



Universidad del Azuay
Facultad de Ciencia y Tecnología
Escuela de Biología del Medio Ambiente

IMPACTO DE CAZA SOBRE *Cuniculus paca* M.J.B. (GUANTA)
EN DIFERENTES TIPOS DE COBERTURA VEGETAL EN DOS
COMUNIDADES SHUAR DEL SUR – ORIENTE
ECUATORIANO

Trabajo de graduación previo a la obtención del título de
Bióloga del Medio Ambiente

Autora:

Johanna Elizabeth Romero Arias

Director:

Msc. Blgo. Juan Pablo Martínez

Cuenca, Ecuador

Junio 2010

DEDICATORIA

La conservación, el uso regulado de la fauna silvestre y las relaciones biológicas existentes, es por ellas la realización de muchas actividades en la vida. Este trabajo de investigación es una de mis actividades.

A mis abuelos por su dedicación, fuerza y el cariño necesario en todos estos años.

AGRADECIMIENTO

Estoy muy agradecida con todas las personas que compartieron mis ideas y todo este año de viajes e investigación.

Gracias a Nelson Tanchin, en Kiim, y Jaime Shariana, en Kushapuk, por la ayuda recibida en los muestreos de campo. Sin ellos los recorridos nocturnos no hubieran sido posibles. A sus familias por aceptarme en sus hogares y compartir los ratos libres. A los directivos de las dos comunidades don Rafael Sacarías y don Gonzalo Kayuk por su permiso y mediación con los habitantes del lugar. A toda la gente que muy amablemente saludaba y conversaba mientras caminábamos. Y a todos los buenos amigos que hice en Tiwintza, me faltaría papel para expresarles mi gratitud.

Quiero expresar mi agradecimiento al Blgo. Edwin Zárate, Blga. Estefanía Cevallos y el Ing. Omar Delgado por todo su apoyo y aliento durante el trabajo. A mi director de tesis, Blgo. Juan Pablo Martínez por sus frases tranquilizadoras en los momentos importantes. Al Blgo. Galo Zapata por su guía en la metodología de los índices de abundancia. A los biólogos Gonzalo Sotomayor y Fernando Cárdenas por sus acertadas ideas en el análisis. A la amable Rafaella Ansaloni.

Gracias también a los integrantes del Plan de Manejo Integral de la microcuenca del río Kushapuk de la Universidad del Azuay por el espacio y apoyo otorgado dentro del proyecto.

Por último y no menos importantes, mi familia y mis amigos. Inmensa gratitud para con mis padres, tíos, primos y hermanos porque tuvieron que entenderme tanto tiempo. Al recuerdo de mis abuelos, siempre constante, y a la única luz que me queda: mi abuelito Abelardo. Gracias amigos por sus risas, sus locuras y seriedades, por su confianza y ayuda; ustedes se reconocen, son sus cualidades.

Compartir una nueva cultura, un ritmo de vida diferente, un aire más liviano y tranquilo. Recorrer senderos de hojas secas, de tierra lodosa, de encuentros con animales. De compartir el día con alguien que conoce las fortalezas de la naturaleza, que enseña lo curioso del bosque. Un lugar de clima cambiante, de lluvias fuertes y débiles, de temperamentos variables como tormentas y lloviznas pero que al final un gran sol caliente.

Es el recuerdo de la convivencia con los shuar, mestizos y la naturaleza de Tiwintza, algo que se convierte en experiencia de vida y que no sólo tiene sentido profesional.

Shuara, matsamtairi, mayairi ti shir. Jintia nuka kaaku tepetniurnum, tsakusnum, yajasmajai inkiukamu. Aents kampunniun nekajai wekasamu. Yutut chiwiat, nantush ti sukukratu amunan. Shuarjai apachjai tiwintza nunken, pénker takat najanamu. Pujutairi nekáamu

RESUMEN

Los procesos de cambio y la importancia alimenticia de guantas en comunidades shuar motivaron este trabajo, en el que se determinó el impacto de caza, cosecha sostenible, abundancia relativa y se consultó las prácticas actuales de caza. Se usó el método de producción de Robinson y Redford, y el índice de abundancia relativa basado en km recorridos (IAR).

La cosecha actual de guantas es el doble de lo sostenible, la abundancia varía de 0,74 a 2,20 n°/km recorrido según la proporción vegetal leñosa en cada sendero. El IAR y el modelo de clasificación generado pueden servir en nuevas repeticiones y monitoreo.

ABSTRACT

The present work was aimed on the importance of guantas as feed resource in Shuar communities. The hunting impact was determined, as well as the relative abundance and sustainable harvest of this animal. The current hunting practices in these communities were investigated. The production method by Robinson and Redford was determined, and related to the relative abundance index, based on the length of a path, measured, in kilometers (RAI).

The abundance of *C. paca* varies from 0,74 to 2,20 n°/km according to the amount of woody vegetation in the paths evaluated. The current harvest of *C. paca* doubles the sustainable recommendations. The classification model performed in this work and the interpretation of RAI index are recommended in new studies focused on the monitoring of animal species.

ENENTAI JURMA

JIMIARA IRUTKAMU SHUARNUM KASHAI TI SHIR YATAI ASAMTAI
NUNA ISAN TAKATAN NAJANAMJAI, TI EMMA AKUI, YURUMAK AAKUI,
ITIRURAK EMIN AINIA. ROBINSUNJAI REDFORD, ITIURÁ PAMPAIN
AINIA TUSAN KIIMI NUNKEN WEKASA ISMAMJAI.

KASHAINT SHUAR TÍI MAINIAWAI, PENKE KASHAI AAMUKI WENAWAI
TURA NUMIRISH ATSUINIAWAI. IAR TURA CHIKICH TAKAT NAJÁNAM
ATAKSHA PÉNKER AMINIATI.

Índice de Contenido

Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Resumen	v
Abstract	vi
Enentai jurma	vii
Índice de Contenido	viii
Índice de Anexos.....	ix
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1: METODOLOGÍA.....	4
1.1 Descripción del área de estudio.....	4
1.2 Componente humano.....	5
1.3 Colección de datos en campo	6
1.3.1 Prácticas de caza.....	6
1.3.2 Registro de animales cazados	6
1.3.3 Transectos lineales.....	7
1.4 Análisis de datos.....	8
CAPÍTULO 2: RESULTADOS	11
2.1 Prácticas actuales de caza.....	11
2.2 Cosecha Actual.....	12
2.3 Producción, Cosecha Potencial e Impacto de caza.....	12
2.4 Abundancia relativa.....	13
CAPÍTULO 3: DISCUSIÓN	20
CONCLUSIONES.....	25
BIBLIOGRAFÍA.....	27
ANEXOS	34

Índice de Anexos

Anexo 1: Mapa de ubicación del área de estudio.....	34
Anexo 2: Esquema de las fichas de caza.....	35
Anexo 3: Polígonos de área de caza para las comunidades Kushapuk y Kiim.....	36
Anexo 4: Mapa y fotografías de las líneas de muestreo en Kushapuk y Kiim	37
Anexo 5: Sistematización de las variables registradas.....	40
Anexo 6: Densidad relativa en transectos con condiciones óptimas favorables.....	41
Anexo 7: Huellas y rastros observados en Kushapuk y Kiim.....	42
Anexo 8: Matriz de correlación de las variables y probabilidades obtenidas en la regresión múltiple.....	43
Anexo 9: Ubicación espacial de los rastros encontrados en sendero de bosque, Kush1	44
Anexo 10: Ubicación espacial de los rastros encontrados en los senderos mixtos de Kushapuk	45
Anexo 11: Ubicación espacial de los rastros encontrados en los senderos de área de caza en Kiim.....	46
Anexo 12: Ubicación espacial de los rastros encontrados en los senderos de huertas en Kiim.....	47
Anexo 13: Ubicación espacial de los rastros encontrados en sendero de bosque en Kiim	48
Anexo 14: Ejemplo de fichas digitales de huellas	49
Anexo 15: Animales observados.....	50

Johanna Elizabeth Romero Arias

Trabajo de Graduación

Director: Msc. Blgo. Juan Pablo Martínez

Junio 2010

**IMPACTO DE CAZA SOBRE *Cuniculus paca* M.J.B. (GUANTA) EN
DIFERENTES TIPOS DE COBERTURA VEGETAL EN DOS
COMUNIDADES SHUAR DEL SUR – ORIENTE ECUATORIANO**

INTRODUCCIÓN

Las poblaciones animales son sometidas a grandes presiones debido a la cacería, comercialización (carne, piel, plumaje) y al tráfico ilegal como mascotas y ejemplares de colección (Fitzgibbon *et al.*, 2000; Rodas *et al.*, 2007). Es evidente la gran interrelación entre fauna y humanidad, y aún más en los países tropicales pues su bienestar social y económico depende del manejo de la vida silvestre y otros recursos naturales (Bennett y Robinson, 2000; Stearman, 2000, Secretaría pro Tempore de TCA, 1999).

La mayoría de las publicaciones etnozoológicas y conservacionistas son realizadas en bosques tropicales africanos y amazónicos, en donde los mamíferos son los más cazados (Robinson y Redford, 1991; Muchaal y Ngandjui, 1999; Tejada *et al.*, 2006; Carpaneto *et al.*, 2007). En estos bosques, se asientan poblaciones humanas que usan a los animales principalmente para alimentación; mas las múltiples necesidades de la gente han hecho que la venta de especies silvestres sea un medio de subsistencia actual (Fitzgibbon *et al.*, 2000). África y América Latina son un ejemplo, los habitantes de sus bosques consumen más de 5 millones de toneladas de carne al año, siendo los africanos quienes usan 4.9 millones de toneladas (Fa *et al.*, 2002). Así, en al menos 62 países, la vida silvestre constituye un mínimo del 20% de la proteína animal en la dieta de las poblaciones rurales (Bennett y Robinson, 2000), este porcentaje es inversamente proporcional al precio de la carne de monte en los sectores cercanos a la caza (Wilkie y Godoy, 2001; Wilkie *et al.*, 2005).

Ciertos grupos étnicos de la amazonia cazan entre 20.9 hasta 36.3 animales/cazador/año (Bennet y Robinson, 2000; Hill y Padwe, 2000; Mena *et al.*, 2000). Estos niveles de caza producen impactos dramáticos en las poblaciones de animales silvestres como la defaunación en los bosques tropicales que disminuye la funcionalidad ecológica de ciertas especies, por ejemplo, los roedores dispersores de semillas; se afectaría la estructura y la dinámica del ecosistema bosque (Vargas, 2008).

Investigaciones en comunidades indígenas amazónicas de Perú, Ecuador, Bolivia y Brasil demuestran la sobre explotación de mamíferos, entre ellos algunas especies de primates, ungulados y roedores; esto puede deberse al disturbio causado por la intervención humana, cambio en el uso de suelo y a la modificación del proceso mismo de cacería: ya no se utilizan armas y trampas ancestrales, sino armas de fuego (Mena *et al.*, 2000; Fitzgibbon *et al.*, 2000; Zapata, 2001; Peres, 2000; Escobedo *et al.*, 2004; Laurance *et al.*, 2006). Si a este conjunto de factores se agrega el aumento poblacional humano a escala geométrica, la sostenibilidad de caza se ve afectada y muchas de las especies con valor económico disminuidas (Aquino y Calle, 2003; Zapata *et al.*, 2006a; Aquino *et al.*, 2007a,b).

En la amazonia ecuatoriana, el uso de la fauna silvestre ha sido documentado en base a investigaciones desarrolladas en territorios indígenas, entre ellos, Kichwa, Huaorani, Cofán, Achuar y Shuar; el medio de obtención es la cacería y su uso más importante, la alimentación (Mena – Valenzuela, 1998; Mena *et al.*, 2000; Zapata, 2001; Zapata *et al.*, 2004). Entre los animales de caza están monos, pavas, venados, grandes y medianos roedores, cerdos de monte, armadillos; los más grandes como tapires son los que más biomasa proveen pero su constante caza ha disminuido sus poblaciones y afectado su estado de conservación (Secretaría pro Tempore de TCA, 1999). El aporte de biomasa para alimentación varía entre 8000 y 1000 kg por comunidad, que disminuye según la disposición de las especies y los años. En estos días, los mamíferos más cazados son venados, grandes y medianos roedores, cerdos de monte y armadillos. Este es el caso de comunidades Kichwas y Huaorani en el nororiente ecuatoriano (Freire, 1997; Mena *et al.*, 2000; Zapata, 2001; Cueva *et al.*, 2004) que han sido muy estudiadas en las últimas dos décadas. No se descarta que suceda lo mismo en comunidades de otras etnias.

La etnia Shuar es la más grande y mejor organizada de la amazonia, ocupa las provincias de Pastaza, Morona Santiago y Zamora Chinchipe. Los shuar son habitantes legendarios y en la actualidad sufren una fuerte presión intervencionista (minería, ganadería y otros); los nativos han tenido que adaptarse al estilo de vida occidental pero a pesar de esto, no han perdido su cosmogonía (Moya, 2000). Su cultura es muy conocida gracias a los estudios antropológicos realizados; sin embargo, de sus patrones de uso de la vida silvestre no se puede decir lo mismo (Zapata *et al.*, 2009).

Un caso específico es el de los pobladores shuar de Kiim y Kushapuk en el sur oriente, donde el contacto directo con los colonos ha modificado su estilo de vida, su desarrollo socio – económico, incluyéndolos en actividades productivas de las ciudades más cercanas, y alterando las propias. Es así que la cacería de subsistencia se realiza en días festivos y la cacería comercial se ha convertido en una fuente extra de dinero para solventar las necesidades familiares. Se desconoce el estado de la vida silvestre en su territorio y existe la inquietud entre los nativos por la desaparición de especies potenciales de caza, tienen que ir muy lejos para encontrar un tapir y animales grandes. Por ello han optado por cazar animales medianos como guantas, armadillos y sajinos que a menudo se encuentran en las cercanías de las comunidades a pesar de la fragmentación de los bosques y la perturbación ocasionada por actividades humanas.

Es frecuente la caza de guanta o káshai, como la llaman los nativos, un roedor grande muy apetecido por su carne y grasa de buen sabor; probablemente se deba a su dieta basada en frutas, moluscos pequeños (churos) y otros invertebrados, además de ser muy limpia; esto lo dicen los consumidores y ratificado por la historia natural de la especie.

Con estos antecedentes se consideró importante determinar el impacto de caza sobre guantas (*Cuniculus paca*) en las dos comunidades considerando su presión de caza y densidad relativa; establecer las prácticas de caza y calcular su cosecha anual sostenible. Además estimar su abundancia en distintos tipos de cobertura vegetal e intensidad de caza y correlacionarlos.

