimiento de las dinámicas poblacionales de muchas especies. El presente estudio se llevó a cabo en un área poco estudiada en términos de carnívoros grandes. Si bien la mayoría de felinos presentan marcas distintivas para reconocimiento, esta técnica puede extenderse a especies con caracteres identificables, como cicatrices, mutilaciones o marcas no tan fáciles de reconocer.
- Las herramientas aplicadas en este trabajo son de vital importancia para formular estrategias de conservación y sobre todo para la toma de decisiones que deriven en la protección de especies amenazadas y medidas para su protección. Debido que las amenazas a las que se enfrentan las poblaciones de felinos son cada vez mayores, es imperante generar información demográfica. La estimación de parámetros poblacionales como tamaños de población, capacidades de carga o tendencias demográficas proveen información necesaria para asegurar que existan áreas donde las poblaciones puedan ser viables. El ocelote y muchas otras especies de felinos han sido extirpados de varios de sus rangos de vida y estos cambios no han sido propiamente mapeados. El documentar estos aspectos coincide

además con las prioridades de acción para muchos esfuerzos de conservación (González-Maya *et al.* 2008). Los componentes ideales para un modelo conceptual de estudio se sugieren en la siguiente figura:



- En términos generales, los estudios a largo plazo que produzcan información base en sus poblaciones deben continuarse. Áreas geográficas grandes como la Amazonía experimentan altos grados de impacto y deforestación a velocidades muy rápidas, lo que hace que la falta de información válida sea un obstáculo para la implementación de medidas de protección necesarias.
- Gracias al desarrollo de modelos estadísticos y al avance de los Sistemas de Información Geográfica, en estudios mas avanzados pueden generarse

mapas para ver patrones de impacto humano y su relación con la presencia de ocelotes, al igual que el éxito reproductivo y la abundancia de presas.

- Como continuación a este estudio y como aporte al mejor entendimiento de los felinos, en estudios más complejos por ejemplo, se pueden utilizar herramientas SIG para determinar qué proporción de hábitat utilizada por ocelotes no fue tomada en cuenta en el muestreo, que superficie de hábitat es propicia para sostener sus poblaciones, cuales son las áreas mas amenazadas para su supervivencia tomando en cuenta disponibilidad de presa o asentamientos humanos (Karanth & Nichols, 1998), o por ejemplo, comparar resultados de varios años para establecer tendencias en rangos de vida, expansión o contracción de estos, establecimiento de nuevas poblaciones o rutas de dispersión, etc. Estimaciones de densidad en varios tipos de hábitat combinada con esfuerzos de trampeo constantes permitirá el monitoreo de especies y la generación de modelos predictivos para establecer programas de conservación. La importancia de generar datos científicos validos, entre otras, es que se puede justificar la existencia de áreas protegidas, al igual que la incorporación de nuevas áreas para garantizar la sobrevivencia de las especies.
- En cuanto a metodologías, dado el gran incremento de estudios con trámpas-cámara para estimaciones de densidades, particularmente de felinos, es imperante desarrollar técnicas de estandarización con el objetivo de hacer análisis comparativos. Dillon & Kerry (2008) sugieren que temas

como el total de área muestreada, el espacio entre cámaras y el grado de concordancia entre buffers obtenidos con máximas distancias de desplazamiento y telemetría requieren especial atención y desarrollo.

Figura 1. Distribución del Ocelote (*Leopardus pardalis*) Fuente: UICN



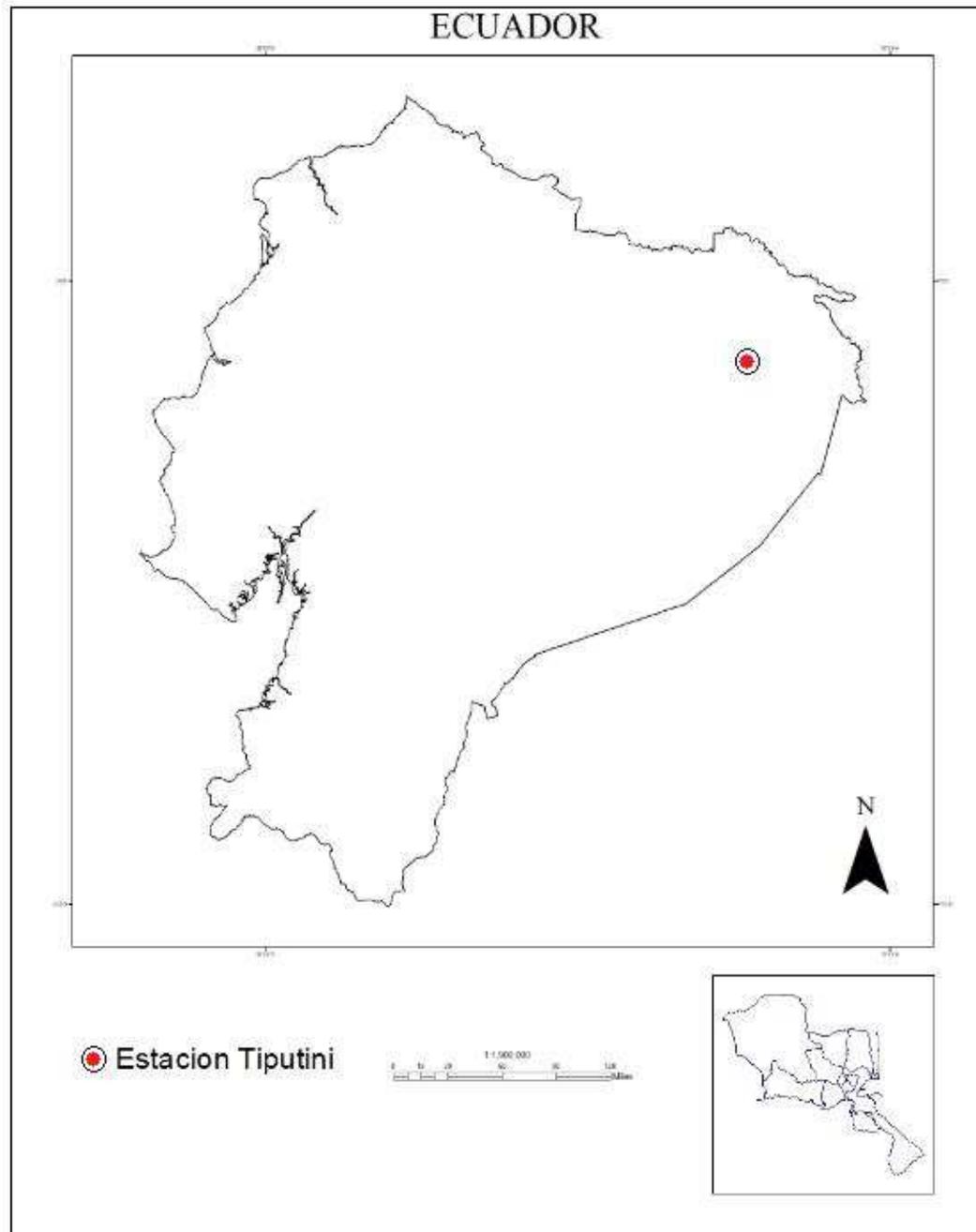
Figura 2. Área de Estudio

Figura 3. Información Obtenida en fotografías de trampas-cámara.

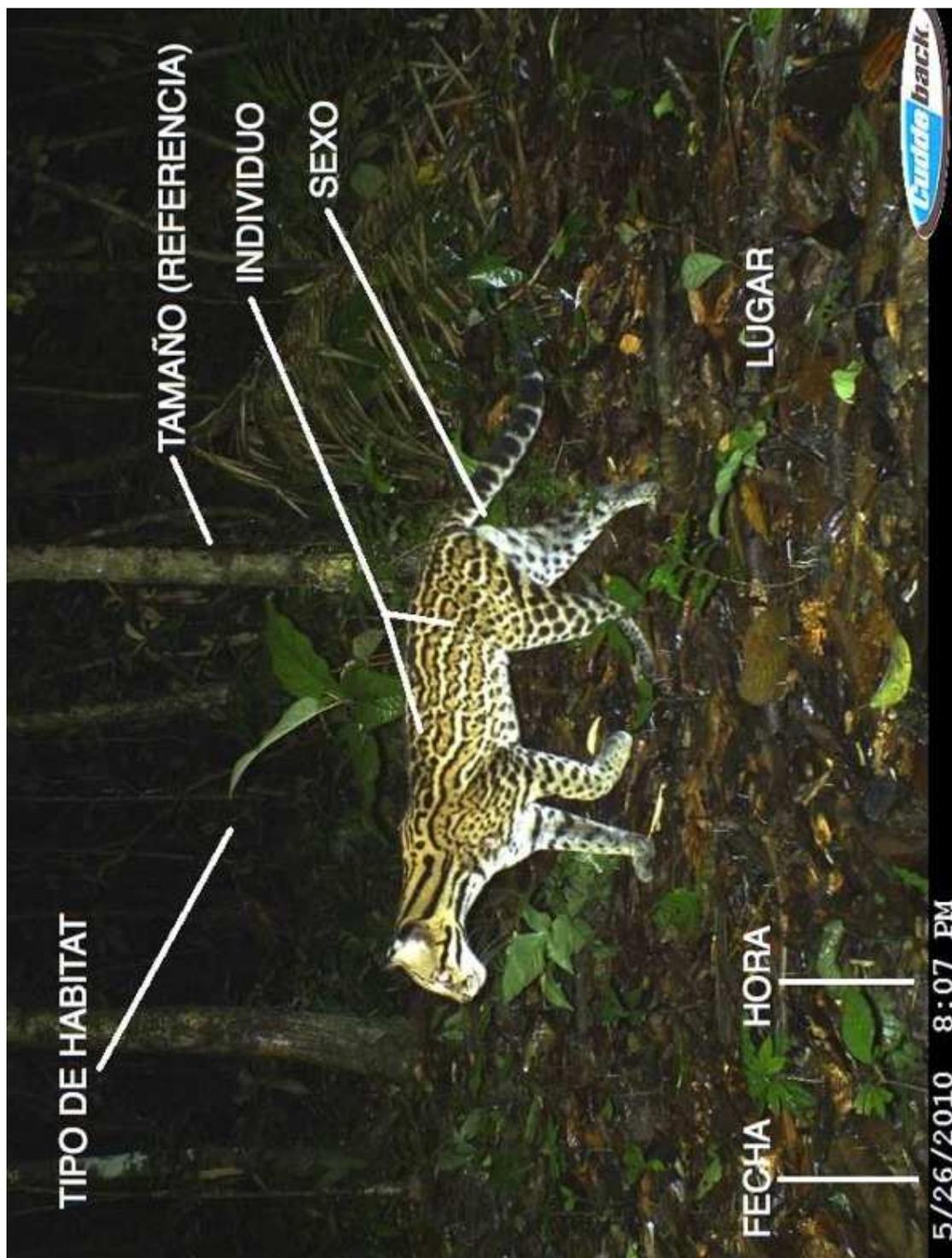


Figura 4. Caracteres útiles para el reconocimiento Individual de Ocelotes.



Figura 5. Mapa de los senderos de la Estación de Biodiversidad Tiputini.

