



Universidad Central de Venezuela

Facultad de Ciencias

Escuela de Biología

Estado de Conservación de la Vegetación del Parque Nacional Dinira (Sierras de Barbacoas y Portuguesa, Andes de Venezuela) y sus Efectos Potenciales sobre Especies de Fauna Amenazadas.

Trabajo Especial de Grado

Presentado ante la Ilustre Universidad Central de Venezuela, por el bachiller **Jesús Adolfo Aguiar Escobar** como requisito parcial para optar al título de Licenciado en Biología.

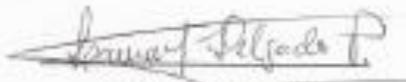
Tutores: **Jorge Naveda**
Luis Gonzalo Morales

Mayo, 2017

DEL EXAMEN PÚBLICO Y SOLEMNE DEL TRABAJO ESPECIAL DE GRADO

Quienes suscribimos, los miembros del Jurado Evaluador designado por el Consejo de Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias de la Universidad Central de Venezuela para examinar el Trabajo Especial de Grado del Br. Jesús Adolfo Aguiar Escobar, C.I. 22.095.477, titulado "ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA VEGETACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DINIRA (SIERRAS DE BARBACOAS Y PORTUGUESA, ANDES DE VENEZUELA) Y SUS EFECTOS POTENCIALES SOBRE ESPECIES DE FAUNA AMENAZADAS" para optar al título de Licenciado en Biología, considerando que dicho trabajo cumple con los requisitos exigidos en los reglamentos respectivos lo consideramos **APROBADO**.

Para dar fe ello se levanta la presente acta en Caracas, a los 23 días del mes de mayo del año 2017, dejando constar que el Prof. Luis Gonzalo Morales actuó como coordinador del jurado examinador.



Prof. Laura Delgado



Prof. Edgar Yerena



Prof. Luis Gonzalo Morales

Dedicatoria

*A aquellos que tuvieron la capacidad
de ver más allá de lo que ven sus ojos.*

Agradecimientos

A las casas forjadoras de mi conocimiento: la Universidad Simón Bolívar, mi Ilustre Universidad Central de Venezuela, la Facultad de Ciencias, la Escuela de Biología, el Colegio San Vicente de Paúl, el Sagrado Corazón de Jesús. Espero algún día poder retribuirles una parte de lo que han sembrado en mí.

A mis profesores, desde Migdalia y Modesto, hasta Gerardo y Salvador. Todos los que estén en el medio están incluidos acá, pero el papel no me daría para nombrarlos a todos.

A todo el equipo de Sartenejas, Vili, Sofi, Gaby, Emi, Carlos y por supuesto Shaena, mi maestra, que me pegó el gusto por ver la vida desde arriba.

A Marlon, José Gregorio, Tadeo. Sin los vectores y rasters la corrección de las imágenes no habría sido posible .

A ti Luis, por ayudarme a concluir esta etapa (y las clases de conservación y eco II) y estar pendiente de mi cuando Jorge no podía. A ti Jorge, por aceptarme, y por lo significativo que has sido para mí en tan poco tiempo. A ti Edgar, por ser mi jurado, por tus sugerencias y esos materiales de Dinira que bastantes dolores de cabeza me ahorraron. A ti profe, por todos tus consejos y enseñanzas, y tus respiraciones en cuatro tiempos.

A mis amigos, Rafael y todos los de Guanare, pasando por mis niñas de Barquisimeto, hasta los de Caracas. A Max, El Camarada, Carlitos quiere ser la torta, El Kabasho, El Águila. Axel Ameliarch con su fiel compañero Kagaiser. Savio porque sino se pica. A ti.

A La Casita. Mi casa, mi hogar, mi Laboratorio, mi lugar de iluminación. A mi PC, por ser mi compañera durante todos estos años y la autora física de esta tesis.

La Aldea merece una sección aparte. Chulu, Mono, Jhooon, Gianpi, Deivid, Alex, Ardilla, Leo, feliz cumpleaños Lorenzo, Vinz Myers, Scalamanders Amotinanders Caligulanders Cataflanders Yuyin, El Hombre Bolso, Malandran, Chorviol, El Negro, Frodo Bolson Ilanero, Birdman y Luis.