CAPITULO 1

METODOLOGÍA

La colección de datos en esta investigación se realizó en 55 días de campo, desde el 06 de junio del 2009 hasta el 05 de febrero del 2010, durante la estación seca. Se recorrieron 10 transectos dentro de los territorios de dos comunidades shuar, provincia de Morona Santiago, al sur-oriente ecuatoriano.

1.1 Descripción del área de estudio

Los territorios de las comunidades Kushapuk y Kiim son parte de la microcuenca del río Kushapuk, del cantón Tiwintza que limita al Norte con los cantones de Morona y Logroño; al Sur con Perú; al este con el cantón Taisha y Perú, y al oeste con los cantones Santiago de Méndez y Limón Indanza (Anexo 1). Esta zona está ubicada al norte del río Santiago y es atravesada por la cordillera del Kutukú que además atraviesa de norte a sur la provincia de Morona Santiago.

El área de estudio abarcó cuatro unidades de la microcuenca que suman 33,71 km² a 5 km de la cabecera cantonal, Santiago. Cuenta con un clima cálido – húmedo, propio de la selva tropical amazónica. En general, las lluvias son abundantes y se incrementan levemente en los meses de marzo a junio; según registros de la estación hidrológica Santiago desde 1979 a 1992, la precipitación media anual es 3749 mm y la temperatura puede variar entre 20 y 36°C. En lo que se refiere a edafología, los suelos son Inceptisoles, pocos profundos, medianamente desarrollados (IERSE-UDA, Plan de Manejo Integral de la microcuenca del río Kushapuk, 2010).

La zona se clasifica como bosque siempre verde de tierras bajas o bosque húmedo tropical de la Amazonía de Ecuador que en el sitio va desde los 230 hasta los 1250 m

s.n.m con vegetación natural y lugares convertidos en pastos y cultivos (Palacios, 1999). En la clasificación zoogeográfica, la zona se halla en la provincia amazónica, en el piso Tropical Oriental (TE) entre los 0 a 800 y 1000 m s.n.m (Albuja y Arcos, 2007).

La comunidad Kiim se ubica en la parte alta de la microcuenca rodeada de grandes extensiones de vegetación leñosa (bosques maduros y secundarios), cultivos y fincas con pequeña presencia de ganadería. La mayor parte del área de esta comunidad son terrenos irregulares con pendientes fuertes. Los suelos tienen textura arcillosa y baja materia orgánica debido al alto grado de mineralización; no son aptos para la agricultura. La comunidad de Kushapuk llega hasta la desembocadura del río del mismo nombre y el río Santiago al sur de la microcuenca, presenta sitios planos con pendientes débiles por lo que la vegetación propia ha cambiado por pasto; además cuenta con un básico ordenamiento territorial en el que las viviendas se ubican paralelas al camino de ingreso hacia la comunidad y terrenos destinados al ecoturismo y la tenencia de animales.

Cada comunidad posee un área de caza determinada por el tipo de cobertura y presencia de animales, por objeto de esta investigación se delimitó el área de caza según senderos frecuentados por los cazadores encuestados. Así, a la comunidad Kushapuk le corresponden 0,49 km² y para Kiim se estimó 2,06 km².

1.2 Componente humano

El pueblo shuar ha ocupado por mucho tiempo la parte suroccidental de la amazonia ecuatoriana. Las comunidades estudiadas son denominadas como pueblos shuar fronterizos por su mayor contacto con los colonos (Moya, 2000), pues la presencia de la Misión Salesiana en 1958 condujo a la evangelización y por ende influyó en las costumbres, tradiciones, alimentación y vestimenta. Con esta nueva ideología fueron creadas las comunidades Kushapuk en 1975 y Kiim en 1982, cuyos pobladores tratan de conservar su cultura pese a la incidencia del modo de vida occidental (IERSE-UDA, Plan de Manejo Integral de la Microcuenca del río Kushapuk, 2010).

Kushapuk está formada por 42 familias que incluyen 250 personas en total, mientras Kiim está formada por 25 familias con un total de 120 personas. En los asentamientos se mantiene la tendencia de más mujeres que hombres (IERSE-UDA, Plan de Manejo Integral de la Microcuenca del río Kushapuk, 2010). Cada comunidad consta de un centro poblado formado por una escuela, una casa comunal, un centro de oración, un área de recreación y algunas casas alrededor; el resto de casas se encuentran dispersas por todo el territorio comunal. La subsistencia de estas comunidades se basa en la inclusión de los hombres en actividades productivas del cantón, y de las mujeres en la siembra y cosecha de productos agrícolas en sus huertas. La actividad comercial se limita a la venta de carne silvestre, frutos de la zona, algunos animales domésticos y en mínimas cantidades de madera, todos dirigidos al mercado local.

En el desarrollo de esta investigación se recibió el apoyo de toda la comunidad, especialmente sus directivos, quienes colaboraron en la colección de datos. Únicamente 3 familias de Kiim, que vivían lejos, no se incluyeron en la toma de datos.

1.3 Colección de datos en campo

1.3.1 Prácticas de caza

Se conversó con varios cazadores de las dos comunidades y posteriormente se registró una síntesis de sus técnicas y prácticas de cacería, además los colaboradores realizaron un censo y se pudo obtener una entrevista grabada con la información de todos los cazadores; el mismo proceso se realizó en Kushapuk y Kiim. Las entrevistas incluyeron aspectos como: periodos altos de caza, tiempo de esfuerzo, descripción del método usado, número de animales cazados por salida, materiales usados. Todos los datos basados en la especie en estudio.

1.3.2 Registro de animales cazados

Se coordinó con los directivos de cada comunidad y las familias más cercanas para elegir a la persona que me acompañaría en el trabajo de campo. Estas dos personas (una por comunidad) estaban a cargo de llenar las fichas de caza pues son

consideradas como “clave” por el gran carisma y amistad que mantienen con todos los pobladores de las comunidades. Las fichas de caza permitieron obtener información del lugar o sendero de caza, número de guantas cazadas, peso del individuo, si el uso era alimentación o comercial y, en el caso de ser comercializadas conocer el destino del animal (Anexo 2); éstas fueron llenadas cada mes, según la ocurrencia de los eventos de caza. Se estimó el área de caza mediante un polígono generado con la información geográfica de los senderos recorridos, información de los cazadores y de los datos de las fichas (Anexo 3).

1.3.3 Transectos lineales

Se establecieron 10 líneas según lugares, con condiciones adecuadas para la presencia de guantas, propuestos por los guías o visitados durante la caracterización de la cobertura vegetal; también, según áreas de caza determinadas por personas clave de las comunidades (Anexo 4). Las líneas de muestreo se dividieron en cuatro para Kushapuk y seis para Kiim. Se clasificaron así:

Cuadro 1. Clasificación de los transectos por comunidad

N° línea	Comunidad	
	Kushapuk	Kiim
1	Bosque	Bosque – área de caza
2	Finca – disturbio	Bosque – área de caza
3	Finca – área de caza	Bosque – área de caza
4	Bosque – protegido	Finca – disturbio
5		Finca – disturbio
6		Bosque – protegido

Fuente: Autora

Los transectos tenían entre 2 y 3,5 km de longitud debido a la pendiente y tipo de cobertura del terreno en ciertas zonas. Los transectos fueron marcados cada 50 m y recorridos a una velocidad promedio de 1,2 km/h como lo recomienda Rabinowitz (2003). En las 10 líneas de muestreo se colectó datos de abundancia y densidad, con cinco repeticiones cada una.

Los caminos diurnos permitieron estimar el índice de abundancia relativa basados en unidades de esfuerzo (Carrillo *et al.*, 2000; Rabinowitz, 2003; Oversluijs, 2003; Zapata *et al.*, 2006a,b). Se inició el recorrido desde las 8h00 hasta 15h00 y se buscó rastros de guantas en un ancho fijo de un metro. Se registró hora, tipo de rastro (huellas, madrigueras), sustrato, cobertura vegetal, posición geográfica, número de registro digital, distancia entre rastros, observaciones. Además, se catalogó cada rastro según la ubicación en áreas con algún tipo de disturbio y caza (Anexo 5).

Las caminatas nocturnas sirvieron para estimar la densidad relativa mediante el método de King, basado en la distancia animal – observador y longitud recorrida (Mena *et al.*, 2000; Peres, 2000; Rabinowitz, 2003; Zapata *et al.*, 2006a). Para ello, se anotó la hora, las coordenadas geográficas de avistamiento, altura, distancia observador – animal, descripción de micro hábitat. Se caminó desde las 18h00 hasta 23h00 dependiendo de la salida de luna, pues según la creencia nativa, las guantas tienen su máxima actividad pocas horas antes de la salida de luna. En el recorrido se utilizó una linterna halógena de 3000000 cd con punto fijo, usada periódicamente mientras se paraba a esperar y escuchar a la especie. En ciertas ocasiones se llegaba lo más pronto al punto más lejano del transecto y se esperaba a que anochezca para iniciar la caminata de observación.

Los datos geográficos fueron tomados con un GPS (Garmin etrex vista HCx), estos datos más el SIG de la microcuenca otorgado por el IERSE se introdujeron en un ordenador y fueron analizados con el programa ARCGIS 9.3.

1.4 Análisis de datos

Con los datos de las fichas se obtuvo la extracción anual de la especie, dividiendo el número de guantas cazadas entre el tiempo que duró el registro de caza (210 días) y multiplicando el resultado por el número de días en un año. La presión de caza se calculó dividiendo el resultado de la extracción anual entre el área de caza (km²) para cada comunidad. Para establecer las prácticas actuales de caza, se tabuló las entrevistas hechas a los cazadores tanto en conversaciones informales como en grabaciones y se realizó una síntesis de lo mencionado.

La abundancia relativa se estimó al dividir el número de rastros entre la longitud recorrida (km). En cambio la densidad relativa (Método de King) se estimó mediante la fórmula:

$$D = n / 2l\hat{a}$$

Donde, n = número de observaciones, l = longitud del transecto y \hat{a} = distancia animal-observador. Se estimó la densidad para los transectos de cobertura vegetal óptima y sin disturbio; estos se emplearon en el desarrollo del modelo de cosecha sostenible. El resto de transectos no fueron tomados en cuenta debido a los pocos registros obtenidos.

El modelo matemático de Robinson & Redford (1991) fue usado para el cálculo de la cosecha potencial, la sostenibilidad e impacto de la caza. Este modelo consiste en obtener una producción máxima sostenible ($P_{\text{máx}} = [0,60D * \lambda_{\text{máx}}] - 0,6D$), generada por una población silvestre en condiciones ambientales óptimas, y extraer de ésta un porcentaje como cosecha potencial que varía según la expectativa de vida de la especie en estudio. *Cuniculus paca* tiene una expectativa de vida larga pues su última reproducción ocurre pasado los 10 años; estos científicos sugieren extraer el 20% de la producción máxima anual, y determinan una tasa intrínseca de incremento natural ($r_{\text{máx}}$) y una tasa finita de incremento máximo ($\lambda_{\text{máx}}$) para la especie.

Para analizar los datos obtenidos en los recorridos diurnos se usó los programas estadísticos SCAN 1.1 (Software for Chemometric Analysis) (Todeschini, 1995) y SGWIN 5.1 (Statgraphics Plus) (Statistical Graphics Corp, 2000). Para conocer la relevancia de una variable sobre otra en los transectos estudiados y clasificarlos según las variables registradas se empleó el método CART (Classification And Regression Tree) desarrollado por Breiman, Freidman, Olshen y Stone en 1984. Es un método no paramétrico que usa fácilmente variables categóricas como numéricas, toma en consideración los “outliers” y su algoritmo base puede por sí solo identificar cual es la variable más significativa y eliminar el resto. Para relacionar las variables se aplicó regresiones múltiples, análisis multivariable y de componentes principales.

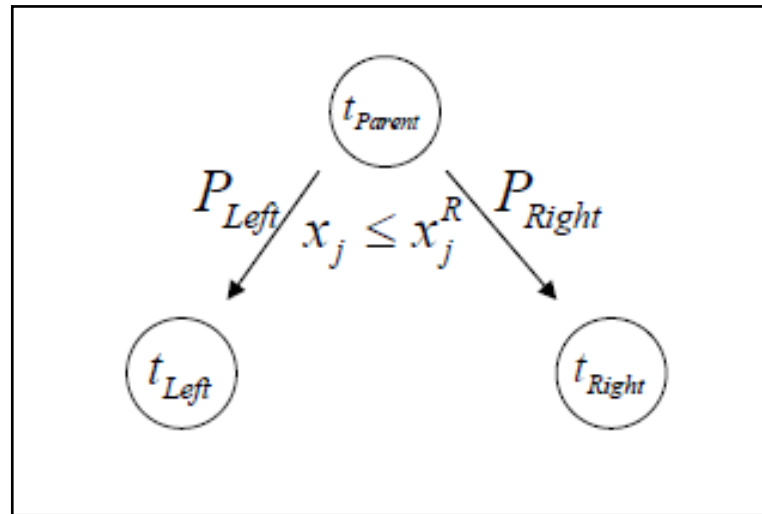


Fig. 1: Algoritmo de CART, tomado de Timofeev, 2004.

Donde tp = parent node; tl child left node; tr child right node; P_l probability of left node; P_r probability of right node; x_j^R best splitting value of variable x_j

CAPITULO 2

RESULTADOS

2.1 Prácticas actuales de caza

En referencia a las prácticas de caza, ambas comunidades usan la misma técnica en la actualidad; sin embargo, según testimonios muy pocas veces usan perros y hacen trampas. La época de cacería más alta se da entre los meses de febrero a mayo cuando los árboles florecen y el clima es más lluvioso.

El método utilizado es la espera en tarima. Para ello, primero ubican el sector que frecuentan las guantas mediante observaciones de huellas o cebas (árboles con frutos, cultivos de plátanos, oritos caídos que son apetecidos por la especie) que descubren determinadamente o al azar mientras realizan sus tareas diarias en el bosque o en la huerta. Luego construyen una tarima usando bejucos y palos, a más o menos 2,5 m de altura en un árbol cercano a la ceba.

Los cazadores escogen las noches de oscuridad para salir, que depende de la hora de salida de luna y el cielo despejado, ellos dicen que es mejor que sea una noche muy oscura y que la luna salga tipo 22h00 a 23h00 pues las guantas son más activas y llegan a las cebas justo momentos antes de que salga la luna. Utilizan una linterna y una carabina con dos o tres cartuchos, un cartucho cuesta entre USD \$ 0,80 y USD \$ 1,00. Ellos pueden cazar entre cuatro o cinco individuos, todo depende de cuanto estén dispuestos a esperar.