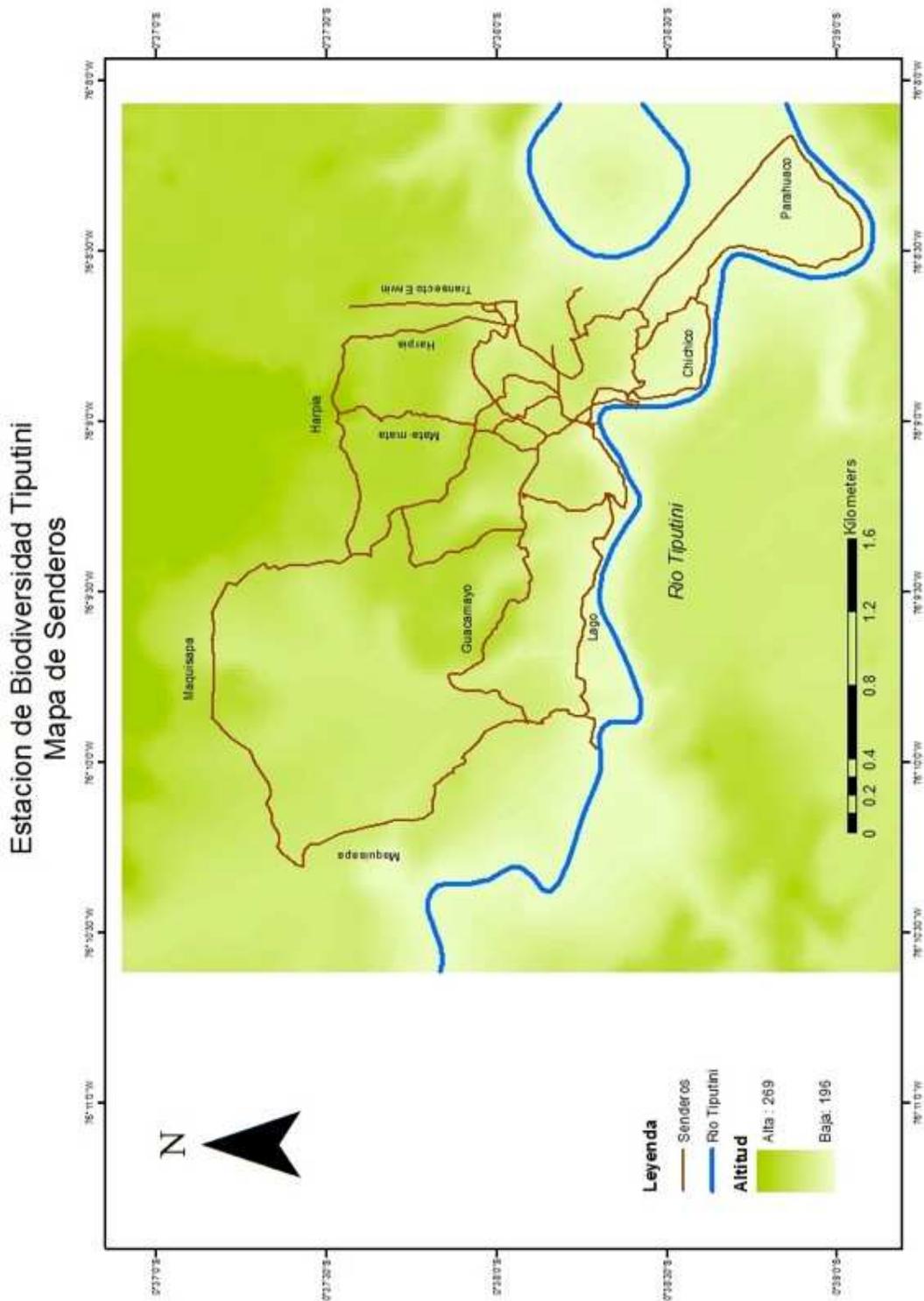


Figura 6. Ubicación de Trampas-cámara en el Primer Periodo de muestreo.

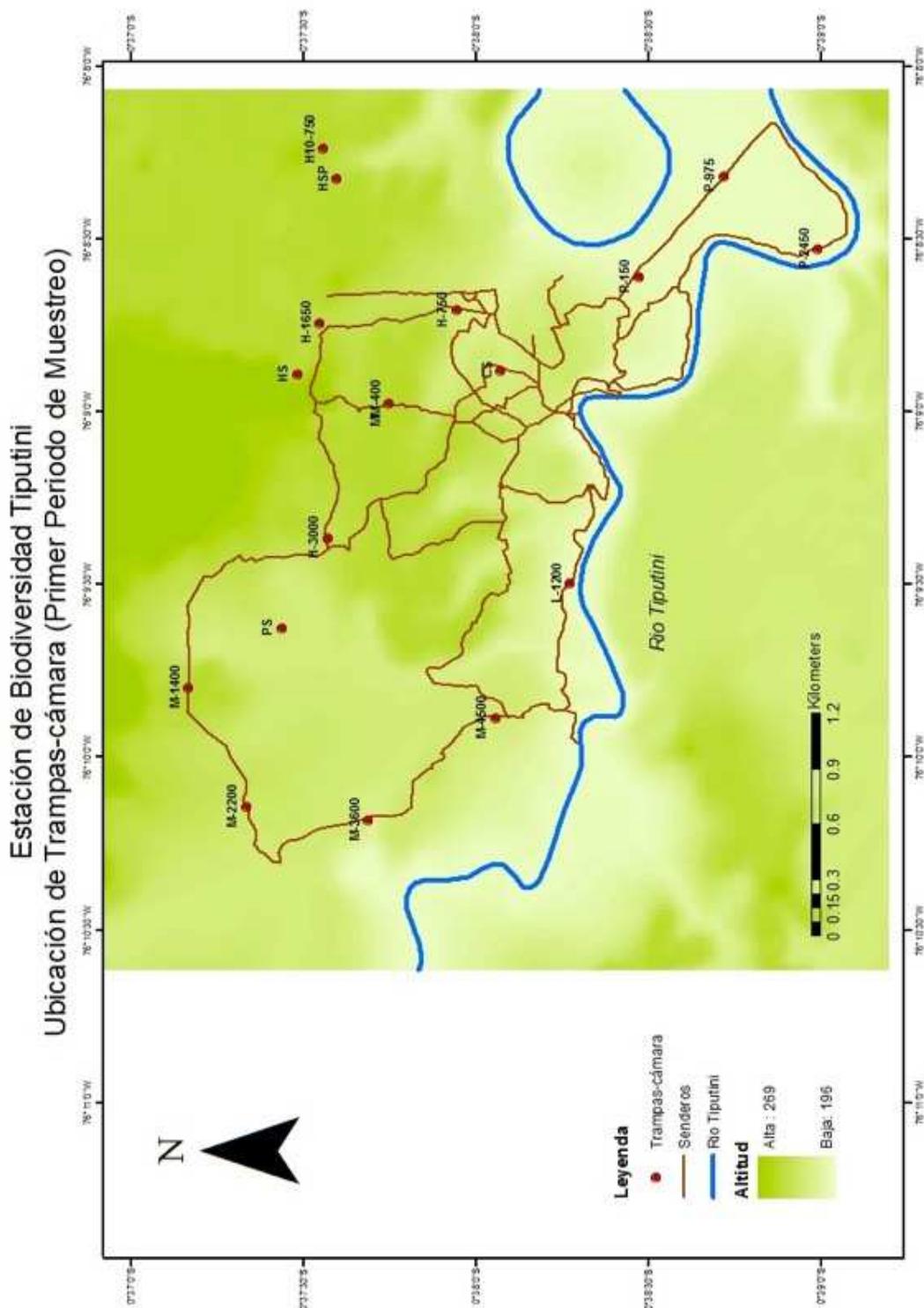


Figura 7. Ubicación de Trampas-cámara en el Segundo Periodo de muestreo.

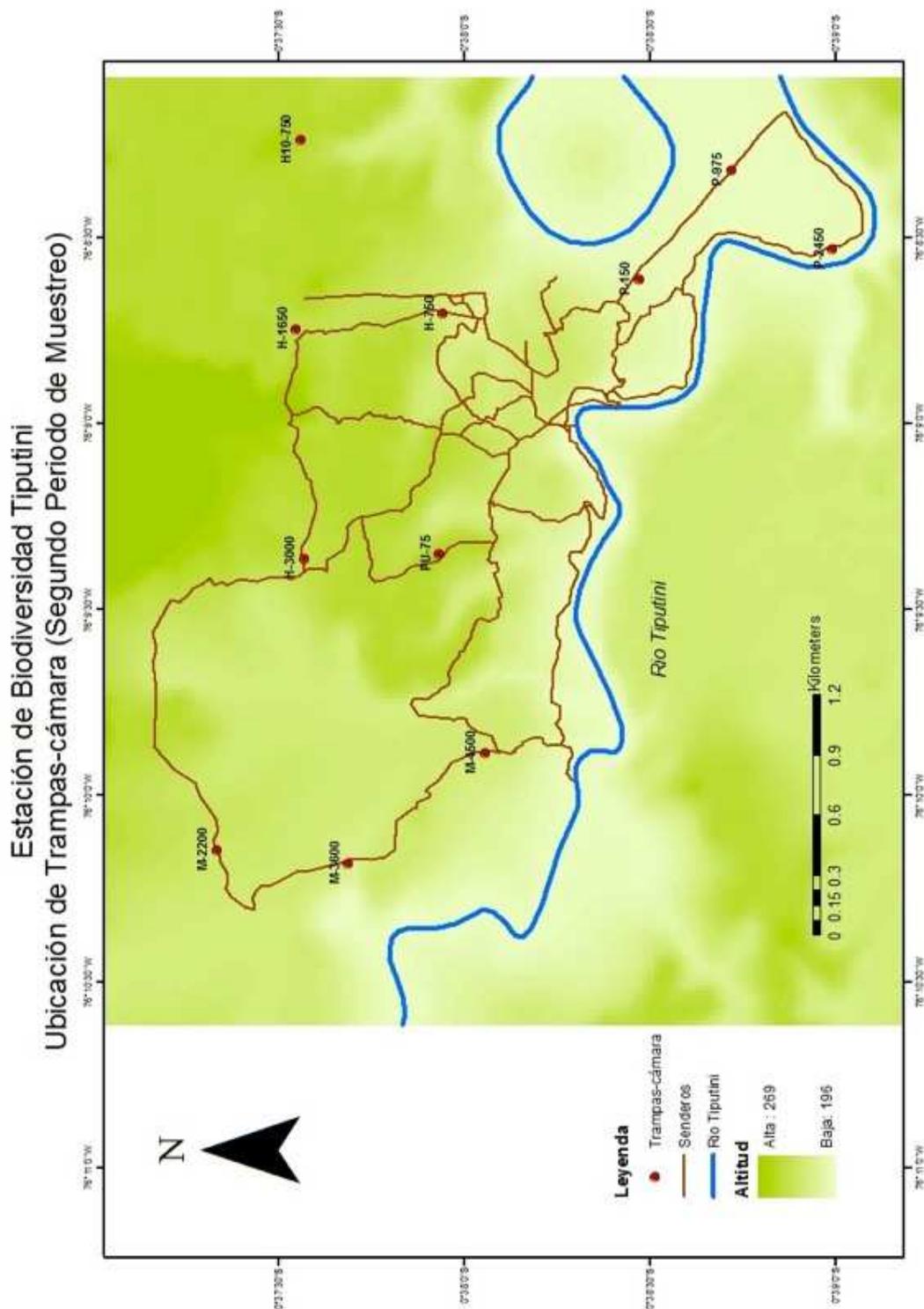


Figura 8. Polígono Mínimo Convexo para Primer Periodo de Muestreo (Área = 7,97 km²).

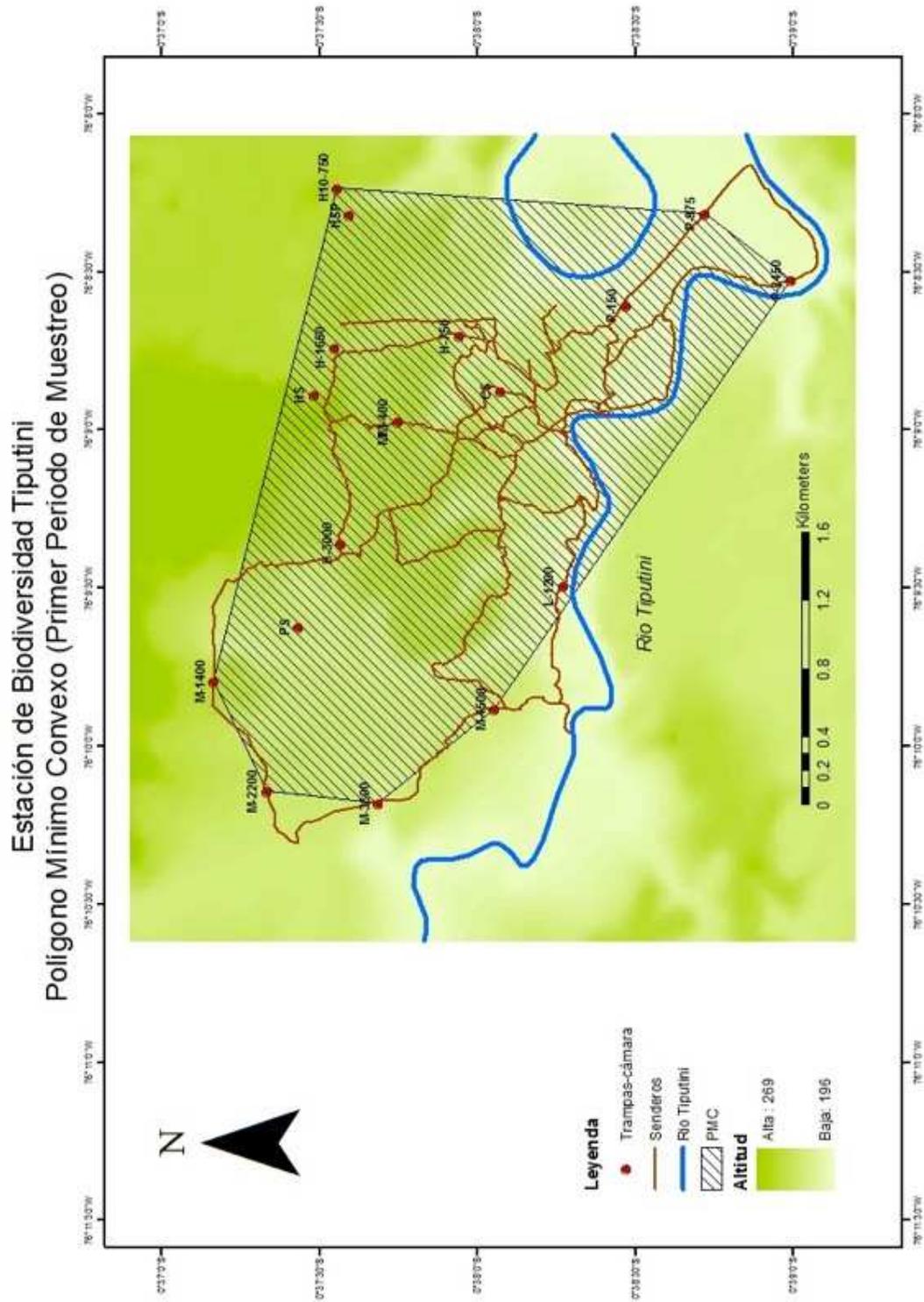


Figura 9. Polígono Mínimo Convexo con Buffer para Primer Periodo de Muestreo (Área Total = 25,3 km²)