A Michi, Mary, France, La Negra, Marce, Nia. A ti Dani, por ser parte de mí.

Te agradezco a ti Dori, mi mamá en la Universidad, por toda esta aventura que comenzó con una tarde de café en el Miga's de Altamira, pero sobre todo, por creer en mí.

A mi amor. Por ayudarme con las láminas, corregirme las muletillas y obligarme a practicar la presentación. Por enseñarme que las Ciencias y las Humanidades se pueden llevar bien. Por estar en mi vida y ser parte de este proceso.

A mi familia. El pilar de mi vida. A ti Abuelita. A ti mami, porque todos los agradecimientos se quedarían cortos. Por amarme y hacer que todo esto fuese posible.

Agradezco a Bassil Da Costa, Juan Carlos Montoya, Roberto Redman, Luzmila Petit, Génesis Carmona, Julio González, Delia Lobo, Arturo Martínez, Elvis Durán, Geraldine Moreno, Alejandro Márquez, Willmer Amaya, Jimmy Vargas, Antonio Valbuena, Joan Quintero, Eduardo Anzola, María Heredia, Giovanni Pantoja, Deivis Useche, Luis Camargo, José Amaris, Acner López, Giselle Rubilar, Daniel Tinoco, Jesús Acosta, Ramsor Bracho, Guillermo Sánchez, José Araque, Anthony Rojas, Jhon Castillo, Wilfredo Rey, Argenis Hernández, Jesús Labrador, Adriana Urquiola, Miguel Parra, Luis Romero, Roberto Anese, Mariana Ceballos y José Daza. A Jairo Ortiz, Daniel Queliz, Miguel Colmenares, Carlos Moreno, Gruseney Canelón, Bryan Principal, Niunar Barrios, Paola Ramírez, Ramón Martínez, Mervin Guitian, Kevin León, Francisco González, William Marrero, Robert Centeno, Jonathan Meneses, Yoigerber Barrena, Kenyer Aranguren, Stivenson Zamora, Elio Pacheco, Jairo Ramírez, Albert Rodríguez, Manuel Pérez, Natalie Martínez, José Gutiérrez, Angel Salas, Estefany Tapias, Almelina Carrillo, Renzo Rodríguez, Luis Márquez, Jesús Sulbarán, Johan Medina, Christian

Ochoa, Juan Pernaletе, Ángel Moreira, Yonathan Quintero, Eyker Rojas, Carlos Aranguren, Ana Colmenárez, María Guanipa, Jesús Sarmiento, Armando Cañizales, Daniel Gamboa, Gerardo Barrera, Luis Pacheco, Hecder Lugo, Miguel Medina, Carlos Mora, Anderson Dugarte, Miguel Castillo, Luis Alvarez, Diego Arellano, Yeison Castillo, Diego Hernández, José Guerrero, Manuel Castellanos, Paul Moreno, Daniel Rodríguez, Jorge Escandón y todos los demás.

Por hacerme recuperar una esperanza en Venezuela que desde hace años había perdido. Quizás el mundo los olvide, pero este texto jamás lo hará.

Agradezco a todo(s) lo anterior y lo que no mencioné acá, porque, de alguna u otra forma, se ven reflejados en este escrito y en lo que soy hoy.

¡Muchas Gracias!

Resumen

Los Parques Nacionales (PN) son una de las estrategias de mayor alcance mundial para la preservación de los recursos naturales y biodiversidad. Dentro de estos recursos está la vegetación, cuyo estado de conservación puede ser establecido mediante un análisis de su evolución temporal y este afecta directamente a la fauna que de que éste depende. En este estudio se combinaron la interpretación de imágenes satelitales, los sistemas de información geográfica (SIG) y conceptos ecológicos para evaluar los cambios en la cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira para el periodo 2002-2016, la distancia de penetración de los efectos de borde (d) en las zonas de mayor posibilidad de afectación humana y los potenciales efectos de estas dos variables sobre el hábitat disponible de la onza, el puma, el jaguar, el venado matacán y el oso frontino, además de un estimado de abundancia para dichas especies. El parque ha sufrido un proceso de recuperación ambiental, aumentando en un 8,51 % la cobertura boscosa (320,93 - 348,25 Km²) y reduciendo en un 73,76 % las zonas intervenidas (53,26 - 14,13 Km²). No fue posible establecer d , pues la variación en la cobertura vegetación difería bastante dependiendo de la zona considerada. Si bien estos resultados se traducen en un aumento del hábitat y la potencial abundancia de estas especies dentro del parque entre 2002 y 2016 y, en general, un buen estado de conservación de la vegetación, las actividades humanas mostraron haberse expandido afuera de los límites de esta área protegida (AP) por la disminución de los bosques y el aumento de las sabanas antrópicas. Por lo tanto, el rol del Instituto Nacional de Parques (INPARQUES), así como el marco de referencia legal deben ser fortalecidos para prevenir la expansión de la actividad antrópica dentro de los linderos de Dinira y, por lo tanto, daños ambientales que puedan poner en peligro la biodiversidad de la región, sobre todo para una AP sin un Plan de Ordenamiento y Reglamento de Uso (PORU).