Otra modalidad es esperar dentro de una cerca construida con hojas de palma alrededor del árbol ceba. Los cazadores tienen que estar en silencio y sin moverse. La caza con perros ya no es muy utilizada ya que es más trabajoso y en las comunidades ya no se entrenan perros para esta actividad. Cuando encuentran

señales de guantas dentro de un hueco, lo que hacen es tapar todas las salidas para en la noche ir a cazarla.

2.2 Cosecha Actual

La extracción anual de guantas para ambas comunidades se calculó en 16 animales, es decir 141,9 kg en biomasa. Entre comunidades se encontró una evidente diferencia en la extracción anual, los cazadores de Kushapuk extraen 85,7% menos que en Kiim. La presión de caza o cosecha se calculó en 3,55 n°/km² y 6,75 n°/km² para Kushapuk y Kiim, respectivamente. Los lugares de caza usados por los nativos son bosques cercanos, entre 3 y 5 km desde el centro comunitario; matrices de fragmentación vegetal, fincas compuestas en su mayoría por parches de bosque y pocos cultivos.

2.3 Producción, Cosecha Potencial e Impacto de caza

Con el modelo de Robinson y Redford (1991) se calculó la producción máxima sostenible, es decir una estimación potencial. En esta investigación se estimó la densidad relativa y fue usada como densidad actual en cada comunidad (Anexo 6).

Cuadro 2. Producción potencial calculada para las dos comunidades

comunidad	masa corporal [¥] (kg)	D actual [¥]	D esperada*	r máx*	λ máx*	P *	P [¥] (n°/km ²)	P [¥] (Kg/km ²)
Kushpuk	8	16,42	11,49	0,67	1,95	6,55	9,36	74,88
Kiim	8	28,26					16,11	128,87

D= densidad (n°/km²), r máx = tasa intrínseca de crecimiento, λ máx = tasa finita de crecimiento, P = producción potencial. * Tomado de Robinson & Redford, 1991; ¥ resultados del presente proyecto.

Fuente: Autora

En el siguiente cuadro se muestra el cálculo de la cosecha potencial a partir del factor de extracción (f) de la producción máxima. Se compara los resultados de esta investigación y los desarrollados por Robinson y Redford en 1991.

Cuadro 3. Sustentabilidad de la cacería en las dos comunidades

comunidad	P* (n°/km ²)	P [¥] (n°/km ²)	ω (año)	f	cosecha potencial* (n°/km ²)	cosecha potencial [¥] (n°/km ²)	cosecha actual [¥]	caza sostenible
Kushapuk	6,55	9,36	12	20%	1,31	1,87	3,55	no
Kiim		16,11				3,22	6,75	no

P = producción potencial. * Tomado de Robinson & Redford, 1991; ¥ resultados del presente proyecto; ω edad de la última reproducción de *Cuniculus paca*; f factor de extracción para animales de vida larga, según Robinson & Redford, 1991.

Fuente: Autora

La sobrecaza de guantas en las dos comunidades es evidente al comparar la cosecha potencial y la cosecha actual. Estas comunidades cazan más del 100% de la cosecha establecida (Kushapuk, 1,90; Kiim, 2,10 veces más). El impacto de caza que sufre *Cuniculus paca* es indiscutible.

2.4 Abundancia relativa

Se colectaron 176 rastros en cinco repeticiones de muestreo con 158,35 km recorridos en las dos comunidades (Anexos 9-13). El promedio de esfuerzo de observación, los km necesarios para poder encontrar un espécimen, se estimó en 4,50 km (Anexo 7).

Se calculó el índice de abundancia relativa para transectos y comunidades. Entre comunidades no existe diferencia significativa pues Kushapuk obtuvo un índice de 1,10 n°/km recorrido y Kiim obtuvo 1,36 n°/km recorrido; el esfuerzo de observación fue 4,33 km en Kiim y 0,63 km más en Kushapuk. Entre senderos, el índice varía relativamente en cada muestreo, siendo el periodo junio – julio y agosto los que mostraron mayor abundancia. El sendero Kiim6, el más lejos, cerca de una cueva de

Steatornis caripensis mantuvo un promedio constante en abundancia y encuentros; se halló muchas conchas de caracoles acuáticos en las orillas de los ríos y se presencié a un espécimen de *Cuniculus paca* alimentándose de estos caracoles.

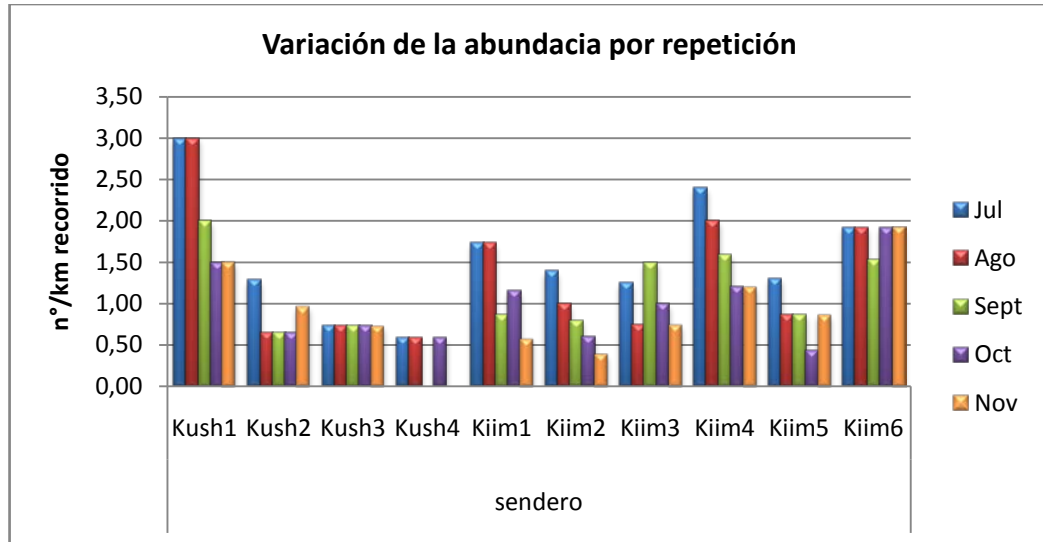


Fig. 2: Variación del Índice de Abundancia relativa de *Cuniculus paca* en los periodos muestreados.

Fuente: Autora

El índice de abundancia y la proporción de cobertura vegetal tienen relación pues los senderos con menos vegetación leñosa son los de menor índice. Varios senderos están compuestos de una matriz de vegetación fragmentada en donde la proporción de matrices de cultivos o silvopasturas aumenta pero se disminuye el valor del índice. Estos resultados aclaran la preferencia de hábitat de *Cuniculus paca*; esta especie necesita de lugares con cobertura leñosa (bosque maduro y en regeneración) que funcionen como fuente de alimentos y refugio; y utilizan los lugares abiertos y silvopasturas como vías de conexión con áreas de vegetación leñosa.

La proporción vegetal expuesta en el Cuadro 4 significa, por ejemplo, el sendero Kush1 posee el 50% de vegetación leñosa, 25% de silvopasturas y 25% de suelo descubierto – cultivos.

Cuadro 4. Abundancia y cobertura por transectos de cada comunidad

Sendero	abundancia	proporción de cobertura vegetal
kush1	2,20	0,50 vl; 0,25 sp; 0,25 sd
kush2	0,84	1,00 sp
kush3	0,74	1,00 sp
kush4	0,35	0,30 sp; 0,70 sd
kiim1	1,22	1,00 vl
kiim2	0,84	1,00 vl
kiim3	1,05	1,00 vl
kiim4	1,68	0,20 vl; 0,80 sp
kiim5	0,87	0,30 vl; 0,70 sp
kiim6	1,85	1,00 vl

Kush = Comunidad Kushapuk; Kiim = comunidad Kiim; vl = vegetación leñosa; sp = silvopasturas; sd = suelo descubierto y cultivos.

Fuente: Autora

En el análisis de regresión múltiple se tomó la abundancia como variable dependiente; el área de disturbio y cobertura general no fueron significativas para una nivel de confianza de 95%, el resto de variables presentaron correlación con la abundancia. Se debe aclarar que la variabilidad en la abundancia fue del 13,92% y la desviación típica de los residuos fue 0,63. Estos dos últimos datos mostraron cierta robustez en los cálculos. En el anexo 8 se muestra la matriz de correlación de las variables y el valor de las probabilidades obtenidas.

El índice de abundancia en los senderos de caza varió entre 0,84 y 1,22 (n°/km recorrido), estos datos son menores en comparación con los senderos de bosque y huerta sugiriendo una parcial relación inversa entre las variables: área de caza y abundancia. Sin embargo, la estadística no ratifica esta relación pues la desviación de los residuos es alta.

Se aplicó el método CART con un error validado de 0,11. Se estableció la categoría “clase” basada en conocimientos teóricos de la zona y según los 10 senderos usados en la colección de datos. Se obtuvo como resultados el árbol de clasificación, el perfil de modelo de selección y la gráfica de asignación de clases.

Las variables más destacables para los senderos de la comunidad Kushapuk fueron pendiente, el tipo de sustrato y abundancia pues el conjunto de senderos se dividieron en dos grupos (Kush1 y Kush2, 3, 4) y tan solo el sendero 1 promedió pendientes regulares e irregulares, terreno areno – arcilloso, menor disturbio y la más alta abundancia para esta comunidad. El otro grupo poseen pendientes débiles, suaves y baja abundancia.

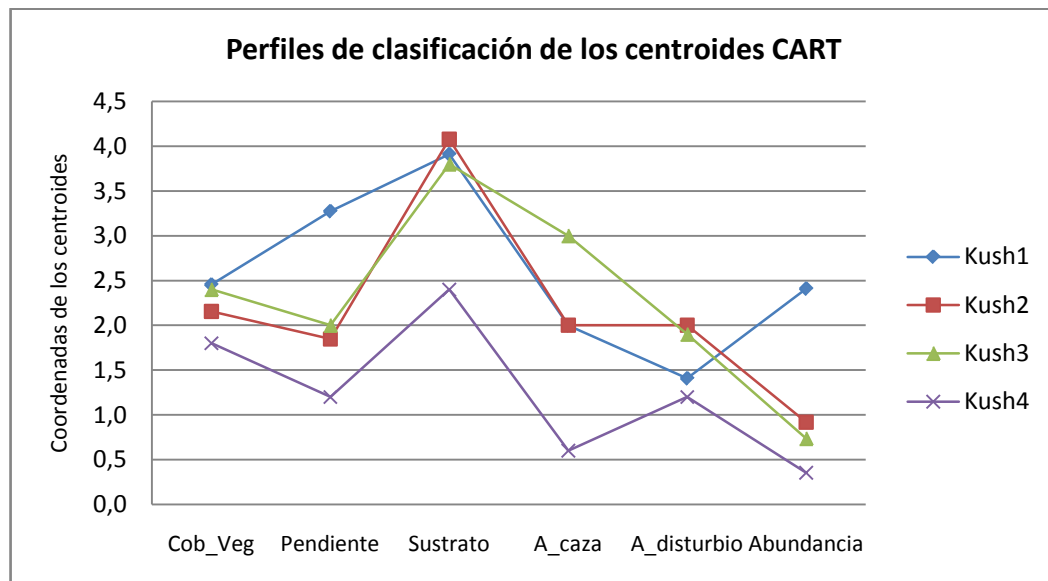


Fig. 3: Perfiles de las clases correspondientes a la comunidad Kushapuk

Fuente: Autora

En la comunidad Kiim los valores de cobertura fueron más altos. El 67% de los senderos concentraron pendientes regulares e irregulares y sustrato arenoso. Los senderos en áreas con mayor cacería fueron los que menor intervención humana tuvieron, esto se debe que esta área posee cobertura boscosa y solo es frecuentada para actividades de cacería. Por ellas no existen caminos claros ni concurrencia diaria de los nativos, excepto en el sendero Kiim1.

En cuanto a la abundancia, todos los senderos mantuvieron un rango promedio de 1 a 2 n°/km recorrido. De forma descriptiva no se prueba alguna variación en este aspecto según el promedio del resto de variables registradas.

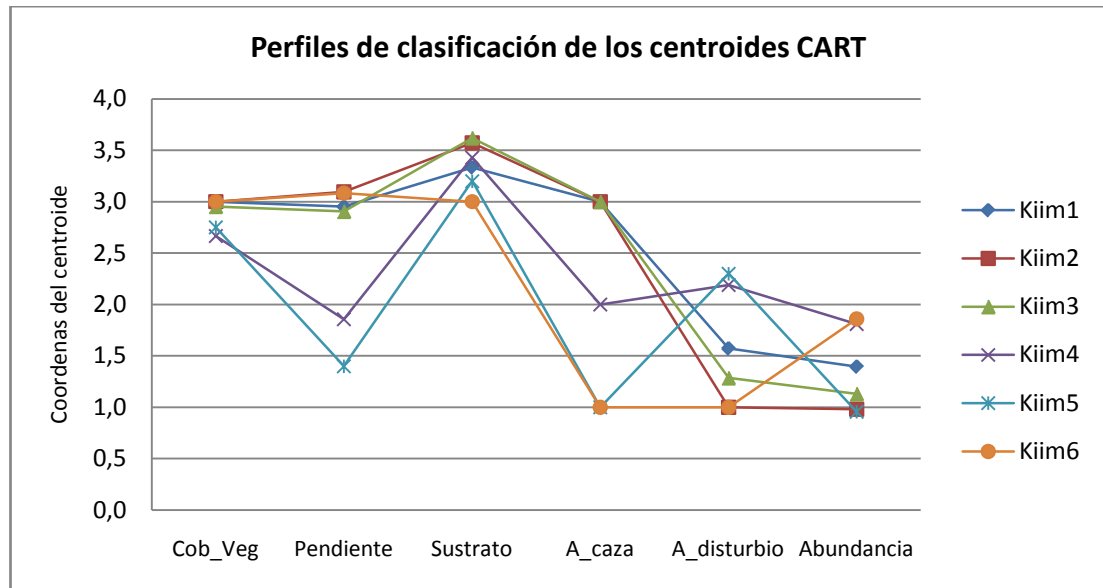
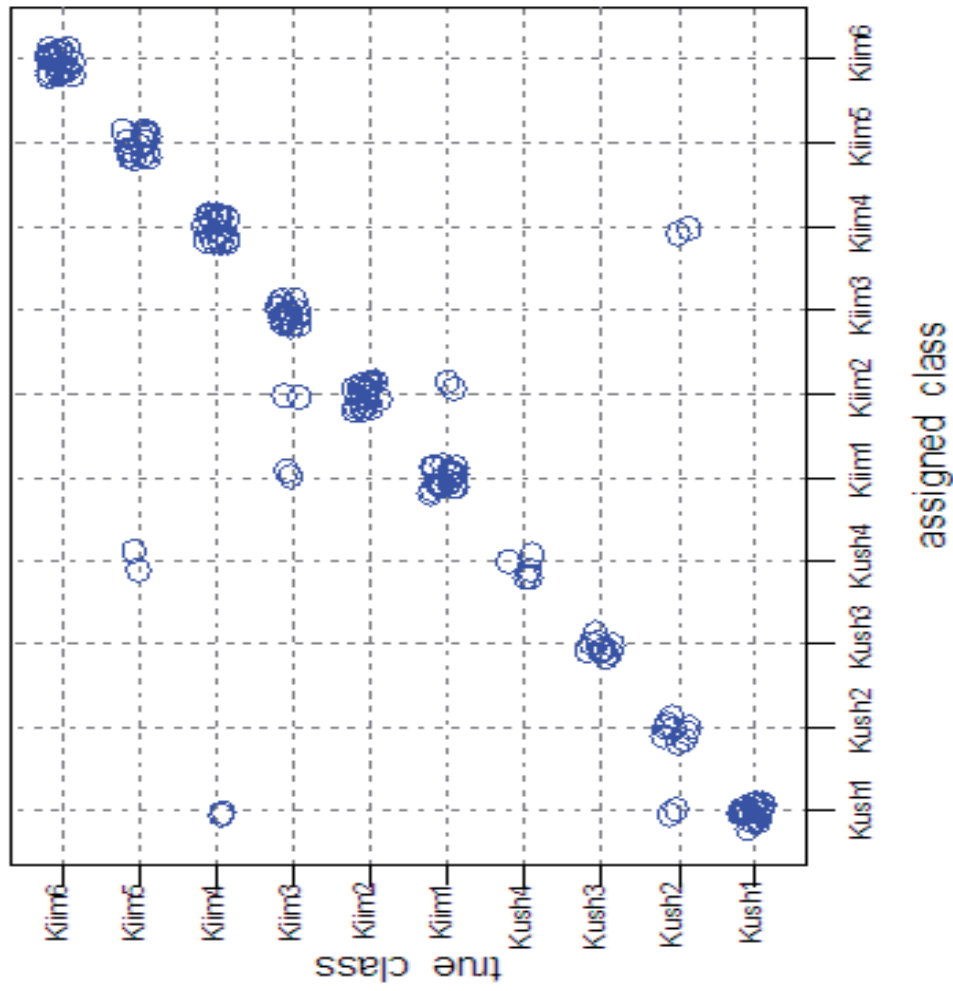