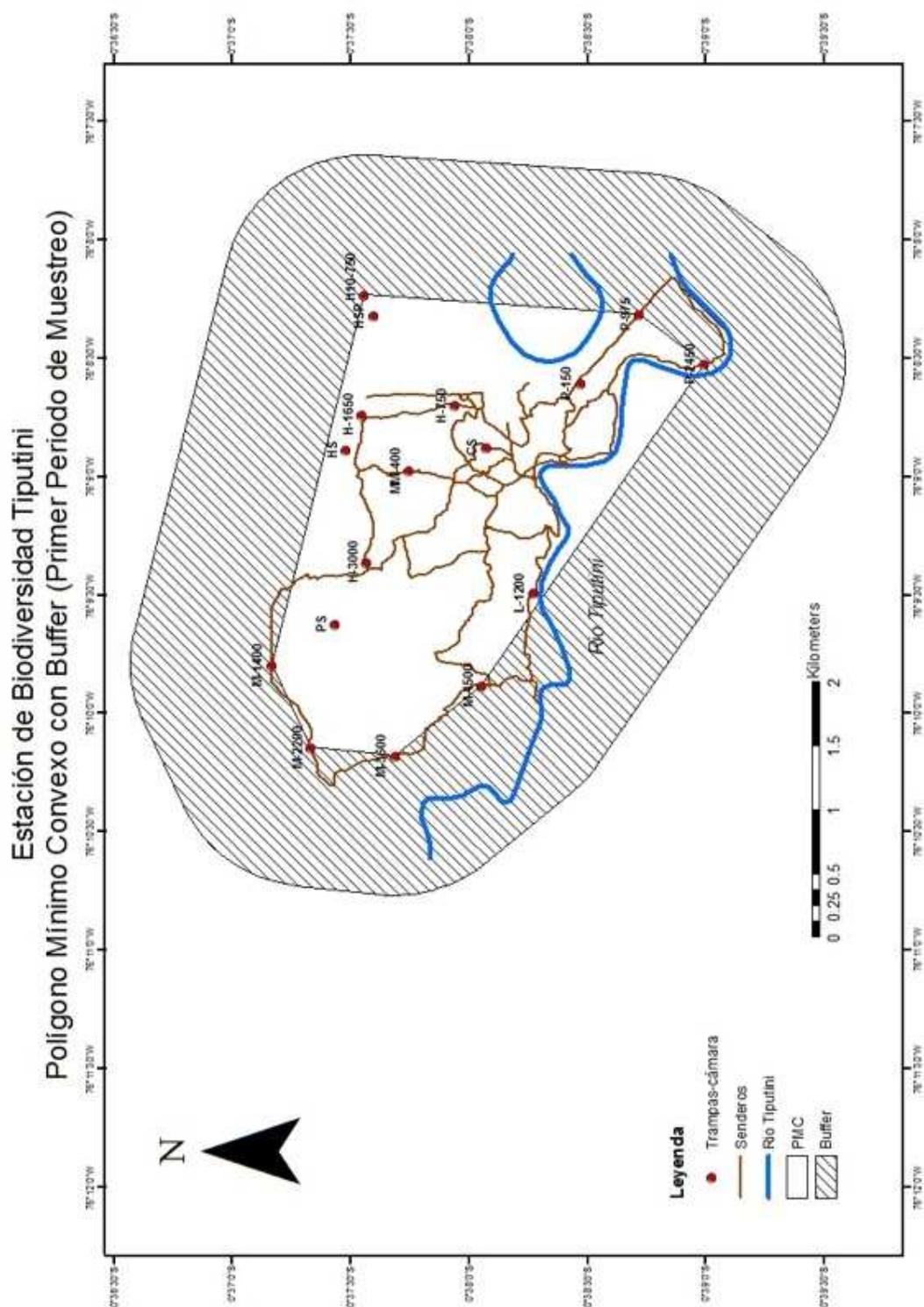


Figura 10. Polígono Mínimo Convexo para Segundo Periodo de Muestreo (Área = 7,23 km²)

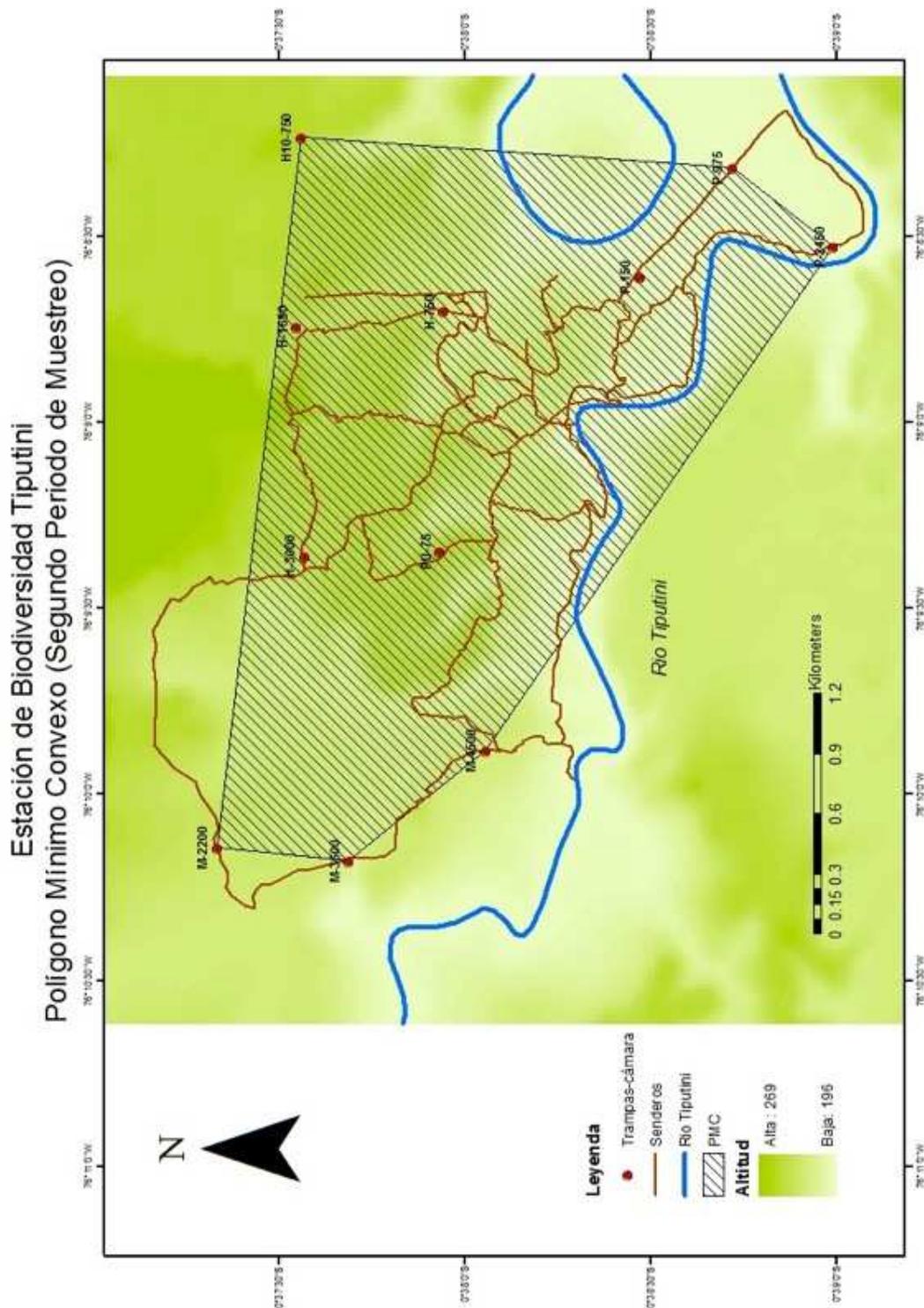


Figura 12. Trampas-cámara con Buffer Individual para Primer Periodo de Muestreo (Área Total = 23,4 km²).

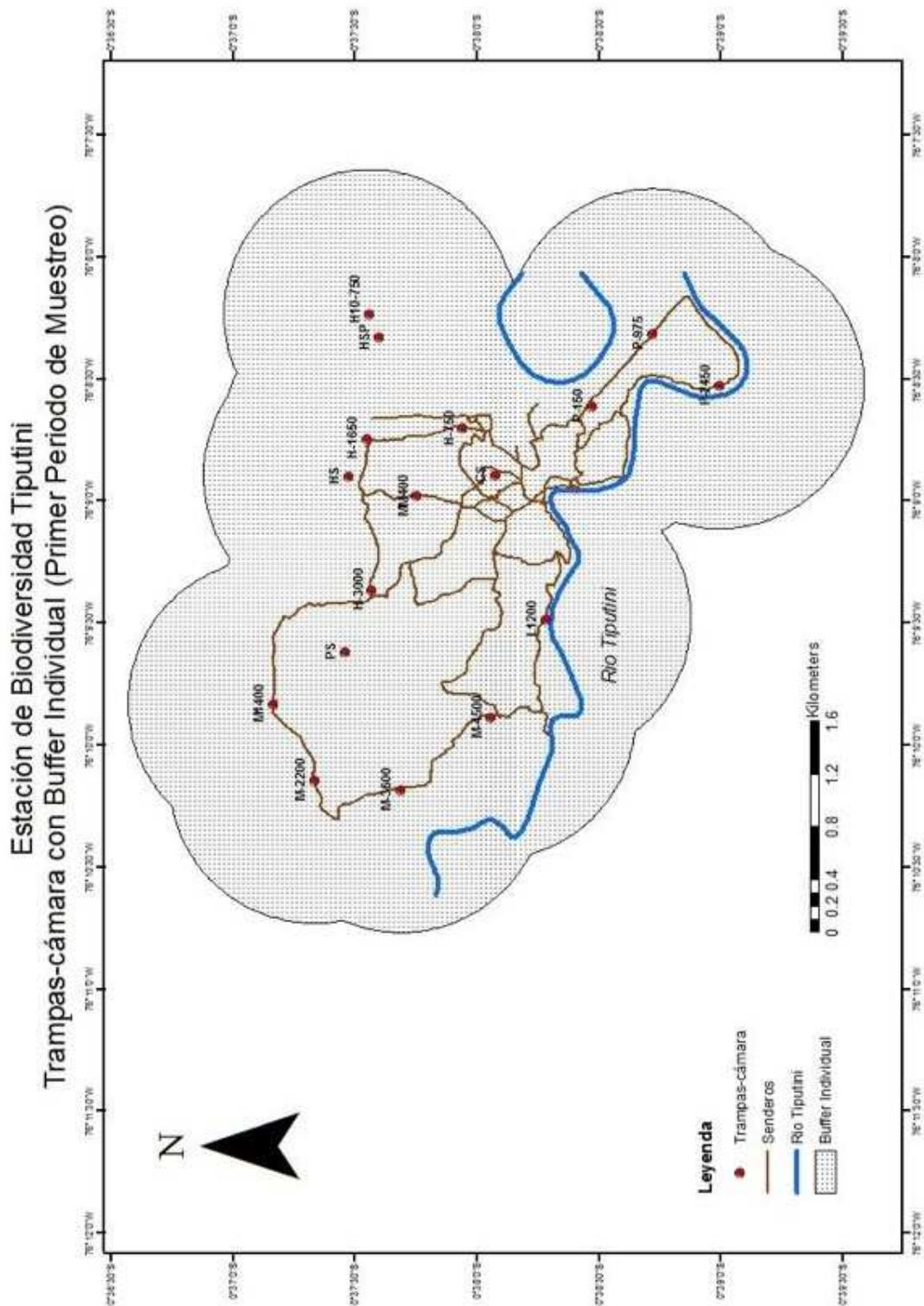


Figura 13. Trampas-cámara con Buffer Individual para Segundo Periodo de Muestreo (Área Total = 15,09 km²)