Palabras clave: sistemas de información geográfica, sensores remotos, áreas protegidas, cobertura vegetal, fauna amenazada, conservación.

Índice general

Agradecimientos.....	i
Resumen.....	ii
Índice general.....	iii
Índice de figuras.....	v
Índice de tablas.....	vi
Introducción	1
Antecedentes	7
Objetivos	9
Materiales y Métodos	10
Área de estudio	10
Variables físico territoriales	10
Recursos biológicos	11
Síntesis metodológica	15
1 Compilación de la información.....	15
2 Elaboración del mapa base	16
3 Procesamiento de las imágenes de satélite	17
3.1 Corrección geométrica	17
3.1.1 Rectificación.....	17
3.1.2 Ortorectificación.....	18
3.2 Corrección radiométrica.....	18
3.2.1 Generación de píxeles faltantes.....	19
3.2.2 Corrección atmosférica.....	19
3.2.3 Corrección topográfica.....	20
4 Clasificación de las imágenes	20
4.1 Selección de las categorías.....	20
4.2 Interpretación visual	21
4.2.1 Cálculo de fotoíndices.....	21
4.3 Selección de los campos de entrenamiento	22
4.4 Clasificación supervisada.....	23

4.5 Evaluación de la precisión	23
4.5.1 Verificación en campo.....	23
4.5.2 Generación de la matriz de error.....	23
5 Análisis de datos.....	24
5.1 Análisis multitemporal	24
5.2 Análisis del efecto de borde	25
5.3 Análisis de disponibilidad de hábitat de especies de fauna amenazadas.....	26
Resultados	29
1 Generación de los mapas de cobertura vegetal y uso de la tierra.....	29
2 La cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira 2002-2016	30
3 El efecto de borde del PN Dinira (2002 - 2016).....	33
4 Efectos sobre la disponibilidad de hábitat de especies de fauna amenazadas	35
Discusión	41
1 Generación de los mapas de cobertura vegetal y uso de la tierra.....	41
2 La cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira (2002 - 2016)	43
3 El efecto de borde del PN Dinira (2002 - 2016).....	46
4 El estado de conservación de la vegetación del PN Dinira (2002-2016).....	48
5 Efectos sobre la disponibilidad de hábitat de especies de fauna amenazadas	51
6 Implicaciones de manejo.....	54
7 Consideraciones finales.....	56
Conclusión.....	56
Bibliografía	61
Apéndices.....	61

Índice de figuras

Figura 1. Mapa Lindero del Parque Nacional Dinira.....	14
Figura 2. Síntesis metodológica empleada.....	15
Figura 3. Diferencia entre coberturas de la tierra en km ² del PN Dinira (2002-2016).....	31
Figura 4. Diferencia entre coberturas de la tierra en km ² de la zona buffer (2002-2016).....	33
Figura 5. Diferencia entre coberturas de la tierra en km ² del PN Dinira considerando un efecto de borde con penetración de 500 m (2002-2016).....	35
Figura 6. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira por categoría de cobertura vegetal (2002-2016).....	37
Figura 7. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira considerando un efecto de borde de 500 m (2002-2016).....	37
Figura 8. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira considerando un gradiente altitudinal (2002-2016).....	38
Figura 9. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira considerando un efecto de borde de 500 m y un gradiente altitudinal.....	38
Figura 10. Abundancia de especies de fauna del PN Dinira por extrapolación de valores de densidad.....	40
Figura 11. Abundancia relativa de especies de fauna del PN Dinira por extrapolación de valores de densidad.....	40