Fig. 4: Perfiles de las clases correspondientes a la comunidad Kiim

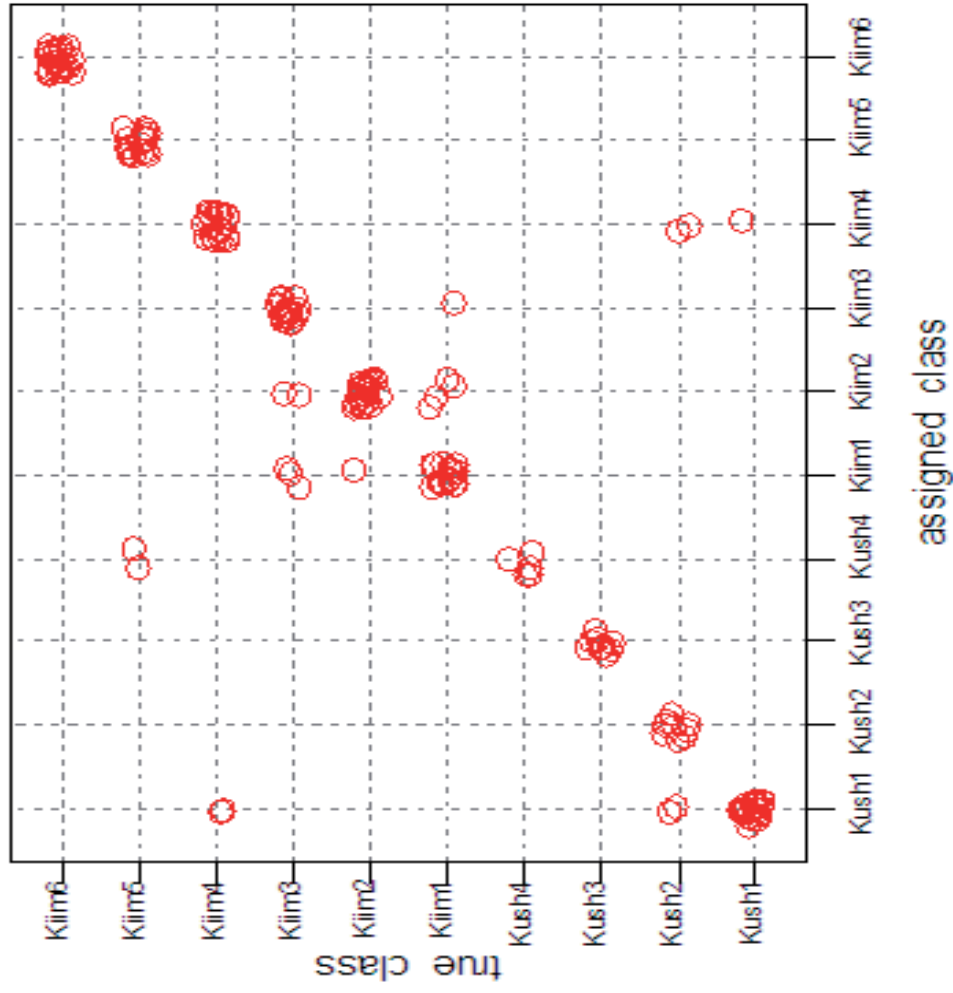
Fuente: Autora

En la asignación de clases (Fig. 5) se pudo observar 89 % de datos coherentes con las categorías referentes; sólo ciertos datos anómalos se asignaron a otra categoría. Lo que se entendió como una leve compatibilidad entre clases. Este método contempla los “outliers” o datos anómalos que están fuera de los límites fijados para cada clase, y no se necesita de su transformación. La mayoría de datos anómalos (55%) se encuentran en los senderos Kiim 1, 2 y 3, estos se desviaron según la pendiente, área de disturbio y abundancia.

CART Class Assignments



CART Xvalidated Class Assignments



La siguiente figura representa el árbol de clasificación que se generó con el método CART. Este árbol es un modelo que realiza una clasificación binaria utilizando los valores de las variables de importancia hasta llegar a un nodo terminal que corresponde a una clase asignada. Así se pueden utilizar otros datos de repetición y monitoreo para validar el modelo generado.

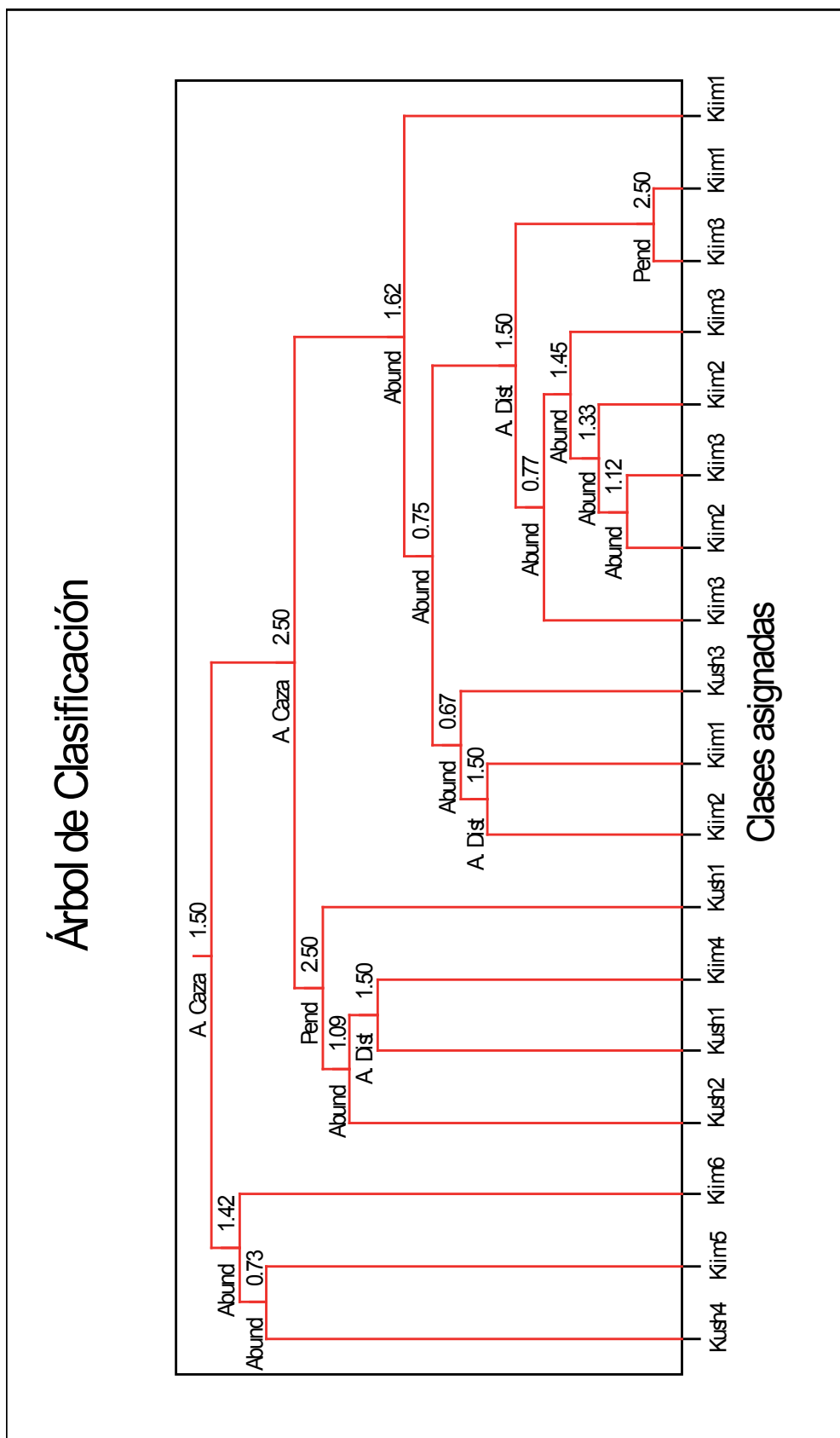


Fig. 6: Árbol de Clasificación – modelo
Fuente: Autora

CAPÍTULO 3

DISCUSIÓN

Las prácticas de caza de culturas aborígenes de la amazonia ecuatoriana se han modificado con el transcurso del tiempo y el cambio socioeconómico hacia el estilo occidental (Moya, 2000). La cultura shuar es un ejemplo; sus prácticas se basaban en la utilización de herramientas naturales extraídas de los bosques cercanos a sus aldeas como cerbatanas y trampas (Bianchi, 1981), ahora es más fácil cazar con armas de fuego pues representan menos esfuerzo y mayor distancia de acción. En esta investigación se demostró el proceso de cambio; se construyen tarimas y se usan carabinas para la cacería, esta práctica ya no es de subsistencia sino de fines comerciales, pues se convierte en un ingreso económico que solventa las necesidades familiares. Kiim y Kushapuk dependen de las actividades productivas del cantón, la mayoría de los nativos trabajan en ellas, por eso la caza se ha tornado un evento de feriado o de fin de semana, a esto se atribuye la baja extracción anual durante la investigación.

La fauna potencial de caza se ha reducido a guantas, sajinos, armadillos y venados. Se conoció de la presencia de felinos y tapires dentro del área de caza en Kiim, un espécimen de *Panthera onca* fue cazado en un área abierta donde se había colocado ganado, el hecho se asume a la disposición de presas fáciles. A pesar de estos eventos fortuitos, gran parte de la fauna existente se concentra en los animales medianos y pequeños al igual que en comunidades Kichwa y Huorani de la provincia de Pastaza (Mena – Valenzuela, 1998). Estos animales aumentan en los meses de febrero a mayo, en poca de invierno.

El Káshai o guanta es uno de los animales más apetecidos en la zona ya sea por ser abundante o por la exquisitez de su carne. La cosecha anual estimada para las dos comunidades es alta en comparación con la cosecha de cuatro comunidades shuar en

Miazal, más al norte (Zapata *et al.*, 2009), teniendo en cuenta la pequeña área de caza 2,56 km² en comparación de los 243 km² y el aislamiento de Miazal con respecto a los centros urbanos. El mismo caso sucede con el estudio de Zapata en 2001 desarrollado en cuatro comunidades Kichwa de Pastaza. Se debe considerar que en estos tres estudios, los resultados indican que la caza de *Cuniculus paca* no es sostenible, es decir, es una especie sobre cazada. Otros investigadores usan el modelo de cosecha de Bodmer que se basa en el número de gestaciones, la cantidad de hembras en la población y el 40% como factor de extracción; entonces los valores sostenibles cambian y no son comparables (Aquino *et al.*, 2009).

El modelo de producción de Robinson y Redford indica que la caza en ambas comunidades es insostenible, considerando que el factor de extracción propuesto es de apenas el 20% de la producción. Es así que el alto valor de cosecha estimado en este estudio, en comparación con el porcentaje de extracción potencial, implica un impacto de caza certero; mas las causas del impacto pueden ser tanto por procesos actuales (Fitzgibbon *et al.*, 2000; Aquino y Calle, 2003; Zapata *et al.*, 2006a,b) como secuelas de procesos pasados, es decir, la alta cacería en años anteriores y la modificación del territorio a través de los años, reconociendo la costumbre shuar de huertas y talas rotativas (Muinzel y Kroeger, 1981; Allioni *et al.*, ca. 1950).

La urgente necesidad de convertir a la explotación de vida silvestre en una actividad sostenible ha llevado a la creación y utilización de modelos estandarizados que se ven afectados por la incertidumbre de los datos (Milner – Gullan y Resit, 2001). El modelo de Robinson y Redford ha sido criticado por las consideraciones no muy realistas de sus premisas: la no limitación de alimento, no competencia, no depredación y condiciones ambientales óptimas (Zapata, 2001). Sin embargo, hay que entender la complejidad del estudio de mamíferos, especialmente, porque los datos biológicos disponibles son escasos y es difícil coleccionar los datos suficientes para argumentar un modelo (Milner – Gullan y Resit, 2001). A pesar de todo, estos modelos pueden no servir como valores absolutos pero sí como herramientas de primera mano que exponen tendencias de sostenibilidad de especies con respecto a la cacería (Sánchez y Vásquez, 2007; Ohl-Schacherer *et al.*, 2007).