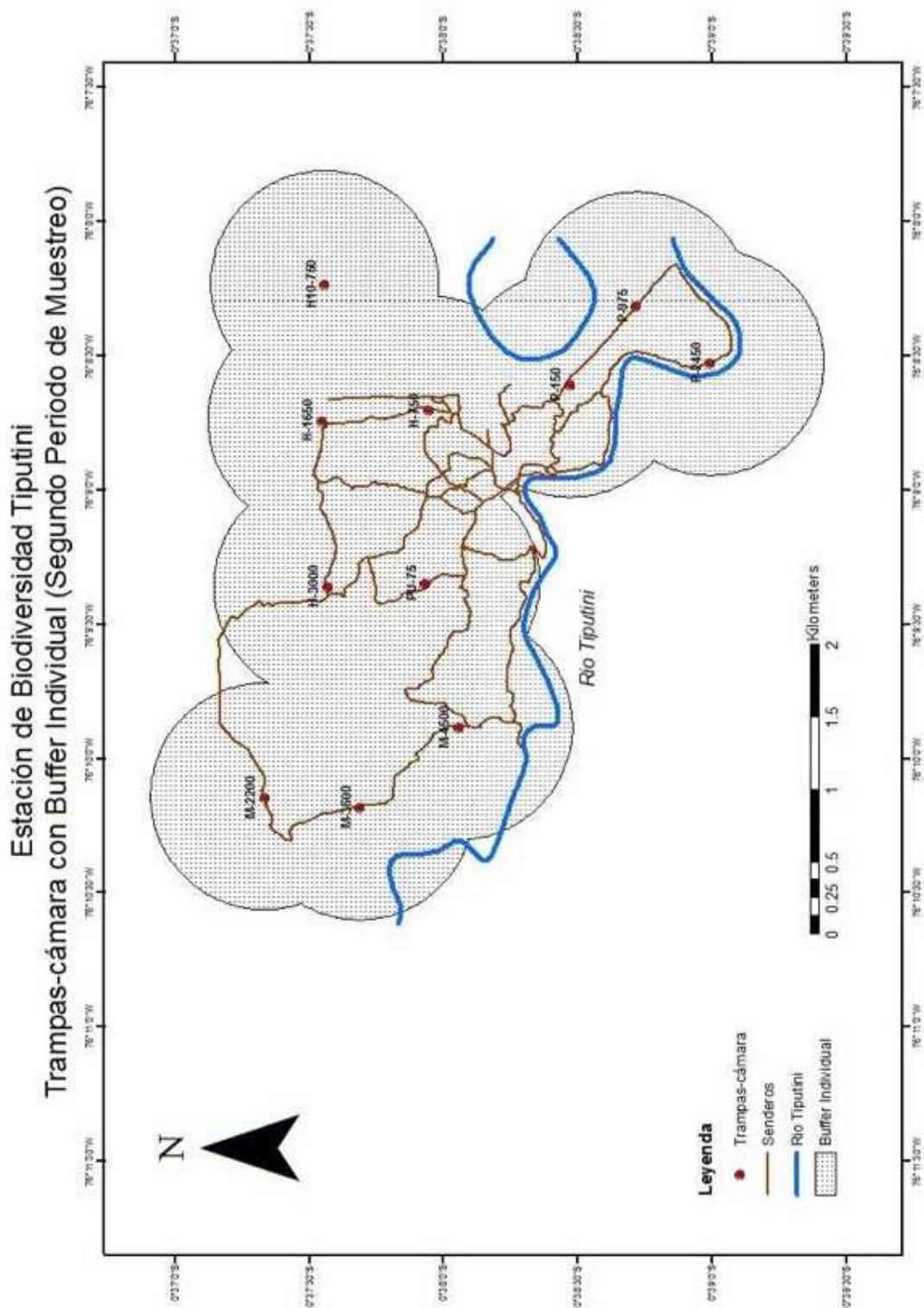


Figura 14. Polígono Mínimo Convexo con Buffer para Primer Periodo Comparativo de Muestreo (Área Total = 15,2 km²).

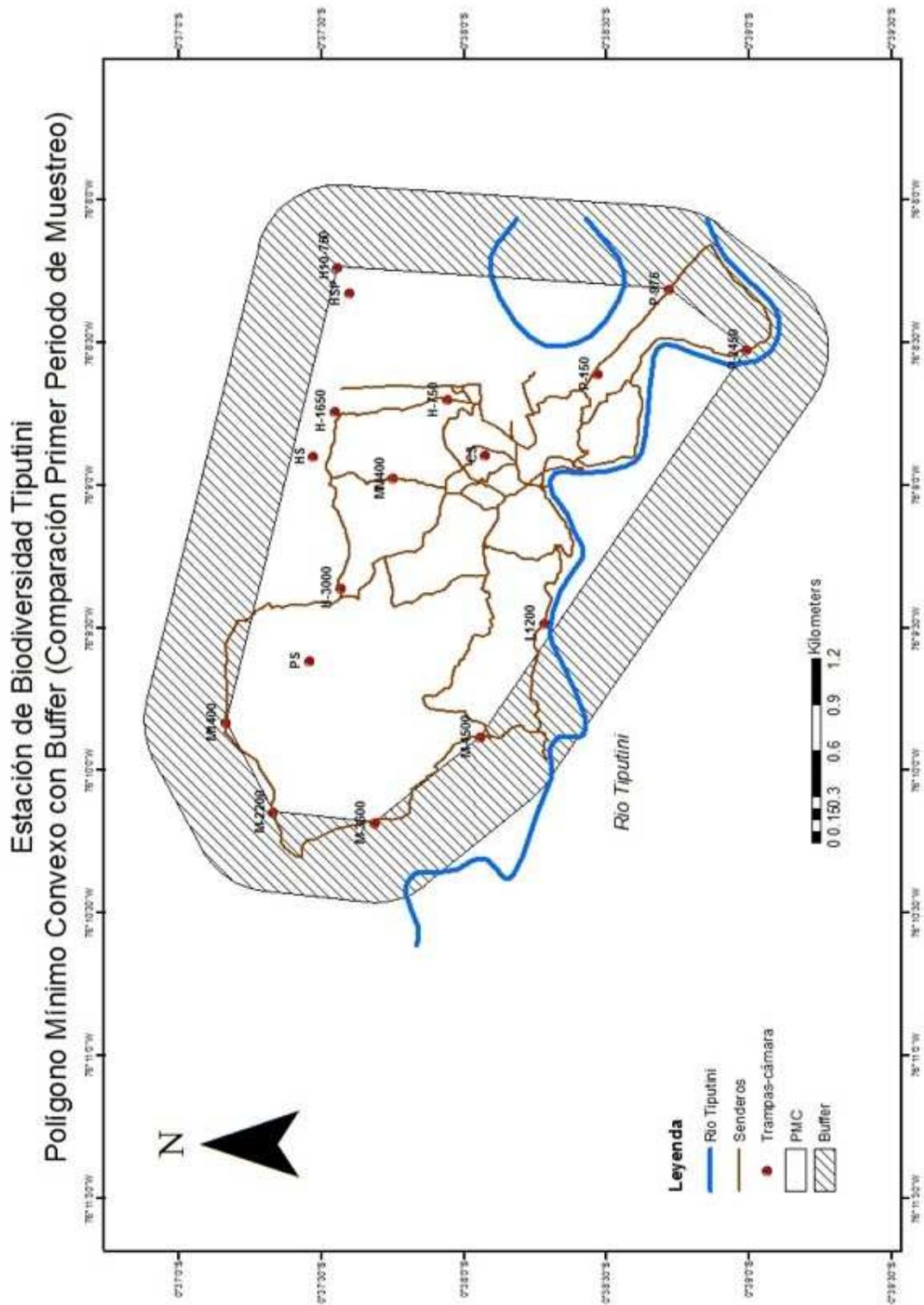


Figura 15. Polígono Mínimo Convexo con Buffer para Segundo Periodo Comparativo de Muestreo. (Área Total = 17 km²).

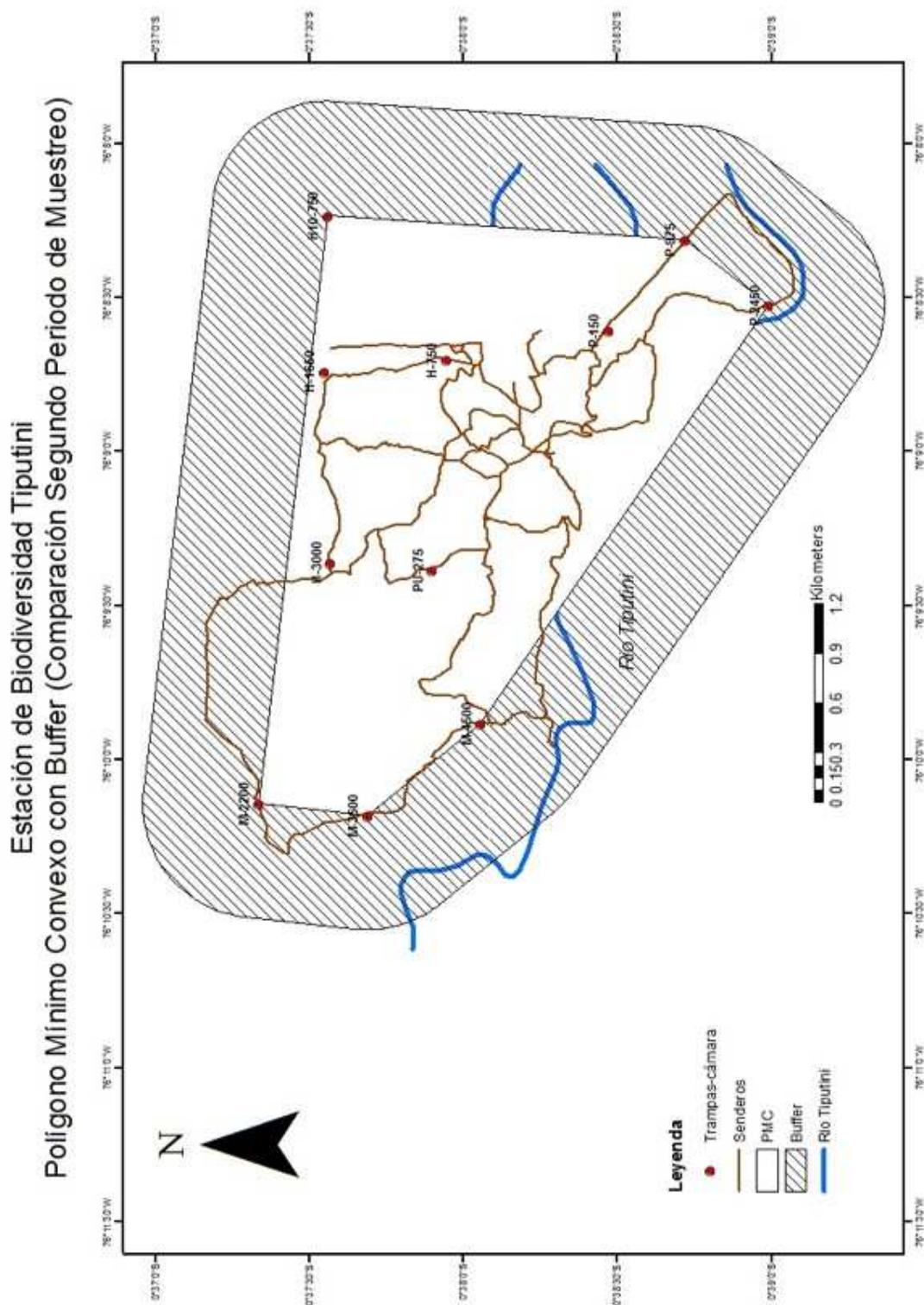


Figura 16. Trampas-cámara con Buffer Individual para Primer Periodo Comparativo de Muestreo (Área Total = 11,28 km²).