Índice de tablas

Tabla 1. Principales características de la Sierra de Barbacoas.....	13
Tabla 2. Principales características de la Sierra de Portuguesa.....	13
Tabla 3. Características del conjunto de imágenes satelitales implicadas en este estudio.....	16
Tabla 4. Características bioecológicas de especies de fauna del parque nacional Dinira.....	28
Tabla 5. Matriz de error generada en la evaluación de la precisión del mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira (2002).....	30
Tabla 6. Matriz de error generada en la evaluación de la precisión del mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira (2016).....	30
Tabla 7. comportamiento de las desviaciones estándar de los valores de reflectancia de los píxeles de las zonas G4, G5, G11, G13, G24 y G42 de las imágenes finales, para 2002 y 2016.....	34
Tabla 8. Cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira luego de eliminar un área correspondiente a 500 m hacia adentro de toda la poligonal del parque (2002-2016).....	35
Tabla 9. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira por categorías de cobertura vegetal e intervalo altitudinal (2002-2016).....	36
Tabla 10. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira por efecto de borde y hábitat total (2002-2016).....	36

Introducción

La característica más peculiar de la Tierra es la existencia de vida, y la característica más extraordinaria de la vida es su diversidad (Cardinale *et al.* 2012). La biodiversidad es una contracción de “diversidad biológica”, y se refiere a “la variedad de organismos considerados en todos los niveles de organización, incluyendo la variedad de ecosistemas, lo cual involucra tanto las comunidades de organismos dentro de un hábitat particular como las condiciones físicas bajo las cuales viven” (Wilson 1992; Gherardi 2009). En su sentido más amplio, por consiguiente, es sinónimo de “Vida en la Tierra” (Hens y Boon 2003).

Para preservar esta “Vida en la Tierra”, las Áreas Protegidas (AP) son la piedra angular de prácticamente todas las estrategias nacionales e internacionales de conservación de biodiversidad *in situ*, y cuentan con el apoyo de gobiernos y tratados internacionales, como la Convención para la Protección de la Flora, la Fauna y las Bellezas Escénicas Naturales de los Países de América (República de Venezuela 1941) y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (República de Venezuela 2000; Dudley 2008). Parte de los objetivos de este Convenio es precisamente la conservación de esta diversidad y la utilización sostenible de sus componentes (República de Venezuela 2000).

La IUCN (1994) define las AP como “áreas de tierra y/o mar, dedicadas a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica, y de sus recursos culturales y naturales asociados, que son manejadas a través de medios legales u otros medios efectivos”. Otro concepto más reciente es el de Dudley (*op. cit.*): “Un espacio geográfico claramente definido, reconocido, consagrado y administrado a través de medios legales u otros tipos de medios efectivos para lograr la conservación de la naturaleza y sus servicios ecosistémicos y valores culturales asociados a largo plazo”. De acuerdo a sus objetivos de manejo, la IUCN reconoce seis categorías (I-VI) (Lee y Middleton 2003; García y Silva 2014).

La Ley Orgánica para la Ordenación del Territorio (LOPOT) (República de Venezuela 1983) agrupa 25 categorías de ordenamiento territorial, definidas en conjunto como Áreas Bajo Régimen de Administración Especial (ABRAE) (García y Silva *op. cit.*). Los Monumentos Naturales (MNs), Refugios de Fauna Silvestre (RFS), Reservas de Fauna Silvestre (REFA), Santuario de Fauna Silvestre (SFS), Reservas de Biósfera (RDB) y Parques Nacionales (PN) forman nuestro sistema de Áreas Nacionales Protegidas (ANAPRO) (García y Silva 2014). Los PN son definidos como “áreas naturales relativamente extensas, en las que uno o más ecosistemas no han sido materialmente alterados por la explotación y la ocupación humana; donde las especies de flora y fauna, las condiciones geomorfológicas y los hábitats, son de especial interés científico, educativo o recreativo, donde existe un paisaje natural de gran belleza y por lo cual la más alta autoridad competente del país ha tomado medidas a fin de mantenerlos en estado natural para propósitos educativos, culturales y de recreación” (República de Venezuela 1983).