El índice de abundancia relativa es un método barato, muy utilizado en el muestreo de animales nocturnos y raros de observar en los bosques tropicales (Carrillo *et al.*, 2000), pero posee ciertas desventajas como la dependencia biológica (tipo de sustrato, velocidad del animal, peso y el tamaño del animal). Estas desventajas pueden solucionarse al homogenizar las condiciones del terreno, es decir tomando más rastros en mayor tipo de sustratos, en algún grado de pendiente y aumentando la cantidad de huellas registradas (Orjuela y Jiménez, 2004). La colección de 176 rastros en cinco tipos de sustrato, cinco rangos de pendientes y la discriminación de huellas antiguas y cercanas entre sí minimizaron el riesgo. Además, este índice refleja cambios o tendencias poblacionales y no tamaños, por lo que su uso es como herramienta de primera mano en la formulación de líneas bases y en el desarrollo de estudios de monitoreo.

La cercanía de las dos comunidades se ve reflejada en el índice de abundancia promedio que varió de 1,10 a 1,36 n°/km recorrido, esto sugiere condiciones y tendencias poblacionales similares. En el índice por senderos, hay que destacar la mayor abundancia en los senderos cercanos al río Santiago (Kush1), río Kushapuk (Kiim4) y en el sendero más lejano al caserío (Kiim6); el sendero Kiim5 a pesar de recorrer paralelamente el río Kushapuk no sobrepasa el valor de 1,00 n°/km recorrido debido a la presencia de un camino. Se comprueba la preferencia de las zonas con fuentes de agua (Aquino *et al.*, 2009) pero sin la presencia constante de personas, ni alto grado de disturbio, tal como lo muestra Tirira (2007) y Orjuela y Jiménez (2004); y lo contrario de Zapata *et al.*, (2006b). Es cierto que el sendero Kiim4 corresponde a una huerta, sin embargo los nativos, principalmente, se dirigen a la parte de cultivos, no así a la parte de bosque de regeneración, donde se encontró mayoría de huellas.

Los 4,50 km de esfuerzo de observación es similar al estimado por Zapata *et al.*, (2006a), en la caracterización de los mamíferos de la cordillera de Kutukú. La semejanza de este cálculo afirma la normal réplica del método usado pues la investigación se dio en la misma cadena montañosa. La mayor población humana y los pocos relictos de bosque pueden haber incidido en el aumento del esfuerzo de observación en la comunidad de Kushapuk.

A pesar de no existir correlación significativa entre el tipo de cobertura general y abundancia, se puede dar cuenta de una relación con la proporción de vegetación leñosa. Así, los senderos con un mínimo de 20% de vegetación leñosa, exceptuando los del área de caza, poseen abundancia mayor a 1,50 n°/km recorrido. Se coincide entonces con Orjuela y Jiménez (2004) que establecen como hábitat de preferencia de la especie a los bosques secundarios.

La transición de la época lluviosa a la seca en el 2009 mostró los más altos niveles de encuentro de huellas, aunque existen ciertos picos aleatorios que por reflexiones personales se atribuyen a la presencia de lluvias intermitentes, las cuales aumentaron la humedad del sustrato y por ende la claridad de la observación de rastros. No obstante, el sendero Kiim 6, más lejano y cerca de riachuelos mantuvo un promedio regular en abundancia y encuentros nocturnos, lo más probable es que las guntas pasaban mucho más tiempo ahí debido a la alta presencia de churos o caracoles acuáticos, su alimento preferido en época seca (Tirira, 2007; Aquino *et al.*, 2009).

En la comunidad Kushapuk, sólo el sendero Kush1 obtuvo los mayores valores de las variables registradas, esto se debe a la cercanía al río Santiago, al 50% de vegetación leñosa, al perfil vertical irregular (permitió obtener muchos datos de sustrato y pendiente) y la poca intervención humana. En cambio los senderos Kush2, 3 y 4 no resaltaron en abundancia porque la zona en la que se encuentran son silvopasturas, huertas; la presencia de las personas es constante y el perfil del terreno es muy regular (Naughton – Treves, 2002).

La comunidad Kiim está ubicada al norte y más lejos de la vía interoceánica, en los últimos ramales montañosos de la cordillera del Kutukú, por ello, el 67% de los senderos tienen perfiles verticales irregulares con altas pendientes. Se confirmó que los senderos en áreas de caza (Kiim2 y 3) reciben menos presión humana y las únicas veces que son visitados es por eventos de caza; sin embargo, las prácticas actuales de los shuar han modificado unas pocas parcelas de bosque en el sendero Kiim1 (Anexo 4: fotografía 6).

Los datos obtenidos fueron validados por el método CART. Se observó un 89% de datos asignados correctamente, esto quiere decir que las propiedades de los datos son

correspondientes a los lugares muestreados y las variables escogidas. Lo bueno de este método es que considera los datos anómalos sin transformaciones (Todeschini, 1998). El 55% de los datos anómalos se asignaron entre los senderos Kiim 1, 2 y 3 pues comparten desviaciones en cuanto a pendiente, área de disturbio y abundancia; este evento se explica porque los tres senderos se encuentran cerca y dentro del área de caza.

El modelo generado es un árbol de clasificación, en el cual se dispuso 10 clases (ya corregidas por el mismo método) correspondientes a los senderos, sus condiciones de hábitat y uso. Este árbol tiene como función potencial validar los datos obtenidos con nuevas repeticiones en la misma zona, como un monitoreo, o en zonas cercanas y de similares condiciones (Todeschini, 1995). Con este modelo se puede clasificar en qué tipos de senderos se pueden encontrar las condiciones reveladas por los datos y cuáles son las opciones de clasificación más cercanas; claro, se debe tomar en cuenta las mismas variables y los términos de selección tanto en los senderos de muestreo como en los métodos de este estudio.

CONCLUSIONES

Esta investigación incluyó varios aspectos referentes al tema de la caza y la tendencia de las poblaciones pues se trató de ofrecer y dar a conocer a las personas la realidad de la cultura Shuar en esta zona del suroriente ecuatoriano.

El impacto de caza sobre *Cuniculus paca* es indiscutible, es un hecho real; la cosecha actual de ambas comunidades es casi el doble en comparación de la cosecha sostenible calculada. El área de caza que poseen es reducida, está cerca al centro comunitario; y a menor área de caza, mayor es el impacto. Pero habrá que descartar que las actividades del pasado aún sigan afectando el presente.

El proceso de cambio en la utilización de las especies animales y las prácticas para capturarlas se ve afectado por el modo de vida que han adquirido los shuar de Kiim y Kushapuk en las últimas dos décadas. Ahora sus actividades se concentran en el trabajo en otras comunidades, en el pueblo de Tiwintza, en la construcción de carreteras y en la migración a otras provincias. Cabe preguntarse: ¿Es mejor que hayan cambiado sus actividades y convertido en seguidores obligados del dinero, a qué dejen de usar los recursos del bosque? Es mucho lo que está implícito.

En cuanto a métodos, el índice de abundancia relativa es muy fácil de usar para principiantes pero se debe tener la ayuda de la gente nativa del sitio de estudio, pues son ellos quienes conocen de las relaciones de los animales con el territorio. Además el esfuerzo de muestreo se disminuye con el conteo de huellas en comparación del esfuerzo que se realiza tomando los suficientes datos para estimar una densidad robusta.

Este índice de abundancia es muy práctico pues a pesar de no estimar tamaños poblacionales, refleja las tendencias o cambios de la población, por lo que pueden ser

considerados como herramientas base para el estudio o monitoreo de mamíferos, tomando en cuenta lo complejo que representa estudiar estos animales.

La preferencia de *Cuniculus paca* hacia lugares con vegetación leñosa se determina en la relación existente entre la proporción de cobertura vegetal de los senderos y la abundancia relativa de la especie. No se puede decir lo mismo de la relación entre el área (intensidad) de caza y la abundancia pues esta relación no es confiable estadísticamente.

El árbol de clasificación generado puede ser validado en campo con nuevas repeticiones para posteriormente servir como base en los programas de monitoreo, si se desea aplicar un plan de manejo de la especie en estas comunidades o en las más cercanas. Porque no se debe descartar la gran importancia alimenticia que puede volver a tener la especie y el tan sólo hecho de que tiene un valor ecológico existencial. Las alternativas no se deben menospreciar.

Este trabajo investigativo representa el primer estudio en esta microcuenca, y por ende la primera herramienta para orientar en el seguimiento o la decisión de los proyectos a generarse en aspectos de conservación o uso de guantas, especialmente, o tomarlo como referencia para el uso en otras especies.

BIBLIOGRAFÍA

ALBUJA, L., y ARCOS, R. Lista de Mamíferos actuales del Ecuador. *Politécnica*, 2007, vol. 27, n° 4, *Biología* 7, p. 7 – 33.

ALLIONI, M., VIGNA, J., y CORBELLINI, T. *La vida del Pueblo Shuar*. Mundo Shuar, ca. 1950.

AQUINO, R., GIL, D., y PEZO, E. Aspectos ecológicos y sostenibilidad de la caza del majás (*Cuniculus paca*) en la cuenca del río Itaya, Amazonia Peruana. *Rev. Peru. Biol*, Agosto 2009, vol. 16, n° 1, p. 67 – 72.

AQUINO, R., y CALLE, A. Evaluación del estado de conservación de los mamíferos de caza: un modelo comparativo en comunidades de la Reserva Nacional Pacaya Samiria (Loreto, Perú). *Rev. Peru. Biol*, 2003, vol. 10, n°2, p. 163 – 174.

AQUINO, R., PACHECO, T., y VÁSQUEZ, M. Evaluación y valoración económica de la fauna silvestre en el río Algodón, Amazonia peruana. *Rev. Peru. Biol*, 2007a, vol. 14, n° 2, p. 187 – 192.

AQUINO, R., *et al.* Evaluación del impacto de la caza de mamíferos de la cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana. *Rev. Peru. Biol*, 2007b, vol. 14, n° 2, p. 181-186.

BENNETT, E., and ROBINSON, J. *Hunting of Wildlife in Tropical Forests: Implications for Biodiversity and Forests Peoples*. Washington, USA: The World Bank, 2000. 42 p. Biodiversity Series.

BIANCHI, C. *El Shuar y el ambiente. Conocimiento del medio y cacería no destructiva*. Quito, Ecuador: Ediciones ABYA AYALA, 1981. 269 p.

CARPANETO, G., FUSARI, A., and OKONGO, H. Subsistence hunting and exploitation of mammals in the Haut-Ogooué province, south-eastern Gabon. *Journal of Anthropological Sciences*, 2007, vol. 85, p. 183 – 193.

CARRILLO, E., WONG, G., and CUARÓN, A. Monitoring Mammal Populations in Costa Rican Protected Areas under Different Hunting Restrictions. *Conservation Biology*, 2000, vol. 14, n° 6, p. 1580-1591.

CUEVA, R., ORTIZ, A., y JORGENSON, J. Cacería de fauna silvestre en el área de amortiguamiento del Parque Nacional Yasuní, Amazonia Ecuatoriana. En: BODMER, RE. (ed.). *Manejo de Fauna de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica*. Iquitos, Perú: UNAP/DICE/WCS, 2004, p. 524 – 539.

ESCOBEDO, A., *et al.* La caza de animales silvestres por los Kichwas del Río Pastaza, Nor-Oriente Peruano: iniciativas de manejo comunal. En: BODMER, RE. (ed.). *Manejo de Fauna de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica*. Iquitos, Perú: UNAP/DICE/WCS, 2004, p. 479 – 488.

FA, J., PERES, C., and MEEUWIG, J. Bushmeat Exploitation in Tropical Forests: an Intercontinental Comparison. *Conservation Biology*, 2002, vol. 16, n° 1, p. 232 – 237.

FITZGIBBON, C., MOGAKA, H., and FANSHAW, J. Threatened Mammals, Subsistence Harvesting, and High Human Population Densities: A Recipe for Disaster? In: ROBINSON, JG., and BENNETT, EL. (eds). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York, EE.UU: Columbia University Press, 2000, p. 154 – 167.

FREIRE, Mónica. La cacería de mamíferos, aves y reptiles en una Comunidad Quichua y en Destacamentos Militares Lorocachi – Pastaza. 1995 – 1996. Tesis de Biólogo. Cuenca, Ecuador: Universidad del Azuay, Facultad de Ciencia y Tecnología, Escuela de Biología, 1997, 157 p.

HILL, K., and PADWE, J. Sustainability of Aché Hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. In: ROBINSON, JG., and BENNETT, EL. (eds). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York, EE.UU: Columbia University Press, 2000, p. 79 – 105.

IERSE – UDA. Plan de Manejo Integral de la microcuenca del río Kushapuk. Informe inédito. SENPLADES, Ecuador; Municipio de Tiwintza. Morona Santiago, 2009, 271p.

LAURANCE, W., *et al.* Impacts of Roads and Hunting on Central African Rainforest Mammals. *Conservation Biology*, 2006, vol. 20, n° 4, p. 1251-1261.

MENA, P., *et al.* Sustainability of Current Hunting Practices by the Huaorani. In: ROBINSON, JG., and BENNETT, EL. (eds). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York, EE.UU: Columbia University Press, 2000, p. 57 – 78.

MENA-VALENZUELA, P. Importancia económica de los mamíferos en tres etnias del Ecuador. En: TIRIRA, D. (ed.). *Biología, sistemática y conservación de los mamíferos del Ecuador*. Quito, Ecuador: PUCE, 1998, p. 199 – 207. Publicación especial.

MILNER – GULLAND, EJ., and RESIT, H. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. *Ecology & Evolution*, December 2001, vol. 16, n° 12, p. 686 – 692.

MOYA, A. *Ethnos, Atlas etnográfico del Ecuador*. 3era ed. Quito, Ecuador: Proyecto de Educación Bilingüe Intercultural, 2000, 202 p.

MUCHAAL, P., and NGANDJUI, G. Impact of Village Hunting on Wildlife Populations in the Western Dja Reserve, Cameroon. *Conservation Biology*, 1999, vol. 13, n° 2, p. 385 – 396.

MUINZEL, M., y KROEGER, A. *El Pueblo Shuar: de la leyenda al drama*. Mundo Shuar: Reimer Gronemeyer, 1981. 290 p.

NAUGHTON – TREVES, L. Wild Animals in the Garden: conserving Wildlife in Amazonian Agroecosystems. *Annals of the Association of American Geographers*, 2002, vol. 92, n° 3, p. 488 – 506.

ORJUELA, O., y JIMÉNEZ, G. Estudio de la abundancia relativa para mamíferos en diferentes tipos de coberturas y carretera, Finca Hacienda Cristales, Área Cerritos – La Virginia, Municipio de Pereira, Departamento de Risaralda – Colombia. *Universitas Scientiarum*, 2004, vol. 9, p. 87 – 96.