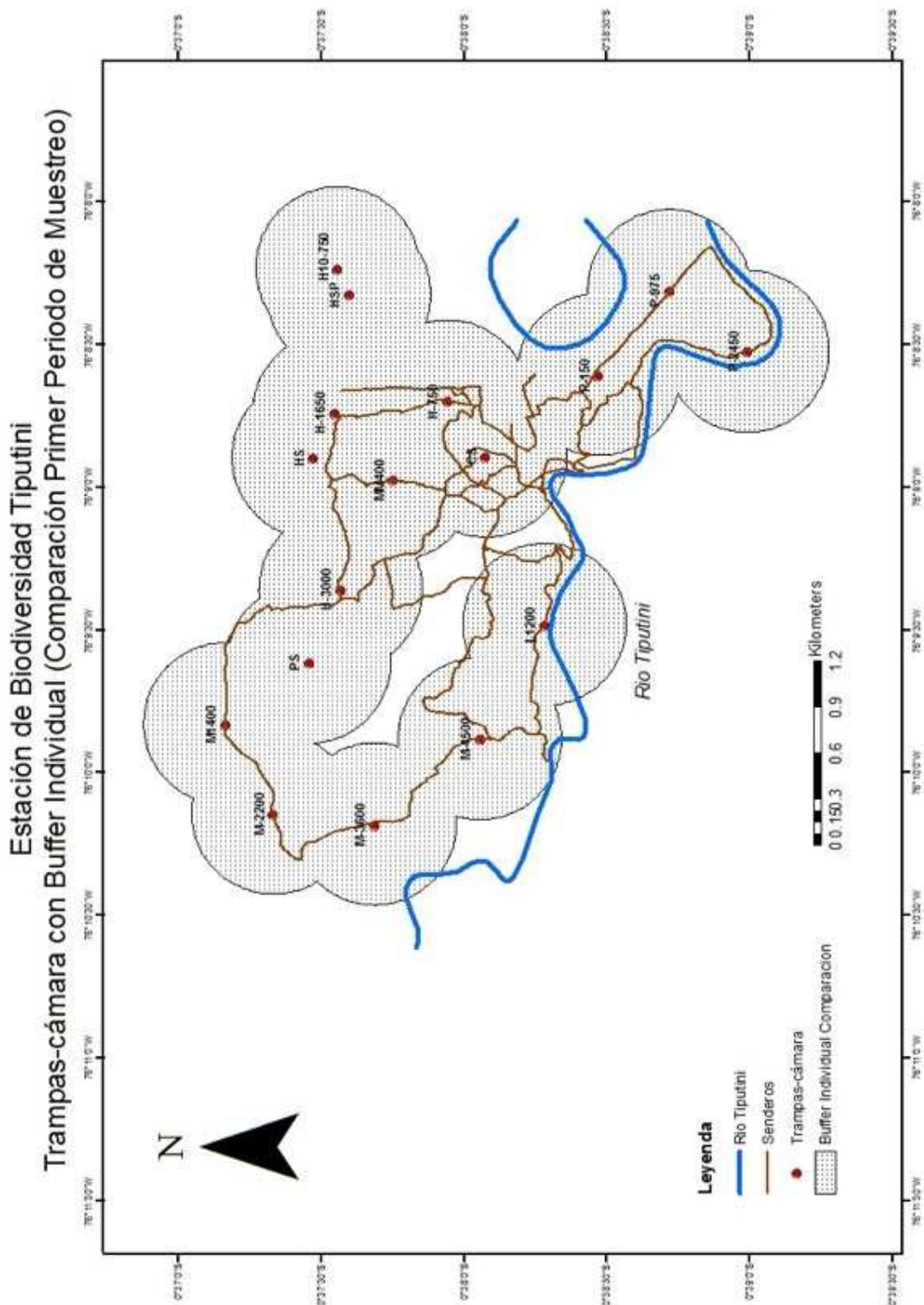


Figura 17. Trampas-cámara con Buffer Individual para Segundo Periodo Comparativo de Muestreo (Área Total = 13 km²).

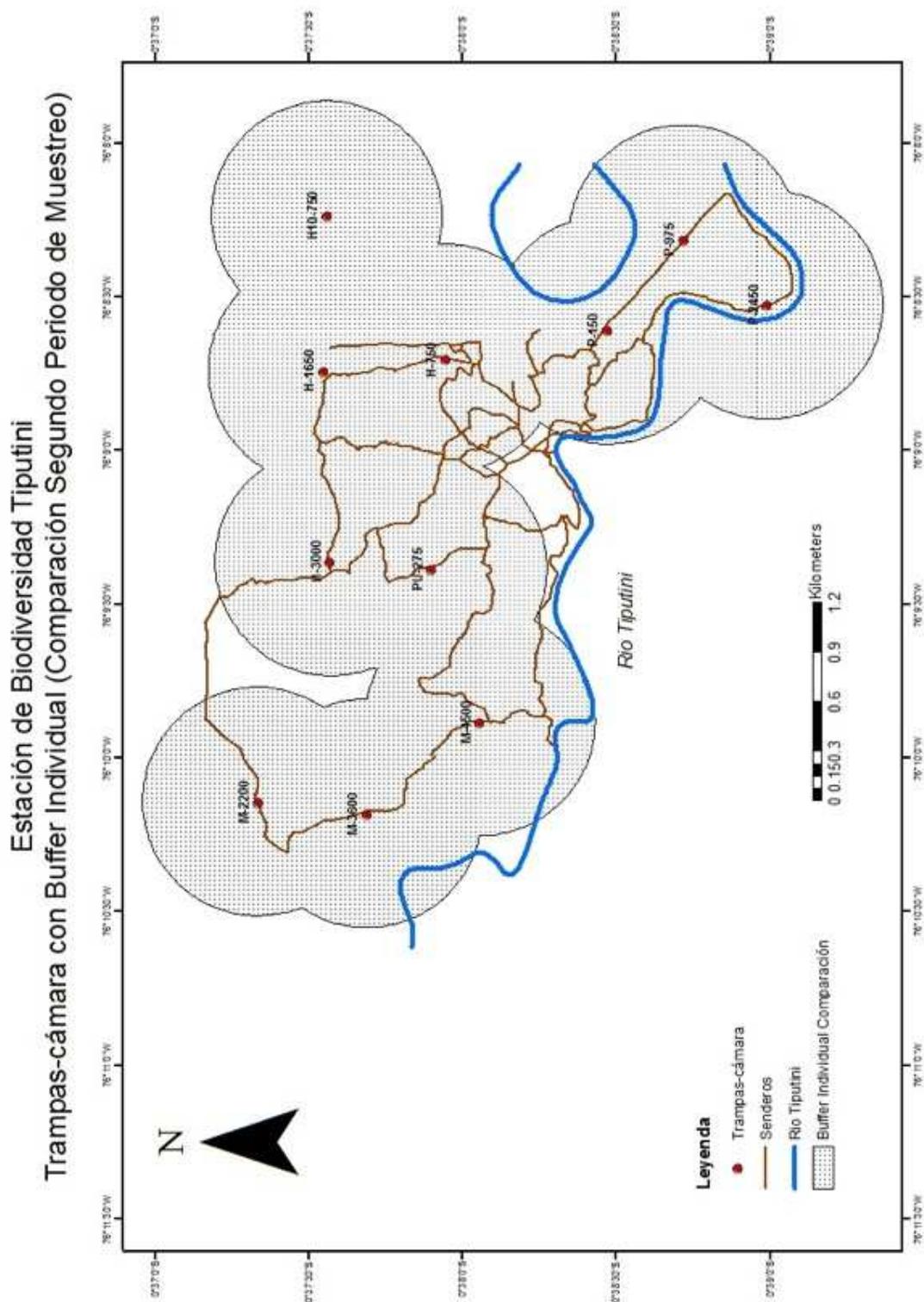


Figura 18. Comparación de Áreas muestreadas. Polígono Mínimo Convexo versus Buffer Individual. Primer Periodo comparativo de muestreo.

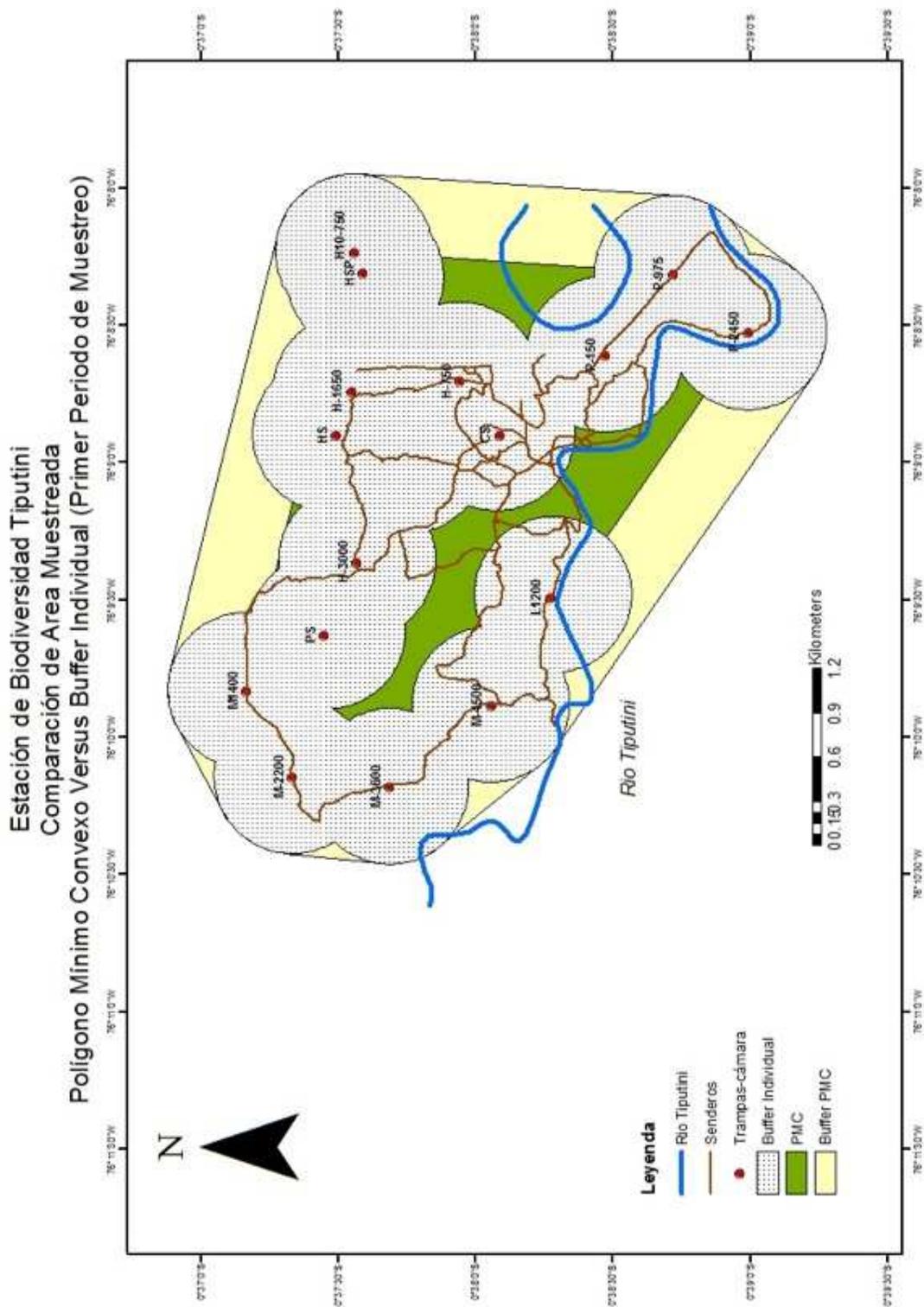
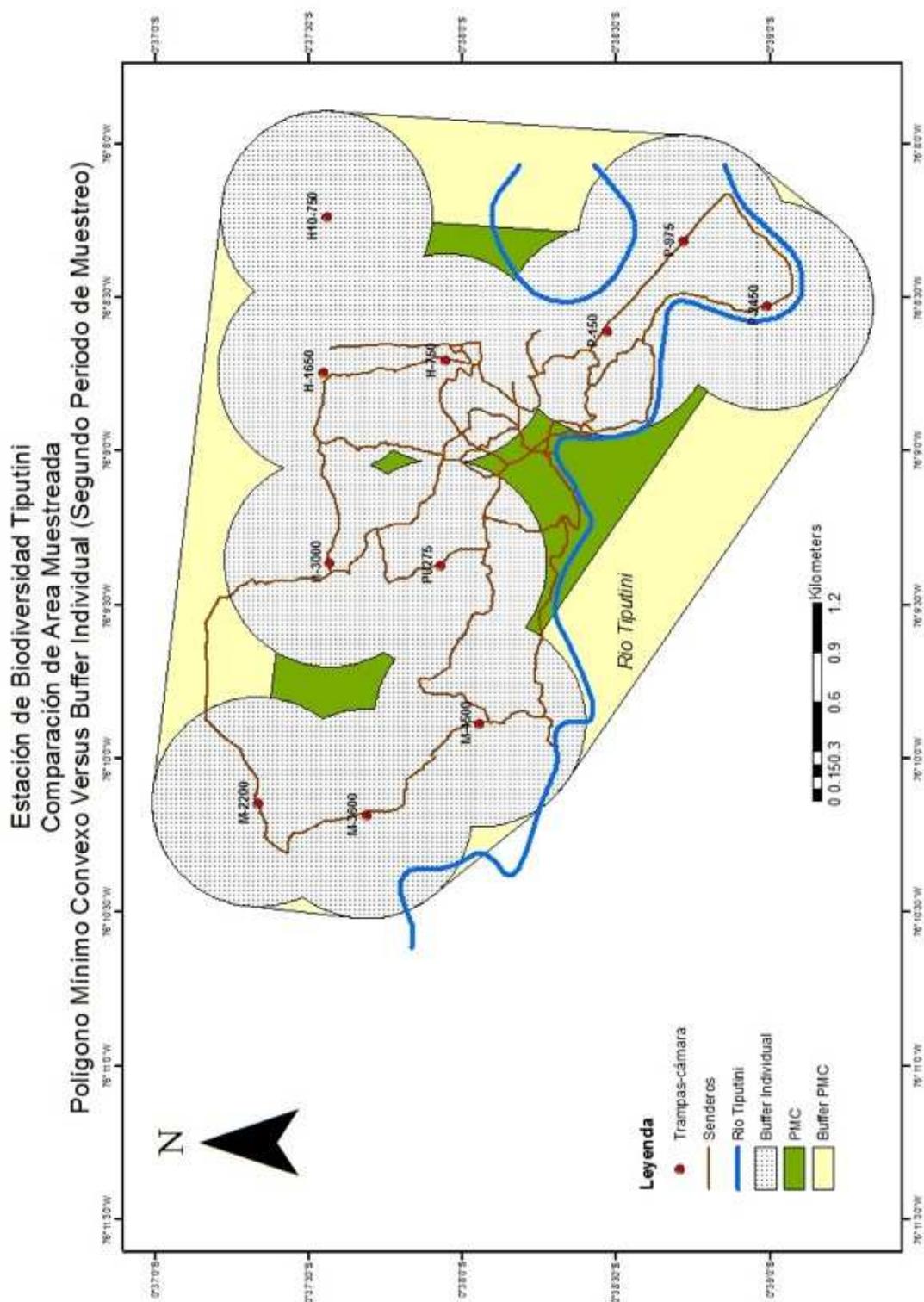