A nivel mundial, los PN son el tipo de AP más usada y con mayor éxito, en cuanto a su aceptación por parte de la mayoría de los Estados comprometidos con el desarrollo de políticas ambientales y de ordenación territorial con fines de conservación y preservación de recursos naturales (Naveda y Yerena *op. cit.*). Los PN a su vez proporcionan a la sociedad beneficios indirectos, los servicios ecosistémicos, km² que generalmente no son percibidos por el desconocimiento de la manera en que la preservación del ambiente funciona a su favor: el control sobre el clima, las inundaciones y la protección contra las tormentas, el control de los procesos erosivos brindándole estabilidad a los suelos, el mantenimiento de los sistemas de recarga y descarga de aguas subterráneas, el mantenimiento de la calidad del agua, y la protección de las cuencas hidrográficas gracias a la vegetación natural (Naveda y Yerena 2010).

Proteger y conservar la integración de los sistemas edáficos, geomorfológicos, biológicos e hidrológicos, que conforman los elementos estructurales fundamentales de los ecosistemas

naturales de una región, es la función de un PN. De esta compleja relación, la vegetación representa una síntesis de su funcionamiento general y conjunto de interacciones, pero a la vez, es la variable espacial más sencilla de estudiar a través de sensores de teledetección, siendo clave para entender en el tiempo su permanencia o variaciones, como valores de efectividad en la gestión de un AP (Naveda 2016, com. per.).

La vegetación usualmente representa la cobertura natural de los PN y es el ensamblaje de especies de plantas y la cobertura bio-física observable de la superficie terrestre que ellas representan (cobertura vegetal) (Burrows 1990; Di Gregorio y Jansen 2000). Vegetación es un término que se relaciona con el patrón de cómo estas especies están espacial y/o temporalmente distribuidas y es más amplio que el concepto de flora, que se refiere exclusivamente a la composición de especies (Barbour *et al.* 1980; Burrows *op. cit.*). La vegetación posee propiedades variables reconocibles que permiten la descripción y explicación de los procesos de cambio de ésta. Entre ellas éstas variables está la composición de especies, que depende de las condiciones de hábitat y la riqueza relativa de la flora; la estructura, en donde los patrones estructurales surgen de las diferentes formas de vida de las especies de plantas constituyentes y su disposición espacial relativas unas a otras; la fisionomía, el aspecto general de vegetación (bosque, sabana, páramo, etc.), resulta de la abundancia relativa de especies que poseen estaturas, formas, colores y texturas distintivas de los sistemas aéreos y radicales; los patrones espaciales derivan de la respuesta de las plantas a diferentes condiciones de hábitat, que son de por sí espacialmente variables; por último están los patrones temporales, que son evidentes debido a las variaciones en el tiempo de las plantas.

Con base en estas propiedades de la vegetación pueden definirse escalas de estudio de la misma. Kent y Coker (1992) identifican cinco niveles de complejidad, de menor a mayor: cobertura vegetal, formación vegetal, tipos de vegetación, comunidad de plantas, poblaciones de plantas e individuos de una misma especie. La cobertura vegetal es la parte de cobertura de la Tierra representada por

vegetación. Cuando la cobertura vegetal es considerada junto con respuestas ecofisiológicas de las plantas, se tiene una formación vegetal. El tipo de vegetación, o comunidad de plantas, se refiere a miembros de un grupo, o de asociaciones de plantas, que comparten características ambientales o del ensamblaje similares, como la forma de vida o el rango altitudinal, caracterizados por la presencia de una o más especies dominantes (Ornduff *et al.* 2003; Wiese 2013). Por ejemplo, un bosque tropical lluvioso es una formación dominada por árboles siempreverdes de grandes hojas y es característico de regiones tropicales húmedas en varios continentes (Barbour *et al.* 1980)

La vegetación es el reflejo de múltiples factores que afectan los procesos de estabilidad dinámica de los ecosistemas y la fragmentación de los mismos, como factores bióticos (organismos), abióticos (agua, luz, temperatura, humedad, etc.) y el flujo de energía y materiales. Es un indicador confiable de la recuperación ambiental y los cambios de uso de la tierra (el cambio en el tipo y/o grado de intervención antrópica de la cobertura de la tierra (Comber *et al.* en prep.; Naveda 2016, comunicación personal)) y permite la adquisición de información asociada al estado de conservación de la biodiversidad al nivel de hábitats y ecosistemas, que aporten tanto a la toma de decisiones en gestión ambiental como a la elaboración y seguimiento del impacto de las políticas públicas sobre la biodiversidad y las poblaciones humanas (Madi *et al.* 2011). Las alteraciones en las coberturas vegetales entonces representarán la pérdida y/o el grado de intervención de esos hábitats y ecosistemas.