OVERSLUIJS, M. Animales de caza en la zona reservada Allpahuayo – Mishana. *Folia Amazónica*, 2003, vol. 14, n° 1, p. 7 – 16.

OHL-SCHACHERER, J., *et al.* The Sustainability of Subsistence Hunting by Matsigenka Native Communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology*, 2007, vol. 21, n° 5, p. 1174 – 1185.

PALACIOS, W., *et al.* Formaciones Naturales de la Amazonía del Ecuador. En: SIERRA, R. *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Quito, Ecuador: Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y Ecociencia, 1999, p. 109 – 117.

PERES, C. Evaluating the Impact and Sustainability of Subsistence Hunting at Multiple Amazonian Forest Sites. In: ROBINSON, JG., and BENNETT, EL. (eds). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York, EE.UU: Columbia University Press, 2000, p. 31 – 56.

RABINOWITZ, A. *Manual de capacitación para la investigación de campo y la conservación de la vida silvestre*. New York, USA: Wildlife Conservation Society (WCS), Editorial FAN, 2003, 327 p.

ROBINSON, J., and REDFORD, K. Sustainable Harvest of Neotropical Forest Mammals. In: ROBINSON, JG., and REDFORD, KH. (eds.). *Neotropical Wildlife*

Use and Conservation. Chicago, USA: The University of Chicago Press, 1991, p. 415 – 429.

RODAS, F., *et al.* *Manual de Procedimientos contra el Tráfico Ilegal de Fauna en el Ecuador*. Loja, Ecuador: Editorial UTPL, 2007, 87 p.

SÁNCHEZ, A., y VÁSQUEZ, P. Presión de caza de la comunidad nativa Mushuckllacta de Chipaota, zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cordillera Azul, Perú. *Ecología Aplicada*, 2007, vol. 6, n° 1,2, p. 131 – 138.

SECRETARÍA PRO TEMPORE DEL TRATADO DE COOPERACIÓN AMAZÓNICA. *Conservación y Uso de la Fauna Silvestre en Áreas Protegidas de la Amazonía*. Caracas, Venezuela: Ministerio de Cooperación Técnica del Reino de los Países Bajos, FAO, 1999, 170 p.

STATISTICAL GRAPHICS CORP. *SGWIN: Statgraphics Plus*. [portable]. Versión 5.0.1.0. Statistical graphics Corp., 2000. Programa computacional.

STEARMAN, A. A Pound of Flesh: Social Change and Modernization as Factors in Hunting Sustainability Among Neotropical Indigenous Societies. In: ROBINSON, JG., and BENNETT, EL. (eds). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York, EE.UU: Columbia University Press, 2000, p. 233 – 250.

TEJADA, R., *et al.* Evaluación sobre el uso de la fauna silvestre en la Tierra Comunitaria de Origen Tacana, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 2006, vol. 41, n° 2, p. 138 – 148.

TIMOFEEV, R. Classification and Regression Trees (CART): Theory and Applications. Master Thesis. Berlin, Alemania: CASE (Center of Applied Statistics and Economics), Humboldt University, Berlin, 2004, 40 p.

TIRIRA, D. *Guía de campo de los mamíferos del Ecuador*. Quito, Ecuador: Ediciones Murciélago Blanco, 2007. 576 p. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 6.

TODESCHINI, R. *Introduzione alla Chemiometria: Strategie, metodie algoritmi per l' analisi e il modellamento di dati chimici, farmacologici e ambientali*. Napoli Italia: EDISES, Milano Chemometrics, 1998, p. 82 – 120.

TODESCHINI, R. *SCAN (Software for Chemometric Analysis)*. [portable]. SCAN Release 1.1. Minitab Inc., 1995. Programa computacional.

VARGAS, Javier. Defaunación de Dasipróctidos y sus consecuencias sobre la distribución y abundancia de palmas en el Bosque Amazónico. Tesis de Magíster en Ciencias Biológicas con mención en Ecología y Biología Evolutiva. Chile: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias, Septiembre 2008, 34p.

WILKIE, D y GODOY, R. Income and Price Elasticities of Bushmeat Demand in Lowland Amerindian Societies. *Conservation Biology*, June 2001, vol. 15, n° 3, p. 761 – 769.

WILKIE, D., *et al.* Role of Prices and Wealth in Consumer Demand for Bushmeat in Gabon, Central Africa. *Conservation Biology*, February 2005, vol. 19, n°1, p. 268 – 274.

ZAPATA, G. Sustentabilidad de la Cacería de Subsistencia: el caso de cuatro comunidades Quichuas en la amazonia nororiental ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical*, 2001, vol. 8, n° 1, p. 59 – 66.

ZAPATA, G., *et al.* Los pueblos indígenas y el manejo de fauna silvestre: El caso de los Awá y Shuar del Ecuador. En: BODMER, RE. (ed.). *Manejo de Fauna de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica*. Iquitos, Perú: UNAP/DICE/WCS, 2004, p. 627 – 633.

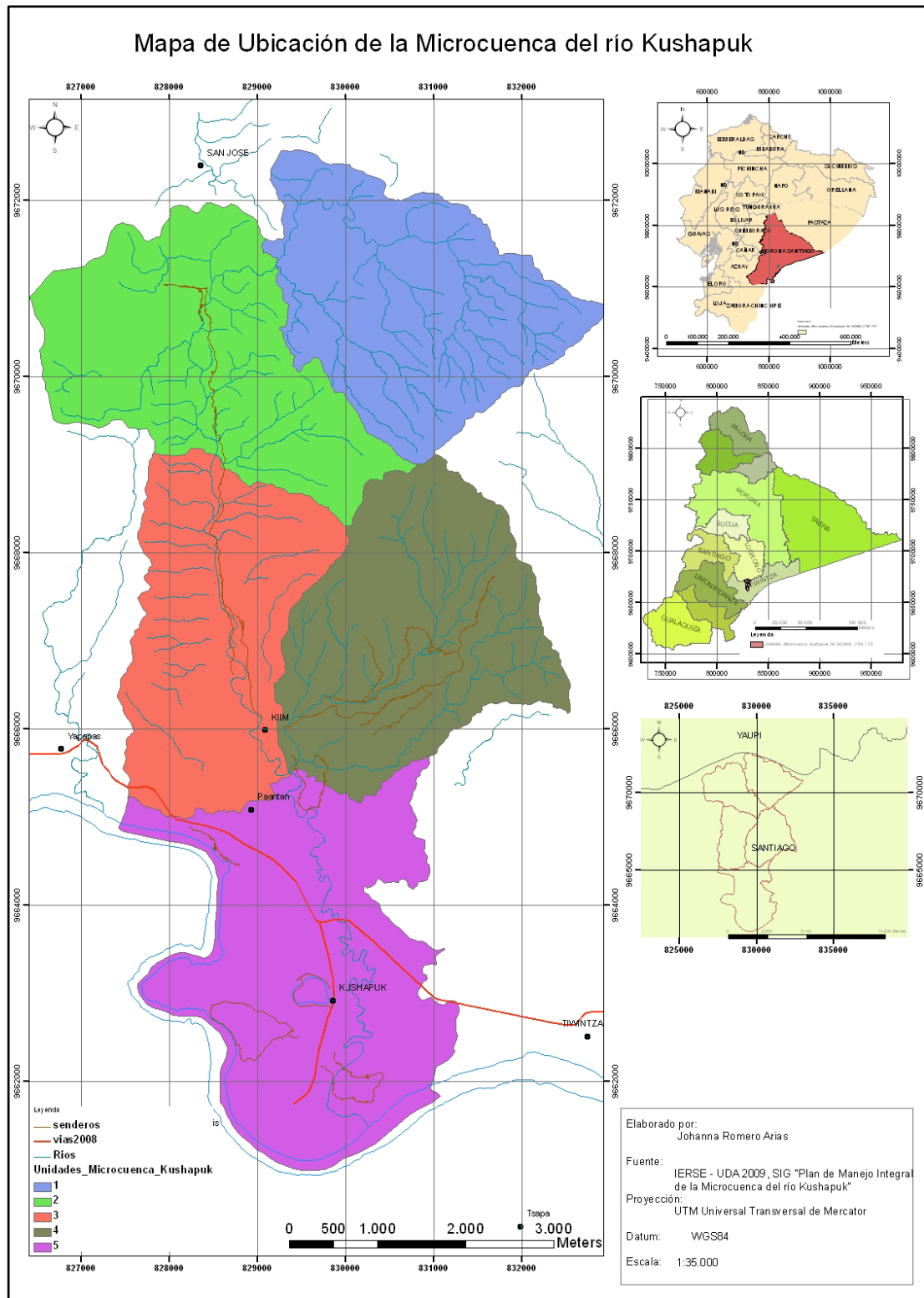
ZAPATA, G., ARAGUILLIN, E., y JORGENSON, J. Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la Cordillera del Kutukú, Amazonía Ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical*, 2006a, vol. 13, n° 2, p. 227 – 238.

ZAPATA, G., *et al.* Evaluación de Amenazas Antropogénicas en el Parque Nacional Yasuní y sus Implicaciones para la Conservación de Mamíferos Silvestres. *Lyonia*, 2006b, vol. 10, n° 1, p. 47 – 57.

ZAPATA, G; URGILÉS, C and SUÁREZ, E. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Fauna & Flora International, Oryx*, 2009, vol. 43, n° 3, p. 375 – 385.