Figura 19. Comparación de Áreas muestreadas. Polígono Mínimo Convexo versus Buffer Individual. Segundo Periodo comparativo de muestreo



TABLAS

Tabla 1. Algunas estimaciones de densidad de Ocelotes en varios hábitats.

Autor	Año	Lugar	Método	Densidad (ind/100 km ²)
Di Bitteti et al	2006	Argentina Bosque Atlántico	Trampas-cámara	7.7-13.4 / 12.8 - 20
Trolle & Kerry	2003	Brasil Pantanal	Trampas-cámara	56.4
Maffei et al	2005	Bolivia Bosque Seco	Trampas-cámara	30
Crashaw	1995	Brasil Bosque Subtropical	Telemetría	13.7
Emmons	1987	Perú Bosque Tropical	Telemetría	80

Tabla 2. Modelos de Capture para la Estimación de poblaciones por medio de captura-recaptura.

Modelo	Descripción
M ₀	Las probabilidades de captura son constantes
M _t	Las probabilidades de captura varían con el tiempo
M _b	Las probabilidades de captura varían según las respuesta del comportamiento a la captura
M _h	Las probabilidades de captura varían según individuo
M _{tb}	Las probabilidades de captura varían en el tiempo y por la respuesta de comportamiento de los individuos
M _{th}	Las probabilidades de captura varían en el tiempo y por las diferencias entre individuos
M _{bh}	Las probabilidades de captura varían según el individuo y la respuesta de comportamiento de los individuos
M _{tbh}	Las probabilidades de captura varían según la respuesta de comportamiento a la captura, el tiempo, y el individuo

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

Tabla 3. Periodo efectivo de muestreo.

Periodo	Fechas	Duración	Esfuerzo de trampeo Trampas/noche
1	Diciembre 2004- Diciembre 2008	49 meses	Aprox 17.000
2	Febrero 2010 – Febrero 2011	13 meses	Aprox. 7000

Tabla 4. Número de Trampas-cámara por Locación y Código, Primer Periodo de Muestreo.

Locación	Código	Número de Cámaras 2004-2008 (17 Estaciones)
Sendero Harpía	H750	2
Sendero Harpía	H1650	2
Parcela Harpía	H10-750	2
Saladero Harpía	HS	3
Saladero Harpía Parcela	HSP	1
Sendero Harpía	H3000	2
Sendero Mata-Mata	MM400	2
Sendero Parahuaco	P150	2
Sendero Parahuaco	P975	2
Sendero Parahuaco	P2450	2
Sendero Maquisapa	M1400	2
Sendero Maquisapa	M2200	2
Sendero Maquisapa	M3600	2
Sendero Maquisapa	M4500	2
Saladero Chorongó	CS	3
Saladero Puma	PS	3
Sendero Lago	L1200	2
	TOTAL	36

Tabla 5. Número de Trampas-cámara por Locación y Código, Segundo Periodo de Muestreo.

Sendero	Locación	Número de Cámaras 2010-2011 (11 Estaciones)
Sendero Harpía	H750	2
Sendero Harpía	H1650	2
Parcela Harpía	H10-750	2
Sendero Harpía	H3000	2
Sendero Parahuaco	P150	2
Sendero Parahuaco	P975	2
Sendero Parahuaco	P2450	2
Sendero Maquisapa	M2200	2
Sendero Maquisapa	M3600	2
Sendero Maquisapa	M4500	2
Sendero Puma	PU275	2
	TOTAL	22

Tabla 6. Individuos Identificados Y Número De Fotografías Por Individuo (Primer y Segundo Periodos de Muestreo)

Individuo ID	Captura Primer Muestreo	Fotografías Primer Muestreo	Captura Segundo Muestreo	Fotografías Segundo Muestreo
1		0	X	23
2	X	24	X	7
3	X	7	X	4
4		0	X	1
5	X	9	X	5
6		0	X	4
7	X	11	X	3
8		0	X	1
9		0	X	6
10		0	X	3
11	X	17	X	6
12		0	X	2
13		0	X	25
14	X	40	X	8
15		0	X	1
16		0	X	1
17	X	19		0
18	X	1		0
19	X	21		0
20	X	19		0
21	X	1		0
22	X	7		0
23	X	1		0
24	X	5		0
25	X	26		0
26	X	3		0
27	X	20		0
28	X	1		0
29	X	1		0
30	X	1		0
31	X	3		0
32	X	6		0
33	X	4		0
34	X	5		0
35	X	1		0
36	X	1		0
37	X	1		0
38	X	1		0
39	X	1		0
40	X	4		0
41	X	1		0
42	X	4		0
43	X	2		0
44	X	2		0
45	X	1		0
NO ID		18		7
TOTAL Fot.		289		107
TOTAL Ind.	35		16	

Tabla 7. Total De Fotografías, Frecuencia y Número De Individuos Identificados por Sitio (Primer Periodo De Muestreo)

LUGAR	FOTOS	FRECUENCIA	# IND. DIF.
H750	12	4,15	4
H1650	18	6,23	7 (1 sin ID)
H10-750	25	8,65	12
HSP*	11	3,81	4 (1 sin ID)
H3000	29	10,03	9 (1 sin ID)
MM400	3	1,04	2
P150	28	9,69	6
P975	23	7,96	6
P2450	15	5,19	5
M1400	10	3,46	7 (1 sin ID)
M2200	19	6,57	6 (1 sin ID)
M3600	32	11,07	8
M4500	58	20,07	8 (1 sin ID)
CS	1	0,35	1
PS	1	0,35	1
L1200	4	1,38	3
TOTAL	289	100	35 (6 sin ID)

Tabla 8. Total De Fotografías, Frecuencia y Número De Individuos Identificados por Sitio (Segundo Periodo De Muestreo)

LUGAR	FOTOS	FRECUENCIA	# IND. DIF.
H750	4	3,74	2
H1650	6	5,61	4
H10-750	4	3,74	1 (1 sin ID)
H3000	8	7,48	4
P150	21	19,63	4
P975	25	23,36	5 (1 sin ID)
P2450	14	13,08	4 (1 sin ID)
M2200	2	1,87	2
M3600	0	0,00	0
M4500	5	4,67	5 (1 sin ID)
PU275	18	16,82	6
TOTAL	107	100	16 Ind (4 sin ID)

Tabla 9. Individuo, Sexo, Total de Fotografías, Recapturas, Locaciones de captura y Frecuencia de recaptura (Primer Periodo De Muestreo).

Individuo	Sexo	Fotografías	Recapturas	Loc. de Captura	Frecuencia de Recaptura
2	F	24	19	8	11,59
3	M	7	7	3	4,27
5	M	9	5	3	3,05
7	F	11	9	2	5,49
11	F	17	11	2	6,71
14	F	40	18	6	10,98
17	M	19	14	5	8,54
18	M	1	1	1	0,61
19	F	21	9	3	5,49
20	M	19	7	4	4,27
21	I	1	1	1	0,61
22	M	7	5	3	3,05
23	I	1	1	1	0,61
24	M	5	3	3	1,83
25	M	26	11	5	6,71
26	F	3	1	1	0,61
27	M	20	14	6	8,54
28	M	1	1	1	0,61
29	I	1	1	1	0,61
30	M	1	1	1	0,61
31	F	3	3	2	1,83
32	F	6	3	1	1,83
33	M	4	3	4	1,83
34	M	5	2	3	1,22
35	I	1	1	1	0,61
36	F	1	1	1	0,61
37	M	1	1	1	0,61
38	I	1	1	1	0,61
39	I	1	1	1	0,61
40	F	4	3	2	1,83
41	F	1	1	1	0,61
42	F	4	2	1	1,22
43	M	2	1	2	0,61
44	M	2	1	1	0,61
45	M	1	1	1	0,61
TOTAL		271	164		100,00

Tabla 10. Individuo, Sexo, Total De Fotografías, Recapturas, Locaciones de Captura y Frecuencia de Recaptura (Segundo Periodo De Muestreo).

Individuo	Sexo	Fotografías	Recapturas	Loc. de Captura	Frecuencia
1	M	23	10	5	17,74
2*	F	7	6	3	9,68
3*	M	4	3	3	4,84
4	M	1	1	1	1,61
5*	M	5	4	2	6,45
6	F	4	3	2	4,84
7*	F	3	2	1	3,23
8	I	1	1	1	1,61
9	M	6	5	3	8,06
10	I	3	2	1	3,23
11*	F	6	4	2	6,45
12	I	2	2	2	3,23
13	M	25	9	3	14,52
14*	F	8	7	3	11,29
15	M	1	1	1	1,61
16	F	1	1	1	1,61
TOTAL		99	62		100,00

*Individuos recapturados previamente en el primer periodo

Tabla 11. Modelos de Captura-recaptura en CAPTURE según criterio para el Primer Periodo de Muestreo.

Modelo	$M_{(o)}$	$M_{(h)}$	$M_{(b)}$	$M_{(bh)}$	$M_{(t)}$	$M_{(th)}$	$M_{(tb)}$	$M_{(tbh)}$
Criterio	0.95	1.00	0.97	0.72	0.00	0.47	0.95	0.89

$z\text{-value} = -6.314$

Tabla 12. Estimaciones de Población según modelos sugeridos por CAPTURE, Error Estándar e Intervalos de Confianza para el Primer Periodo de Muestreo.

Modelo	Población estimada	Error Estándar	P-hat (Prob. De captura)	Intervalos de Confianza (95%)
$M_{(b)}$	36	1.5211	0.065723	36 a 44

Tabla 13. Modelos de Captura-recaptura en CAPTURE según criterio para el el Segundo periodo de Muestreo.

Modelo	$M_{(o)}$	$M_{(h)}$	$M_{(b)}$	$M_{(bh)}$	$M_{(t)}$	$M_{(th)}$	$M_{(tb)}$	$M_{(tbh)}$
Criterio	0.08	0.00	0.21	0.07	0.34	1.00	0.21	0.42

$z\text{-value} = -3.743$

Tabla 14. Estimación de población según modelo sugerido por CAPTURE, Error Estándar e Intervalos de Confianza para el Segundo Periodo de Muestreo.

Modelo	Población estimada	Error Estándar	P-hat (Prob. De captura)	Intervalos de Confianza (95%)
$M_{(th)}$	19	3.0351	0.2933	17 a 31

Tabla 15. Matriz de distancias entre locaciones (Km.) obtenida con Hawth's Analysis Tools.