La vegetación puede ser cartografiada bajo ciertas variables/criterios, que muestran con bastante aproximación sus características más importantes, como variables fisionómico-estructurales (ejemplo: apariencia, densidad de cobertura, altura del dosel, etc.) y ambientales (ejemplo: caducifolia, aspectos florísticos, inundación, intervención, etc.) (MARNR 1983; King 2002; Alcaraz 2013; Naveda 2016, com. per.). La vegetación se da en el territorio, por lo cual puede ser representada en modelos espaciales geográficos. El mapeo de vegetación consiste en delinear la

distribución geográfica, extensión y patrones espaciales de tipos de vegetación y/o sus características estructurales (FGDC 2008). Un buen mapa de vegetación proporciona información resumida y gráfica sobre los paisajes, ecosistemas y biodiversidad, por lo cual es un instrumento importante en la gestión de las AP, y puede ser considerado como un inventario que muestra espacialmente la ubicación, extensión y distribución de los activos esenciales de éstas (Hueck y Seibert 1988; Kileen *et al.*, *op. cit.*). La información evaluada sistemáticamente y representada en un mapa de vegetación ayuda a la toma de decisiones en el aprovechamiento y conservación de ésta, particularmente en los procesos que implican la pérdida de la vegetación natural, la fragmentación de bosques y los cambios en la cobertura y uso de la tierra asociados (Hecht y Cockburn 1990; MARNR 1983; Zhai *et al.* 2015).

Una de las principales afectaciones de la vegetación boscosa es la deforestación, la cual implica el reemplazo de áreas de bosque nativo por otros ecosistemas, afectando a la biodiversidad de tres formas: 1) destrucción de hábitat, 2) aislamiento por fragmentación de hábitats continuos y 3) efectos de borde alrededor de zonas limítrofes entre deforestadas y naturales (Skole y Tucker 1993; Murcia 1995). Los efectos de borde son el resultado de la interacción entre dos ecosistemas adyacentes, separados por una transición abrupta (borde) y pueden ser de tres tipos: 1) efectos abióticos, involucrando cambios en las condiciones ambientales que resultan de la proximidad a una matriz disimilar, 2) efectos bióticos directos, que involucran cambios en la abundancia y distribución de especies, causados directamente por las condiciones físicas cercanas al borde (por ejemplo, desecación y vientos) y determinados por las tolerancias fisiológicas de las especies a éstas condiciones y 3) efectos bióticos indirectos, que implican cambios en las interacciones de las especies, como depredación, parasitismo, herbivoría, polinización biótica y dispersión de semillas (Murcia 1995).

Condiciones diferenciales entre los bordes de un hábitat y su centro están ampliamente documentadas. La exposición a una matriz antrópica altera condiciones microclimáticas, flujo de nutrientes, así como composición florística y estructural. Esto conlleva a la reducción de la disponibilidad de hábitat y recursos para muchos taxa, junto con cambios en interacciones interespecíficas y una mayor exposición a humanos (Laurance 1991; Matlack 1994; Hansson 1994; Murcia 1995; Laurance *et al.* 1998; Didham y Lawton 1999). El resultado neto de todos estos efectos pueden ser la pérdida de especies de plantas y animales, e inclusive, su extinción. La principal causa de riesgo de extinción de las especies de fauna amenazadas de Venezuela es la pérdida o degradación de hábitat, y afecta a 83% de ellas (Rodríguez y Rojas-Suárez 2008).