Anexos

Anexo 1. Mapa de ubicación del área de estudio

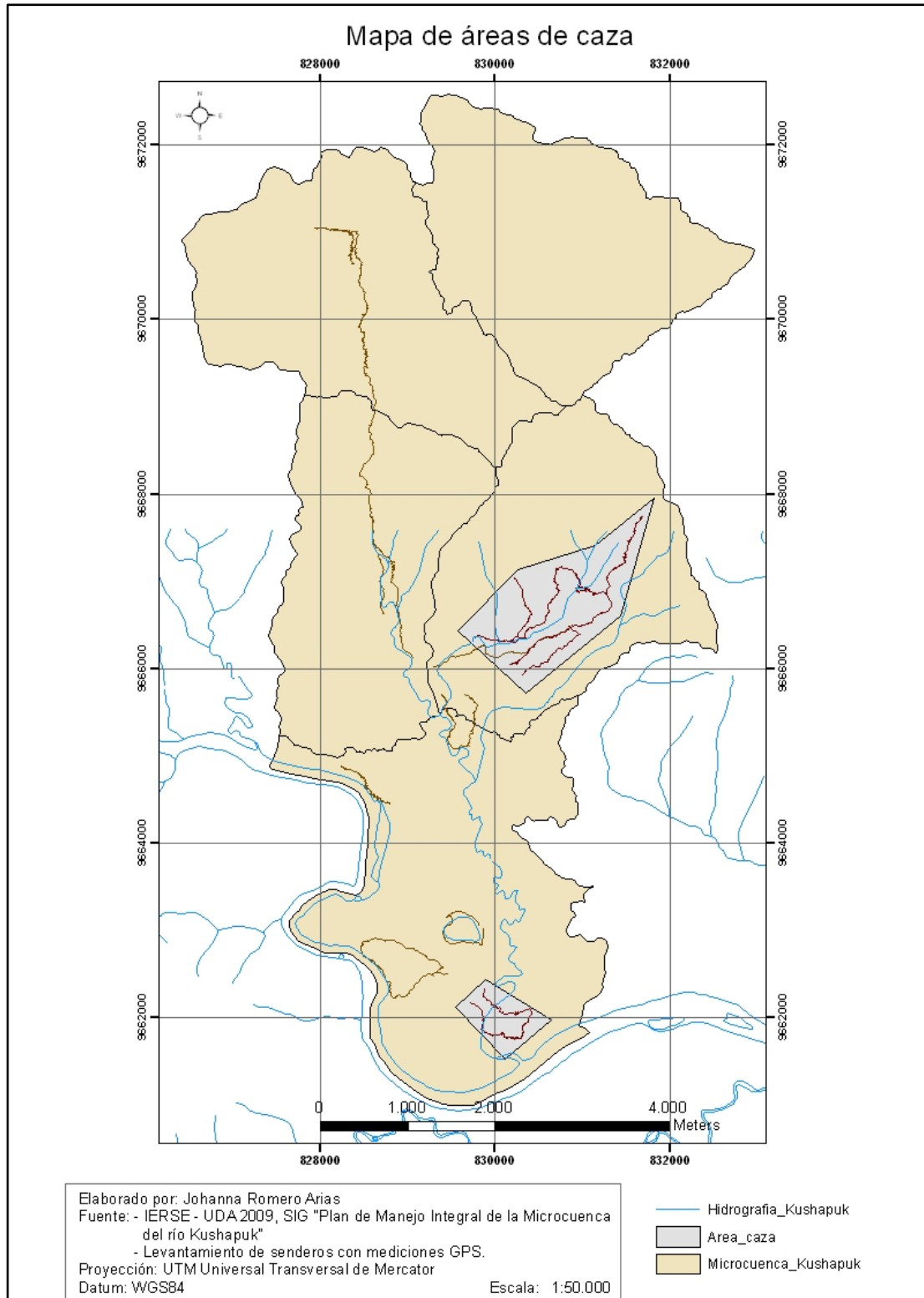


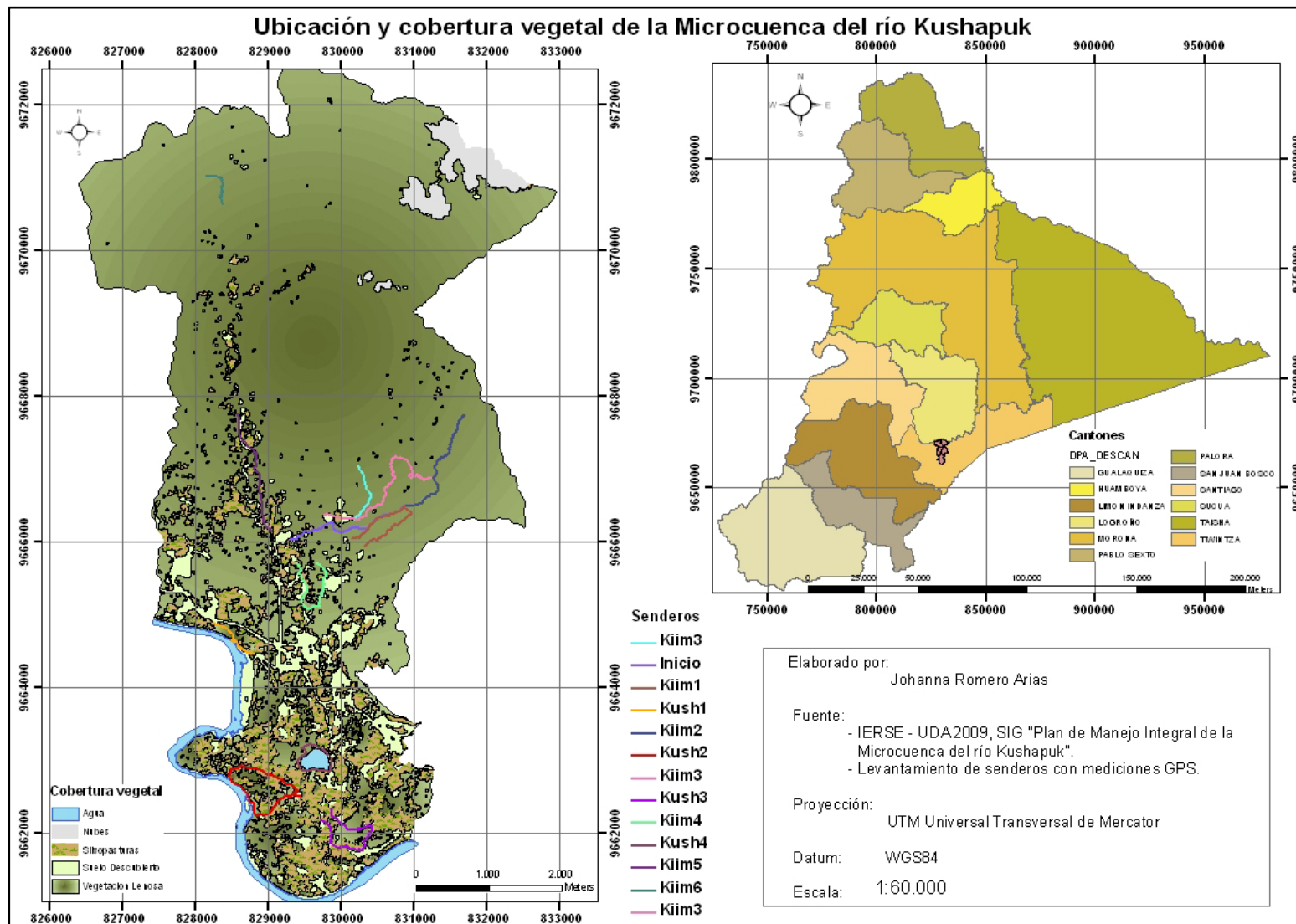
Anexo 2. Esquema de las fichas de caza

Presión de caza	
Comunidad:	Kiim _____ Kushapuk _____
# de Ficha:	_____
Mes:	_____
Lugar de caza:	_____
# de guantas cazadas:	<input type="text"/>
Peso promedio/individuo	_____
Uso:	alimentación _____ comercial _____
Destino del animal:	
	mercado local _____
	mercado provincial _____
	restaurantes locales _____
	otros _____

Fuente: Autora

Anexo 3. Polígonos de área de caza para las comunidades Kushapuk y Kiim





Anexo 4. Mapa y fotografías de las líneas de muestreo en Kushapuk y Kiim

Comunidad Kushapuk



Fotografía 1: sendero Kush1, paralelo al río Santiago



Fotografía 2: pequeña huerta en el sendero Kush2



Fotografía 3: pequeña laguna en el sendero Kush2



Fotografía 4: cultivo de maíz en el sendero Kush3



Fotografía 5: Laguna Ayauch, bosque alrededor es el sendero Kush4

Comunidad Kiim



Fotografía 6: destrucción de una parcela de bosque en el sendero Kiim1



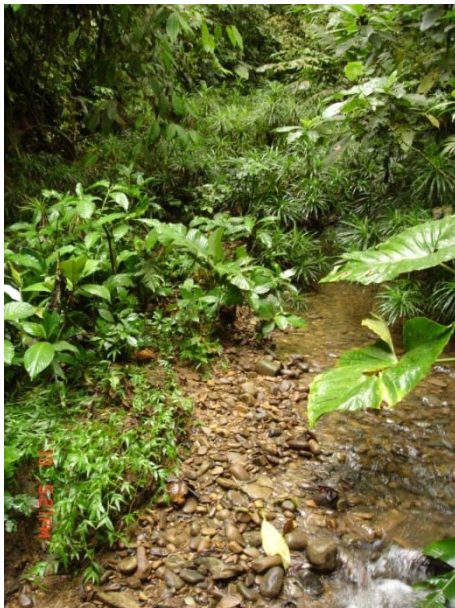
Fotografía 7: Bosque en el sendero Kiim2



Fotografía 8: vista panorámica del bosque del sendero Kiim3



Fotografía 9: cultivo de yuca en el sendero Kiim4



Fotografía 10: riachuelo dentro del bosque en el sendero Kiim6

Anexo 5. Sistematización de las variables registradas

Variables	Descripción	Valor	
Cobertura vegetal	suelo descubierto	1	
	silvopasturas	2	
	vegetación leñosa	3	
Área de caza	nula	1	
	poco común	2	
	común	3	
Área de disturbio	poca intervención	1	
	media intervención	2	
	alta intervención	3	
Tipo de Sustrato	arcilloso	1	
	arcillo - arenoso	2	
	arenoso	3	
	areno - arcilloso	4	
	hojarasca	5	
Rango en % de pendiente	0 - 5	1	Pend. débiles
	5 - 12	2	Pend. suaves y regulares
	12 - 25	3	Pend. regulares e irregulares
	25 - 50	4	Pend. fuertes
	50 - 70	5	Pend. muy fuertes

Fuente: Autora

Anexo 6. Densidad relativa en transectos con condiciones optimas favorables

Kushapuk			Kiim		
Transecto	D (n°/km ²)	D (kg/km ²)	Transecto	D (n°/km ²)	D (kg/km ²)
Kush1	6,25	50	Kiim4	21,11	168,89
Kush2	26,59	212,70	Kiim6	35,42	283,33
Promedio	16,42	131,35	Promedio	28,26	226,11

Fuente: Autora

Anexo 7. Huellas y rastros observados en Kushapuk y Kiim.

Senderos	rastros totales	rastros promedios	km recorridos	Abundancia (n°/km recorrido)	esfuerzo de observación (km)
Kush1	22	4,40	10,00	2,20	2,27
Kush2	13	2,60	15,50	0,84	5,96
Kush3	10	2,00	13,60	0,74	6,80
Kush4	3	0,60	8,50	0,35	14,17
Kiim1	21	4,20	17,25	1,22	4,11
Kiim2	21	4,20	25,00	0,84	5,95
Kiim3	21	4,20	20,00	1,05	4,76
Kiim4	21	4,20	12,50	1,68	2,98
Kiim5	20	4,00	23,00	0,87	5,75
Kiim6	24	4,80	13,00	1,85	2,71
TOTAL	176	35,20	158,35	11,63	4,50

Fuente: Autora

Anexo 8. Matriz de correlación de las variables y probabilidades obtenidas en la regresión múltiple en el programa SGWIN 5.1 (Statgraphics Plus).

Análisis de Regresión Múltiple

 Variable dependiente: Abundancia
 Variable de Selección: Transecto

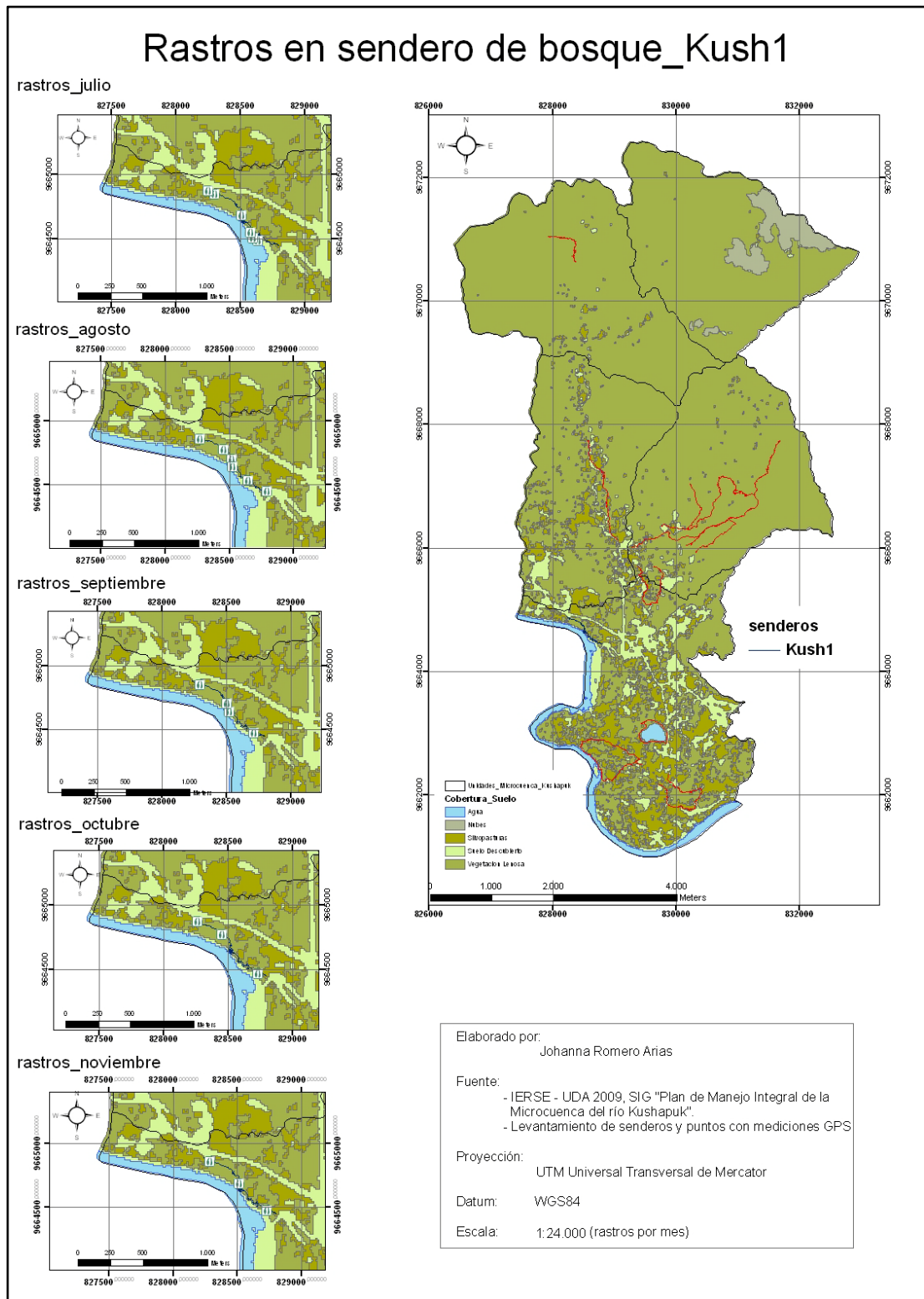
Parámetro	Estimación	Error estándar	Estadístico T	P-Valor
CONSTANTE	1,14085	0,302823	3,76736	0,0002
Cobertura	-0,0496822	0,0835761	-0,594454	0,5530
Pendiente	0,195128	0,0498063	3,91773	0,0001
Sustrato	0,10528	0,0429655	2,45032	0,0153
A_caza	-0,210922	0,0596503	-3,53597	0,0005
A_disturbio	-0,010114	0,0781269	-0,129456	0,8971

Matriz de correlación de los estimadores de los coeficientes

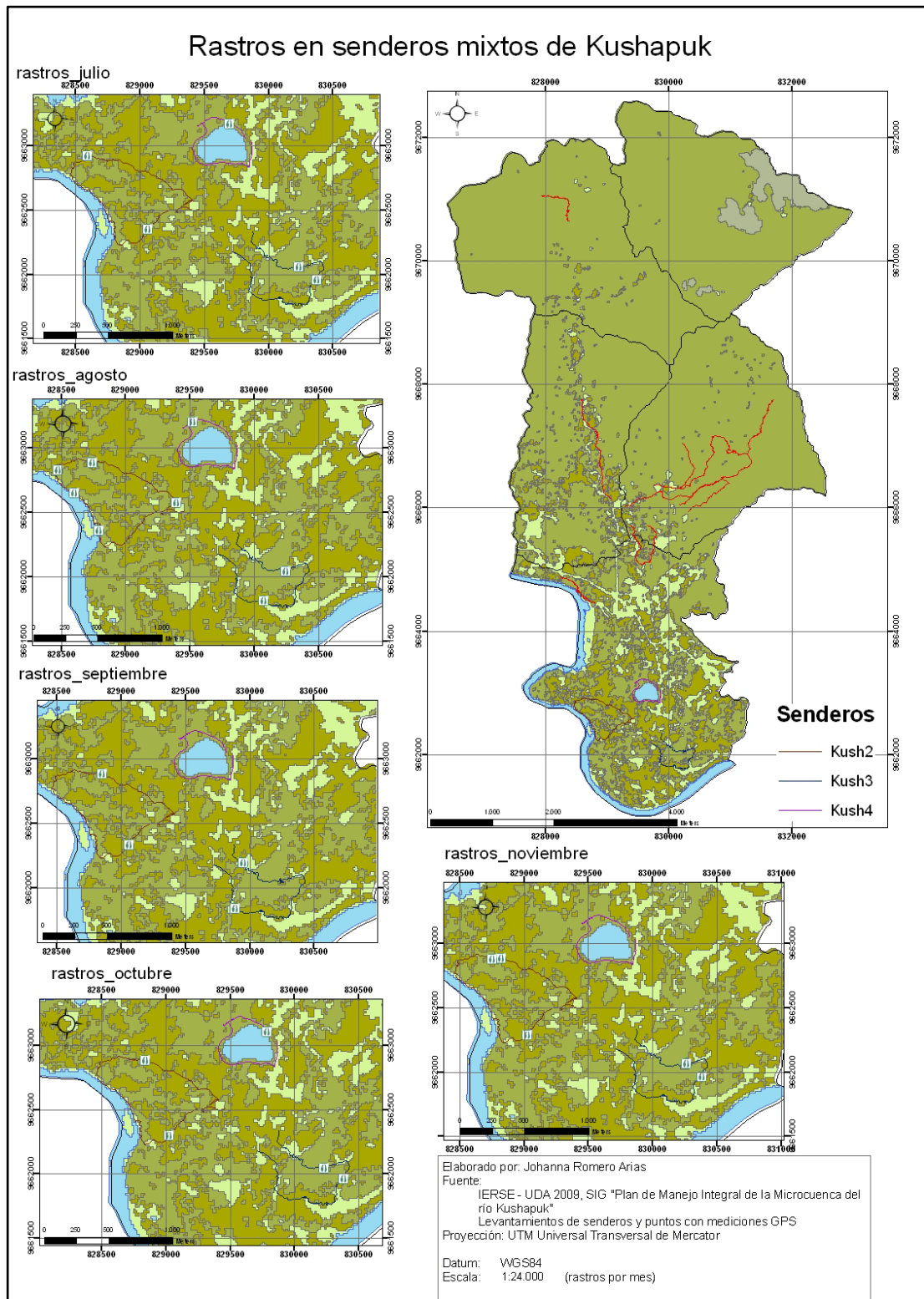
	CONSTANTE	Cobertura	Pendiente	Sustrato
CONSTANTE	1,0000	-0,5870	-0,3305	-0,2028
Cobertura	-0,5870	1,0000	-0,1595	-0,1950
Pendiente	-0,3305	-0,1595	1,0000	-0,0100
Sustrato	-0,2028	-0,1950	-0,0100	1,0000
A_caza	-0,1904	-0,0858	-0,2162	-0,1788
A_disturbio	-0,5347	0,0789	0,3199	-0,1581
	A_caza	A_disturbio		
CONSTANTE	-0,1904	-0,5347		
Cobertura	-0,0858	0,0789		
Pendiente	-0,2162	0,3199		
Sustrato	-0,1788	-0,1581		
A_caza	1,0000	0,0369		
A_disturbio	0,0369	1,0000		

 En este caso, no hay correlación con valores absolutos superiores a 0.5 (no incluido el término constante).