	LUGAR	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1	H10750		0,98	2,18	1,16	3,11	3,72	3,78	3,33	1,47	1,89	2,81	2,23	2,27	1,59	1,27	2,70	2,79	0,18
2	H1650	0,98		1,20	0,76	217	274	2,80	2,41	0,59	1,79	2,81	2,40	1,38	1,04	0,31	1,72	2,01	0,82
3	H3000	2,18	1,20		146	114	158	1,60	1,37	0,82	2,26	3,18	3,00	0,70	1,34	0,93	0,57	1,37	2,01
4	H750	1,16	0,76	1,46		259	303	2,91	2,30	0,64	1,03	204	1,67	1,25	0,42	0,95	2,04	1,66	0,99
5	M1400	3,11	2,17	1,14	259		74	1,25	1,71	1,94	3,40	428	4,14	1,71	2,48	1,85	0,61	2,20	2,97
6	M2200	3,72	2,74	1,58	303	74		0,68	1,47	2,40	3,69	447	4,43	1,92	2,83	2,44	1,02	2,20	3,56
7	M3600	3,78	2,80	1,60	291	125	68		0,91	2,34	3,40	407	4,12	1,68	2,62	2,53	1,18	1,74	3,61
8	M4500	3,33	2,41	1,37	230	171	147	0,91		1,85	2,59	318	3,29	1,06	1,94	2,21	1,29	0,86	3,15
9	MM450	1,47	1,47	0,82	64	194	240	2,34	1,85		1,56	254	2,26	0,80	0,65	0,53	1,39	1,42	1,29
10	P150	1,89	1,79	2,26	103	340	369	3,40	2,59	1,56		101	0,74	1,76	0,93	1,97	2,80	1,75	1,77
11	P2450	2,81	2,81	3,18	204	428	447	4,07	3,18	2,54	1,01		0,66	2,58	1,89	2,98	3,67	2,32	2,71
12	P975	2,23	2,40	3,00	167	414	443	4,12	3,29	2,26	0,74	66		2,50	1,65	2,62	3,54	2,44	2,1
13	PU275	2,27	1,38	0,70	125	171	192	1,68	1,06	0,80	1,76	258	2,50		0,94	1,24	1,09	0,71	2,09
14	CS	1,59	1,04	1,34	42	248	283	2,62	1,94	0,65	0,93	189	1,65	0,94		1,13	1,89	1,24	1,41
15	HS	1,27	0,31	0,93	95	185	244	2,53	2,21	0,53	1,97	262	2,62	1,24	1,13		1,42	1,91	1,12
16	PS	2,70	1,72	0,57	204	61	102	1,18	1,29	1,39	2,80	367	3,54	1,09	1,89	1,42		1,62	2,54
17	L1200	2,79	2,01	1,37	166	220	220	1,74	0,86	1,42	1,75	232	2,44	0,71	1,24	1,91	1,62		2,61
18	HSP	0,18	0,82	2,019	0,99	2,97	3,56	3,61	3,15	1,29	1,77	2,71	2,1	2,09	1,41	1,12	2,54	2,61	

Locaciones:

1) Harpía 10-750

2) Harpía 1650

3) Harpía 3000

4) Harpía 750

5) Maquisapa 1400

6) Maquisapa 2200

7) Maquisapa 3600

8) Maquisapa 4500

9) Mata Mata 450

10) Parahuaco 150

11) Parahuaco 2450

12) Parahuaco 975

13) Puma 275

14) Chorongó Saladero

15) Harpía Saladero

16) Puma Saladero

17) Lago 1200

18) Harpía Saladero Parcela

Tabla 16. Promedio de Máximas Distancias Recorridas (MMDM) en Km. y Buffer resultante para el Primer Periodo de muestreo. Los ceros no se incluyen el promedio.

Individuo	Sexo	MDM (Km)
2	F	2.816
3	M	1.605
5	M	1.477
7	F	1.203
11	F	0,914
14	F	2,329
17	M	3,781
18		0
19	F	2,804
20	M	1,605
21		0
22	M	0,982
23		0
24	M	2,617
25	M	4,072
26		0
27	M	2,816
28	M	0
29		0
30	M	0
31	F	0,747
32	F	0
33	M	3,180
34	M	3,781
35		0
36		0
37	M	0
38		0
39		0
40	F	0,747
41		0
42	F	0
43	M	3,723
44	M	0
45	M	0
TOTAL		41,199
PROMEDIO		2,288
BUFFER		1,144

Tabla 17. Promedio de Máximas Distancias Recorridas (MMDM) en Km. y Buffer resultante para el Segundo Periodo de muestreo. Los ceros no se incluyen el promedio.

Individuo	Sexo	MDM (Km)
1	M	2,816
2*	F	1,252
3*	M	2,748
4	M	0
5*	M	1,388
6	F	2,401
7*	F	0
8	I	0
9	M	1,580
10	I	0
11*	F	1,065
12	I	1,065
13	M	1,015
14*	F	1,015
15	M	0
16	F	0
TOTAL		16,345
PROMEDIO		1,63 Km
BUFFER		0,81 Km

Tabla 18. Densidades (Individuos /100 Km²) obtenidas con la técnica del PMC y Buffer Individual para los dos periodos extensos de muestreo.

Metodología	Área Total Muestreada (Km ²)	Población Estimada por CAPTURE	Buffer (Km)	Densidad (Ind/100Km ²)
Polígono Mínimo Convexo (Primer Periodo)	25,3	35 ±1.5211	1,144	138
Polígono Mínimo Convexo (Segundo Periodo)	18,6	19 ±3.0351	0,817	102
Buffer Individual (Primer Periodo)	23,4	35 ±1.5211	1,144	149
Buffer Individual (Segundo Periodo)	15,09	19 ±3.0351	0,817	125

Tabla 19. Individuos Identificados y Número De Fotografías Por Individuo (Primer y Segundo Periodos de Muestreo Comparativos)

Individuo ID	Captura Primer Muestreo Comparativo	Fotografías Primer Muestreo Comparativo	Captura Segundo Muestreo Comparativo	Fotografías Segundo Muestreo Comparativo
1		0	X	12
2	X	2	X	1
3	X	1	X	2
4		0	X	1
5	X	3	X	2
7	X	1	X	3
8		0	X	1
9		0	X	2
10		0	X	3
11	X	2	X	4
13		0	X	9
14	X	7	X	3
17	X	1		0
18	X	1		0
20	X	2		0
24	X	2		0
25	X	7		0
28	X	1		0
30	X	1		0
TOTAL Fot.		31		43
TOTAL Ind.	13		12	

Tabla 20. Modelos de Captura-recaptura en CAPTURE según criterio para el Primer Periodo de Muestreo Comparativo.

Modelo	$M_{(o)}$	$M_{(h)}$	$M_{(b)}$	$M_{(bh)}$	$M_{(t)}$	$M_{(th)}$	$M_{(tb)}$	$M_{(tbh)}$
Criterio	1.00	0.80	0.37	0.64	0.00	0.24	0.34	0.69

$z\text{-value} = 0.252$

Tabla 21. Estimación de Población según modelo sugerido por CAPTURE, Error Estándar e Intervalos de Confianza para el Primer Periodo de Muestreo Comparativo.

Modelo	Población estimada	Error Estándar	P-hat (Prob. De captura)	Intervalos de Confianza (95%)
M(o)	15	2.83	0.1169	13 a 26

Tabla 22. Modelos de Captura-recaptura en CAPTURE según criterio para el el Segundo periodo de Muestreo Comparativo.

Modelo	$M_{(o)}$	$M_{(h)}$	$M_{(b)}$	$M_{(bh)}$	$M_{(t)}$	$M_{(th)}$	$M_{(tb)}$	$M_{(tbh)}$
Criterio	1.00	0.91	0.31	0.55	0.00	0.37	0.31	0.64

z-Value = 0.021

Tabla 23. Estimación de población según modelo sugerido por CAPTURE, Error Estándar e Intervalos de Confianza para el Segundo Periodo de Muestreo Comparativo.

Modelo	Población estimada	Error Estándar	P-hat (Prob. De captura)	Intervalos de Confianza (95%)
M(o)	12	0.22	0.1169	12 a 17

Tabla 24. Promedio de Máximas Distancias Recorridas (MMDM) en Km. y Buffer resultante para el Primer Periodo Comparativo de muestreo. Los ceros no se incluyen en el promedio.

Individuo	Sexo	MDM (Km)
2	F	1.168
3	M	0
5	M	0.914
7	F	0
11	F	0
14	F	0.743
17	M	0
18		0
20	M	1.251
24	M	0
25	M	1.424
28	M	0
30	M	0
TOTAL		5.500
PROMEDIO		1.100
BUFFER		0.550

Tabla 25. Promedio de Máximas Distancias Recorridas (MMDM) en Km. y Buffer resultante para el Segundo Periodo Comparativo de muestreo. Los ceros no se incluyen en el promedio.

Individuo	Sexo	MDM (Km)
1	F	2.2816
2	M	0
3	M	1.926
4	F	0
5	F	0
7	F	0
8	M	0
9		0
10	M	0
11	M	1.165
13	M	0.668
14	M	0.743
TOTAL		7.218
PROMEDIO		1.443
BUFFER		0.721

Tabla 26. Densidades (Individuos /100 Km²) obtenidas con la técnica del PMC y Buffer Individual para los periodos comparativos de muestreo.

Metodología	Área Total Muestreada (Km ²)	Población Estimada por CAPTURE	Buffer (Km)	Densidad (Ind/100Km ²)
Polígono Mínimo Convexo (Primer Periodo)	15,2	15 ± 2,83	0,55	98
Polígono Mínimo Convexo (Segundo Periodo)	17	12 ± 0,22	0,721	70,5
Buffer Individual (Primer Periodo)	11,28	15 ± 2,83	0,55	132
Buffer Individual (Segundo Periodo)	13	12 ± 0,22	0,721	92

Tabla 26. Densidades comparativas (Individuos /100 Km²) obtenidas con la técnica del PMC y Buffer Individual para los periodos extensos y comparativos de muestreo.

Metodología	Tiempo (meses)	Área Total Muestreada (Km ²)	Población Estimada por CAPTURE	Buffer (Km)	Densidad (Ind/100Km ²)
PMC (1er Periodo)	49	25,3	35 ±1.5211	1,144	138
PMC (2do Periodo)	13	18,6	19 ±3.0351	0,817	102
PMC (1er Periodo Comparativo)	3	15,2	15 ± 2,83	0,55	98
PMC (2do Periodo Comparativo)	3	17	12 ± 0,22	0,721	70,5
Buffer Individual (1er Periodo)	49	23,4	35 ±1.5211	1,144	149
Buffer Individual (2do Periodo)	13	15,09	19 ±3.0351	0,817	125
Buffer Individual (1er Periodo Comparativo)	3	11,28	15 ± 2,83	0,55	132
Buffer Individual (2do Periodo Comparativo)	3	13	12 ± 0,22	0,721	92

Tabla 27. Diferencias entre áreas muestreadas totales (Km²) entre periodos y técnicas.

Periodo	PMC Km ²	Buffer Individual Km ²	Diferencia Km ²
Primer Periodo Largo	25,3	23,4	1,9
Primer Periodo Comparativo	15,2	11,28	3,92
Segundo Periodo	18,6	15,09	3,51
Segundo Periodo Comparativo	17	13	4

BIBLIOGRAFIA

ASPINALL, R.J., BURTON, G. & L. LANDENBURGER, 2007. Mapping and Modeling Wildlife Species Distribution for Biodiversity Management. Documento Pdf.

BASS, M.S., FINER, M., JENKINS, C.N., KREFT, H., CISNEROS, D.F., MCCracken, S.F., PITMAN, N.C.A., ENGLISH, P.H., SWING, K., VILLA, G., DI FIORE, A., VOIGT, C.C., KUNZ, T.H.. 2010. Global conservation significance of Ecuador's Yasuní National Park. PLoS ONE 5(1): e8767.

BERMEJO DOMÍNGUEZ, J.A., PÉREZ DE PAZ, P.L., & DEL ARCO AGUILAR, M.J., 2005. Aplicación De Los Sistemas De Información Geográfica (Sig) En El Análisis Predictivo De Flora En Peligro De Extinción: *Lotus eremiticus*. Santos (Isla de La Palma - Islas Canarias) Memorias del XI Congreso Nacional de Teledetección, España.