Entre las AP venezolanas dedicadas a la protección de especies de fauna amenazadas está el PN Dinira, el cual fue creado en 1988 con la finalidad de proteger las cuencas altas de los ríos Tocuyo, Chabasquén y Boconó, cuyas aguas son esenciales para el desarrollo de la región centro occidental de país (República de Venezuela 1988; Aponte y Salas 2004). Ubicado en la Sierra de Barbacoas y parcialmente en la Sierra de Portuguesa, posee un relieve muy abrupto e irregular por comprender cuencas altas enmarcadas dentro de las estribaciones andinas, específicamente en la culminación de los Andes venezolanos (Gobernación del estado Lara 2008). Sus características topográficas determinan una importante heterogeneidad en la biodiversidad y, por tanto, en la vegetación presente, por lo que conocer la dinámica espacial de la cobertura vegetal es un criterio válido para establecer el estado de conservación de la vegetación del parque y hacer inferencias sobre sus tendencias futuras. Surge la interrogante sobre cuál es este estado de conservación del PN Dinira, considerando que si la vegetación del parque está en un buen estado, no deberían observarse muchos cambios en la cobertura vegetal en un tiempo reciente.

Tomando en cuenta que el área del PN Dinira posee recursos biológicos, geológicos, culturales y paisajísticos de importancia y relevancia nacional e internacional; que las cuencas altas de los ríos

que nacen en Dinira son esenciales para asegurar el suministro continuo, regulado y de buena calidad de las aguas, siendo éstas indispensable para el consumo de la población y para los desarrollos agrícolas aguas abajo; que en Dinira está el hábitat de numerosas especies únicas en peligro de extinción, las cuales en su totalidad e individualmente poseen un alto valor científico y social, lo que han atribuido a la zona gran belleza e importancia científica, el cual merece ser protegido para la educación, conocimiento y recreación (República de Venezuela 1988; Gobernación del estado Lara 2008) y que existe un vacío de información importante referente a la cobertura vegetal y uso de la tierra actual y pasada, este estudio se planteó establecer el estado de conservación de la vegetación del PN Dinira, lo cual sería un aporte para la evaluación del PN como figura de protección y para la planificación del manejo de toda la biodiversidad allá presente.

Antecedentes

Cuando se creó el parque, ya se reconocía la importancia de la zona como área para la protección de la biodiversidad (República de Venezuela 1988). Fue creado para la protección de los recursos biológicos, geológicos, culturales y paisajísticos de esa región de los Andes, como las cuencas altas de los ríos Tocuyo, Chabasquén, Boconó y Carache, las formaciones vegetales y especies en peligro de extinción; las cuevas más desarrolladas del país; para la educación, conocimiento y recreación de todos los venezolanos (República de Venezuela *op. cit.*). Cracraft (1985a, 1985b) muestra a la zona como parte de un importante centro de endemismo para aves y Goldstein (1993) como hábitat del Oso Frontino (*Tremarctos ornatus*). Además, en el pasado Dinira albergaba especies de la megafauna americana (Matos 1997). Estas y otras informaciones sobre la fauna del lugar fueron recopiladas y presentada en Rodríguez y Rojas-Suárez (1999, 2008) y Rodríguez *et al.* (2015). Es tal la importancia de Dinira como figura de protección, que desde 2001 está incluido en un proyecto

de creación de un corredor ecológico con los otros parques nacionales de la Sierra de Portuguesa (Yacambú, Terepaima, Guache y Guaramacal) (Fudena 2006; Yerena *et al.* 2007).

La vegetación fue ampliamente estudiada por Smith (1972, 1975), Smith y Gorín (1977), Clausnitzer y Smith (1972) y Salazar (inédito), quienes describieron la distribución de las formaciones vegetales presentes, su ecología y los cambios del suelo producidos por esas formaciones. Parte de la información derivada de estos estudio fue sintetizada en FER (1988). Morillo (1991) describió de manera general la distribución de representantes de la familia Asclepiadaceae dentro del parque, Santos-Niño *et al.* (1997) estudió la estructura y disposición espacial de los tipos de vegetación presentes en las formaciones de páramo y subpáramo y Crespo (1999) describió la existencia de especies endémicas y exóticas de plantas y de algunos aspectos geológicos y geomorfológicos del parque.

Aponte y Salas (2004) realizaron un estudio detallado el estado de conservación del PN Dinira mediante una descripción de fisiografía, biodiversidad, manejo, influencia humana, turismo, conservación e investigación y amenazas. La descripción fue hecha a partir de observaciones hechas en salidas de campo a la zona, comunicaciones personales, y de una revisión bibliográfica de la literatura existente.