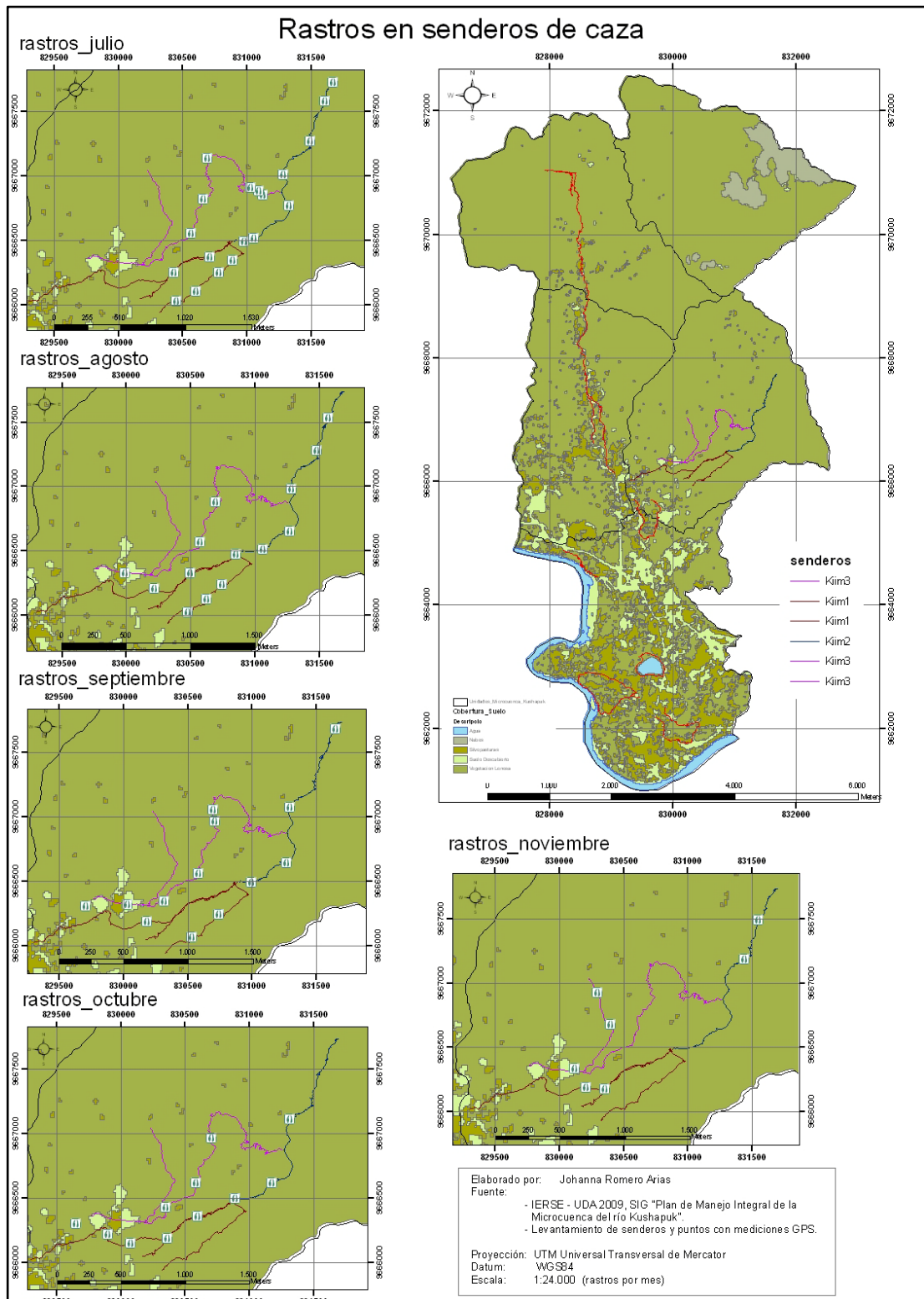
Anexo 9. Ubicación espacial de los rastros encontrados en el sendero Kush1 – Comunidad Kushapuk



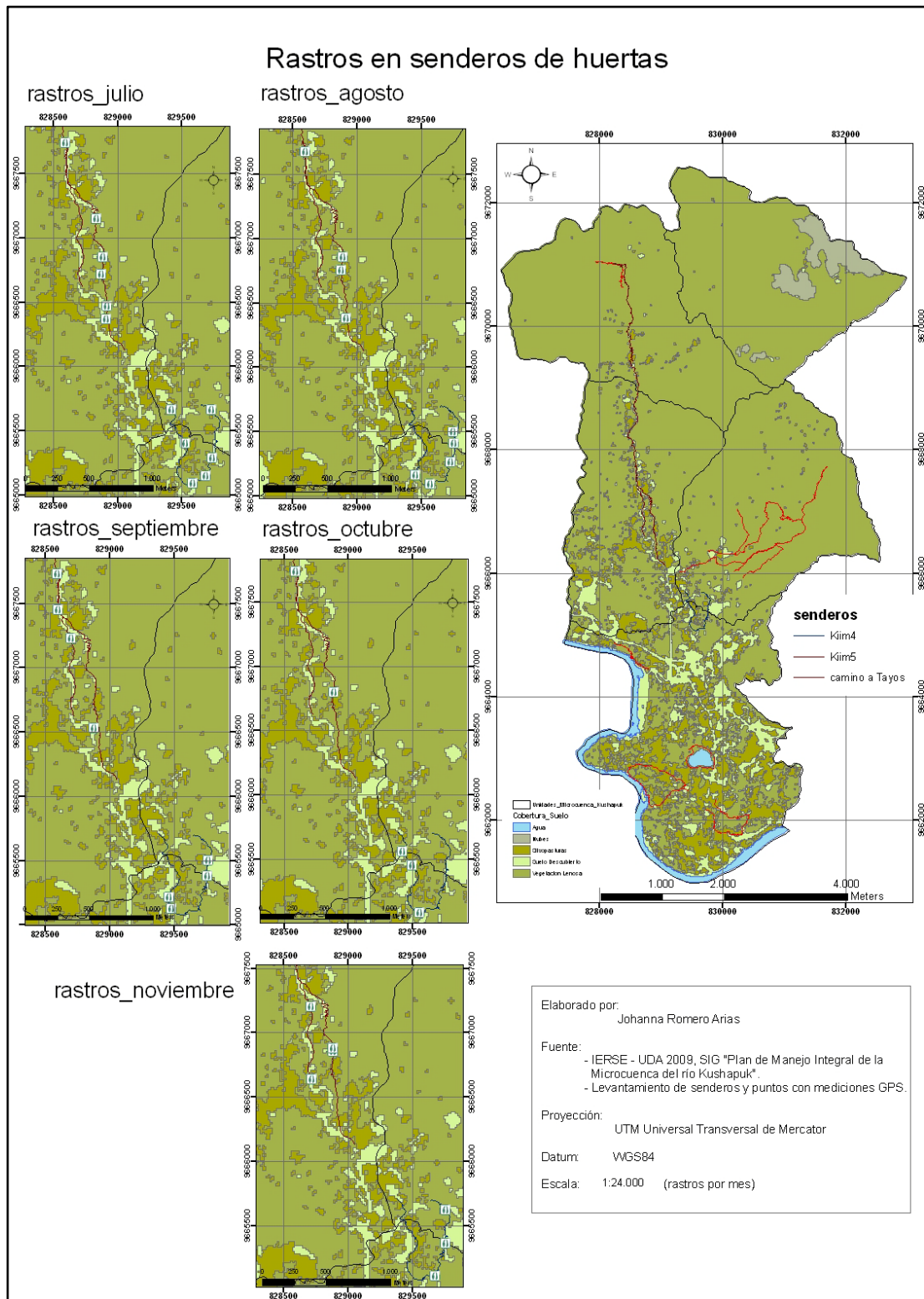
Anexo 10. Ubicación espacial de los rastros encontrados en los senderos Kush2, Kush3 y Kush4 – Comunidad Kushapuk



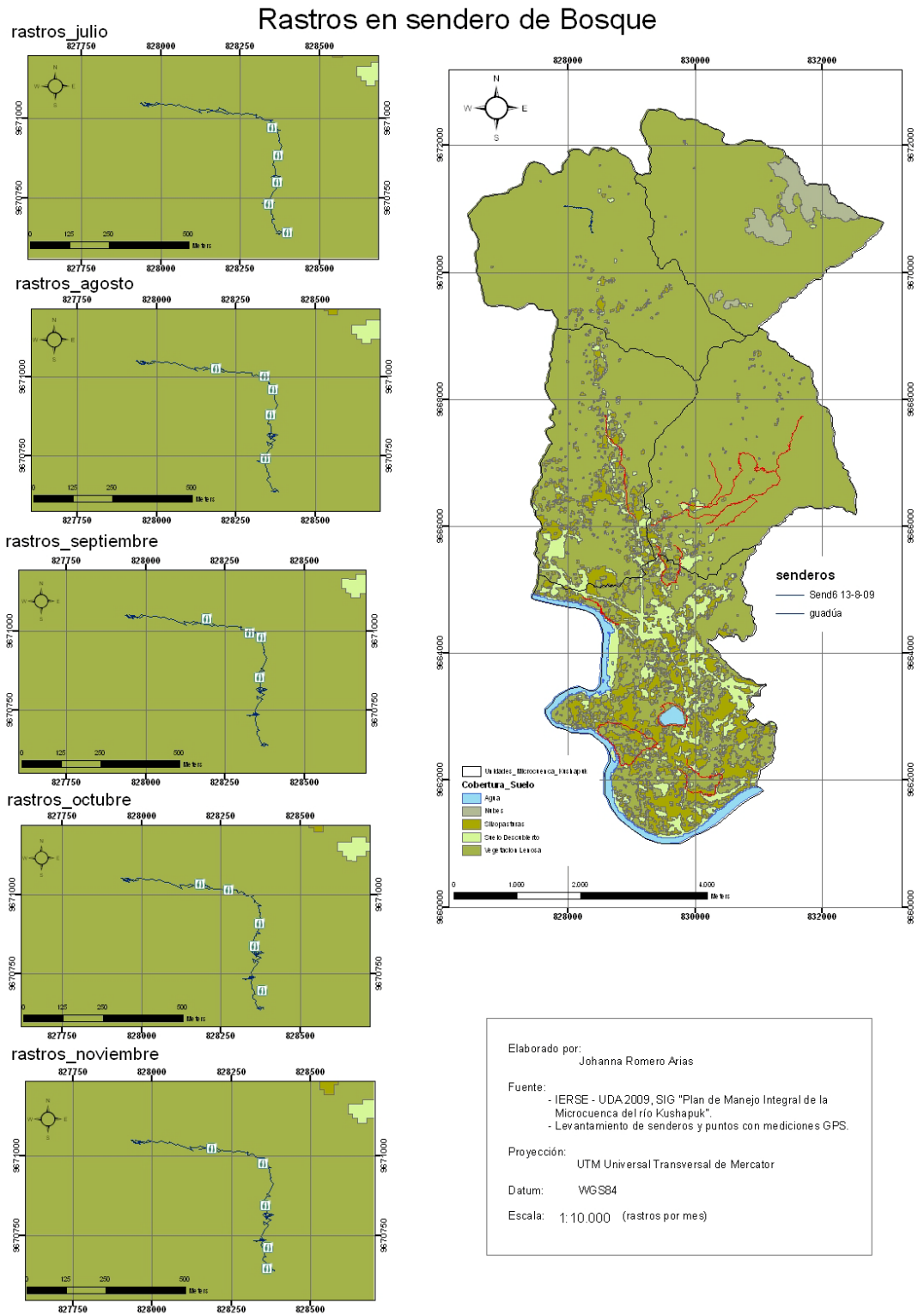
Anexo 11. Ubicación espacial de los rastros encontrados en los senderos Kiim1, Kiim2 y Kiim3 – área de caza, Comunidad Kiim



Anexo 12. Ubicación espacial de los rastros encontrados en los senderos Kiim4 y Kiim5 – Comunidad Kiim



Anexo 13. Ubicación espacial de los rastros encontrados en el sendero Kiim6 – Comunidad Kiim



Anexo 14. Ejemplo de las fichas digitales de huellas



Cuniculus paca

17 M 828876 mE 9666719 mN
 333 m s.n.m
 Trópico húmedo
 Bosque siempre verde de tierras bajas
 Tiwintza
 Julio/2009
 13h32
 Johanna Romero
 CPAC036
 SonyDSC-P200 7,2 MP
 Impacto de caza sobre *Cuniculus paca*
 M.J.B (guanta) en diferentes tipos de cobertura vegetal en dos comunidades shuar del sur-oriente ecuatoriano
 UDA
 Colección mamíferos



Cuniculus paca

17 M 832697 mE 9662270 mN
 310 m s.n.m
 Trópico húmedo
 Bosque siempre verde de tierras bajas
 Tiwintza
 Noviembre/2009
 07h51
 Johanna Romero
 CPAC6099
 SonyDSC-P200 7,2 MP
 Impacto de caza sobre *Cuniculus paca*
 M.J.B (guanta) en diferentes tipos de cobertura vegetal en dos comunidades shuar del sur-oriente ecuatoriano
 UDA
 Colección mamíferos

Anexo 15. Animales observados



Fotografía 11: *Dasypus novemcinctus* - armadillo de nueve bandas, en Kushapuk



Fotografía 12: *Cuniculus paca*. [En línea]