BLAKE, J., MOSQUERA, D., GUERRA, J., ROMO, D., 2010. New locality records and the first photographs of living *Echimys saturnus* (dark tree rat, Echimyidae) from eastern Ecuador. Ecotropica 16: 141-144

BLAKE, J., MOSQUERA, D., GUERRA, J., LOISELLE, B., ROMO, D. & KELLY SWING, 2010. Mineral Licks as Diversity Hotspots in Lowland Forest of Eastern Ecuador Diversity 2011, 3, 217-234.

BLAKE, J., GUERRA, J., MOSQUERA, D., TORRES, R. & DAVID ROMO, 2010. Use of Mineral Licks by White-Bellied Spider Monkeys (*Ateles belzebuth*) and Red Howler Monkeys (*Alouatta seniculus*) in Eastern Ecuador International Journal of Primatology, 31:471–483.

BOWKETT , A. E., ROVERO, F. MARSHALL A.R., 2007 .The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania, African Journal of Ecology. Journal compilation.

BURNHAM, K; WHITE; G; ANDERSON, D. 1995. Model Selection Strategy In The Analysis Of Capture Recapture Data. Biometrics 51(3):888-898

CARBONELL TORRES, FABRICIO & JAIRO GONZALEZ ZUÑIGA, 2000. Análisis Ecológico Para La Determinación Del Hábitat Actual Y Potencial Del Tapir (*Tapirus Bairdii*) En El Parque Nacional Volcán Tenorio Y Zona Protectora Miravalles, ACA-SIG-INBio

CHAUHAN, D. S., HARIHAR, A., GOYAL S. P., QURESHI, Q., LAL, P. AND MATHUR, V. B. (2005). Estimating leopard population using camera traps in Sariska Tiger Reserve. Wildlife Institute of India, Dehra Dun, India. Pp. 23.

CLARK, D., MATHIEU, R., SEDDON, P. 2008. Geographic Information Systems in wildlife management. A case study using yellow-eyed penguin nest site data. DOC Research & Development Series 303. New Zealand Department of Conservation.

CRAWSHAW, P. G. 1995. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. PhD Dissertation, University of Florida, Gainesville, Florida, USA.

CAVALCANTI, S., GESE, E., 2009. Spatial ecology and social interactions of Jaguars (*Panthera onca*) in the southern pantanal, Brazil. *Journal of Mammology* 90(4):935–945

DI BITTETI, M.S., PAVIOLO, A., & 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

DILLON, A., 2005. Ocelot Density And Home Range In Belize, Central America: Camera-Trapping And Radio Telemetry. MSc Dissertation Virginia Polytechnic Institute and State University

DILLON, A. AND MARCELLA 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. AND MARCELLA J. KELLY, 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology* 275 (2008) 391–398

DOMINY, N. J. AND B. DUNCAN. 2001. GPS and GIS methods in an African rain forest: applications to tropical ecology and conservation. *Conservation Ecology* 5(2): 6. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss2/art6/>

EMMONS, L. H. 1988. A field study of ocelots in Peru. *Revue d'Ecologie de la Terra et la Vie* 43:133-157.

EMMONS, L.H., & F. FEER. 1997. Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. Second edition. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

GONZALEZ-MAYA, J.F. 2007. Densidad, uso de hábitat y presas del jaguar (*Panthera onca*) y el conflicto con humanos en la región de Talamanca, Costa Rica. Tesis. CATIE.

GONZÁLEZ-MAYA, J.; B.G. FINEGAN; J. SCHIPPER; F. CASANOVES. 2008. Densidad Absoluta Y Conservación Del Jaguar Y Sus Presas En La Región Talamanca Pacífico, Costa Rica . Serie Técnica No. 7: Apoyando los esfuerzos en el manejo y protección de la biodiversidad tropical. The Nature Conservancy. San José, Costa Rica. 49 pp.

HALLER , R. M. & S. IMFELD, 2004. Assessment Of Height Accuracy Of Dem For Species Habitat Analysis And Modelling. Disponible en: <http://www.itc.nl/ISSDQ2007/proceedings/Session%204%20Geo%20Information%20Theory/paper%20haller.pdf>

HENSCHER, P.; RAY, J. 2003. Leopards in African rainforests: Survey and monitoring techniques. New York, Wildlife Conservation Society, 50 p.

HEILBRUN, R.D., SILVY, N.J., PETERSON, N.J., TEWES, M.E. 2006. Estimating Bobcat Abundance Using Automatically Triggered Cámeras. *Wildlife Society Bulletin*, 34:69-73.

JACKSON, VICTORIA L. 2002. Use Of Gis And Remote Sensing Technologies To Study Habitat Requirements Of Ocelots, *Leopardus Pardalis*, In South Texas. Dissertation University Of North Texas

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., AND J. D. NICHOLS. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852–2862.

KARANTH, K. U., AND J. D. NICHOLS, 2002. Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia. Centre for Wildlife Studies. Bangalore, IN. 293 p.

KREMEN, C., LEES, D., RAZAFIMAHATRATA, V., Raharitsimba, H. 2001. Designing a new national park in Madagascar: The use of biodiversity data. Pp. 400-428 en W. Weber, L.J.T. White, A. Vedder, and L. Naughton-Treves, eds., *African rain forest ecology and conservation*. Yale University Press, New Haven.

KELLY, M. J. 2001. Computer-aided photograph matching in studies using individual identification: an example from Serengeti cheetahs. *Journal of Mammalogy* 82:440–449.

MAFFEI, L., CUÉLLAR, E. & NOSS, A. 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., CUELLAR, E., NOSS, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-lyá National Park. *J. Zool. Lond.* 262:195-304

MAFFEI, L., NOSS, A., CUELLAR, E., RUMIZ, D., 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*. 21:1-6

MAFFEI, L., AND A.J. NOSS., 2007. How Small is too Small? Camera Trap Survey Areas and Density Estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica*.

MARTORELLO, D. A., T. H. EASON, AND M. R. PELTON. 2001. A sighting technique using cameras to estimate population size of black bears. *Wildlife Society Bulletin* 29:560–567.

MARQUINEZ, J., GARCIA, P., NAVES, J., RUANO, A., Año Desconocido. Aplicación de un Sistema de Información Geográfica (SIG) a la Metodología de Análisis de la calidad del

Hábitat para el Oso Pardo en la Cordillera Cantábrica. Ministerio de Medio Ambiente de España.

MCKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & J. HINES., 2006. Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. Elsevier Academic Press. 324 pp.

MICHALSKI, F. & CARLOS A. PERES, 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia *Biological Conservation* 124 (2005) 383–396

MOLINA, ADRIANA M. & BARROS, JUAN F., 2005. Aplicación De Los SIG Para La Evaluación Del Estado De Conservación Del Hábitat Del Paujil De Pico Azul Crax Alberti (Aves: Cracidae) En El Nororiente De Antioquia, Colombia *Revista Eia*, Issn 1794-1237 Número 3 P. 95-105

MONROY-VILCHIS, O., ZARCO-GONZÁLEZ, M.M., RODRÍGUEZ-SOTO, C., SORIA-DÍAZ, L. & VICENTE URIOS, 2011 Fototrampeo De Mamíferos En La Sierra Nanchititla, México: Abundancia Relativa Y Patrón De Actividad. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 59 (1): 373-383.

MOREIRA MUÑOZ, ANDRES, 1996. Los Sistemas de Información Geográfica y sus aplicaciones en la conservación de la diversidad biológica. *Revista Ambiente y Desarrollo, Chile. VOL XII- N° 2*, pp 80 – 86

NACKONEY, JANET R. (Año Desconocido) Using Gis Tomodel Resource Selection And Habitat Suitability Of The African Forest Elephant In The Congo Basin. University of Maryland

NATIONAL WILDLIFE FEDERATION, Año desconocido. Ocelot, A Rare Cat. Serie Keep The Wild Alive. NWF, Virginia.

NOSS, REED F., QUIGLEY, HOWARD B., HORNOCKER, MAURICE G., MERRIL, TROY & PAQUET, PAUL C., 1996. Conservation Biology and Carnivore Conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, Vol 10. No 4. 949-963.

NOWELL, KRISTIN & PETER JACKSON, Editors, 1996. Wild Cats: Status Survey and Conservation Action Plan. UICN/SSC Cat Specialist Group. UICN

OTIS, D; BURNHAM, K; WHITE, G; ANDERSON, D. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.

O'CONNELL, A., NICHOLS, J.D., KARANTH, K.U., 2011. Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analyses. Springer.

RABINOWITZ, A., & ZELLER, K.A., 2010. A Range-wide Model of Landscape Connectivity and Conservation for the Jaguar. *Biological Conservation*, 143 (2010) 939-945

REXSTAD, E., BURNHAM, K. 1992. User's Guide For Interactive Program CAPTURE. Abundance Estimation Of Closed Animal Populations. Colorado State University. Colorado, US. 30 p.

RIOS-UZEDA, B., GOMEZ, H., WALLACE, R., 2007. A preliminary density estimate for Andean bear using camera-trapping methods. *Ursus* 18(1):124–128

RODRIGUEZ, F. & TJITTE DE VRIES, 1994. Área De Vida, Hábitos Alimenticios y Preferencias de Hábitat De Los Ocelotes (*Felis Pardalis*) En La Reserva De Producción Faunística Cuyabeno. *Revista De La Pontificia Universidad Católica Del Ecuador*. Año XXII, No. 58

RODRIGUEZ, F. & DE VRIES, TJITTE., 1994. Área de Vida, Hábitos Alimenticios y Preferencias de Hábitat de los Ocelotes (*Felis pardalis*) en la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno. *Revista de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador*. Año XXII, No. 58, p.p. 25

RUSSEF, G., HAWKINS, C. P. & O'NEILL, M. P. 1997 The Role of GIS in Selecting Sites for Riparian Restoration Based on Hydrology and Land Use. *Restoration Ecology* Vol. 5 No. 45, pp. 56-68

SILVER, S., 2004. Estimando la Abundancia de Jaguares Mediante Trampas-Cámara. *Wildlife Conservation Society*.

SILVER, S., OSTRO, L., MARSH, L., MAFFEI, L., NOSS., A; KELLY, M., WALLACE, R., GOMEZ, H., AYALA, G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38(2):1-7

SANDERSON, J. 2005. Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Initiative: Camera Photo trapping monitoring protocol. *Conservation International*. Washington, US. 13 p.

SEQUIN, E. S., M. M. JAEGER, P. F. BRUSSARD, AND R. H. BARRETT. 2003. Wariness of coyotes to camera traps relative to social status and territory boundaries. *Canadian Journal of Zoology* 81:2015–2025

SOISALO, M., CAVALCANTI, S. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radiotelemetry. *Biological Conservation* 129: 487–496

STANBURY, K. B., & R. M. STARR. 1999. Applications of Geographic Information Systems (GIS) to Habitat Assessment and Marine Resource Management. *Oceanologica Acta*: Vol. 22 No. 6:699-703.

STITH, B., KUMAR, N.S., 2002 Spatial distributions of tigers and prey: mapping and the use of GIS, en *Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies. Bangalore, IN. 293 p.

- SUNQUIST, M. E. AND F. C. SUNQUIST. 2002. Wild Cats of the World. Chicago: University of Chicago Press. 416 pp.
- TIRIRA, DIEGO., 2007. Guía de Campo de los Mamíferos del Ecuador. Ediciones Murciélago Blanco. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 6. Quito. 576 pp.
- TROLLE, M., KERRY, M., 2003. Estimation of Ocelot density in the pantanal using capture-recapture analysis of camera trapping data. *Journal of Mammology*. 84(2):607–614.
- TROLLE, M., KERRY, M., 2005 Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*. 69 (3-4).
- TROLLE, MOGENS, 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil *Biodiversity and Conservation* 12: 823–836.
- TROLLE, MOGENS, 2008. Brazilian Tapir Density in the Pantanal: A Comparison of Systematic Camera-Trapping and Line-Transect Surveys *Biotropica* 40(2): 211–217.
- VILAS BOAS GOULART, F., GRAIPEL, M.E., TORTATO, M.A., ROHLING GHIZONI-JR, I., RODRIGUES OLIVEIRA-SANTOS, L.G., CÁCERES, N.C., 2009. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 4(3):137-143.
- VOGIATZAKIS, I. N., 2003. GIS-based Modelling and Ecology: A Review of Tools and Methods. Geographical Paper No. 170. The University of Reading, Whiteknights.
- WALLACE, R.B., GOMEZ, H., AYALA, G., ESPINOZA, F., 2003. Camera Trapping for Jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoologia Neotropical* 10(1):133-139
- WEBER, W. & RABINOWITZ, A. 1996. A Global Perspective on Large Carnivore Conservation. *Conservation Biology*, Vol. 10, No 4., 1046-1054
- YU-CHIN, L., KURTIS, J.C.P., KAI YUEN, S., (Año desconocido) Using GIS for carnivores distribution mapping in fragmented landscape. Disponible en GISdevelopment.net.