En las cartas topográficas elaboradas por la Dirección de Cartografía Nacional del Ministerio de Obras Públicas (actual Instituto Geográfico de Venezuela Simón Bolívar (IGVSB)) entre 1969 y 1977, se dispone de información a una escala representativa de su altimetría, hidrografía, vialidad e infraestructuras. Sin embargo, este no es el caso de la cobertura vegetal y uso de la tierra. Existen mapas escala 1:100.000 sobre geología, uso actual de la tierra, isoyetas, litología, vegetación y zonificación del parque del año 1989, pero están en formato analógico y en mal estado (R. Piña 2016, com. per.). La información utilizable sobre la cobertura vegetal y uso de la tierra es producto de mapas de vegetación nacional que van de escala 1:4.000.000 (MAC 1961) a 1:2.000.000 (Pittier

1920; Hueck 1960; Tamayo 1964, 1995; Ewel *et al.* 1976; Huber y Alarcón 1988; MARN 2003; Madi *et al.* 2009).

No existen estudios publicados que evalúen la evolución de la cobertura vegetal del PN Dinira ni cómo esto ha afectado la diversidad biológica. Sin embargo, ejemplos de evaluaciones multitemporales de PN son los trabajos de Gómez-López (2005) y de Molina y Albarrán (2013), en el PN Yacambú. En el primer caso, se realizó un análisis del estado de conservación de categorías de cobertura vegetal basadas en porcentajes de cobertura (0-25%; 25-50%; 50-75%; 75-100%) de la zona protectora de la cuenca del río Yacambú, producto de la comparación de los cambios en los porcentajes de dicha cobertura en el área de estudio para los años 1974-1996, mediante la fotointerpretación de series aerofotográficas. En el segundo caso, se determinó el estado de conservación de las coberturas de la tierra (bosque (denso, medio y ralo), matorral (denso, medio y ralo), herbazal, agrícola y pecuario) del PN Yacambú para el periodo 2000-2008, mediante una evaluación de su evolución temporal, a partir de la superposición de mapas de cobertura vegetal derivados de imágenes satelitales, encontrándose que las coberturas presentan un alto grado de conservación en áreas distantes a las vías de acceso y una afectación importante en áreas limítrofes, por la expansión de la frontera agrícola.

Objetivos

Objetivo General

Establecer el estado actual de conservación de la vegetación del Parque Nacional Dinira y los potenciales efectos de este estado sobre algunas especies de fauna amenazadas.

Objetivos específicos

1. Caracterizar los cambios espaciales de la cobertura vegetal y uso de la tierra en el Parque Nacional Dinira en el intervalo 2002-2016.

2. Evaluar la distancia de penetración del efecto de borde en el Parque Nacional Dinira en el intervalo 2002-2016.
3. Determinar los posibles efectos de los cambios espaciales de la cobertura vegetal y uso de la tierra y la penetración del efecto de borde sobre la disponibilidad de hábitat de especies de fauna amenazadas del Parque Nacional Dinira.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El nombre "Dinira" deriva del vocablo arawaco "Dinta", que significa lomas en forma de senos, aludiendo al hecho de dar savia y vida (FER 1988; Aponte y Salas 2004). El PN Dinira fue creado bajo el Decreto N° 2564 del 30 de noviembre de 1988, publicado en la Gaceta Oficial número 34120 (República de Venezuela 1988). Tiene un área de 455 km² y está ubicado entre los estados Lara, Portuguesa y Trujillo, entre las coordenadas 1089500 m y 1081100 m N, y 380000 m y 389500 m E de la zona 19 (República de Venezuela, 1988; Aponte y Salas *op. cit.*). Cartográficamente, está representado en las cartas 1:100.000 de Cuicas (6145), Trujillo (6144), El Tocuyo (6245) y Biscucuy (6244). En la Figura 1 se muestra un mapa temático del PN Dinira, con su situación regional y nacional.

Variables físico territoriales

El PN Dinira está ubicado en las sierras de Barbacoas y Portuguesa (Tablas 1 y 2), lo que le confiere un relieve muy abrupto e irregular encontrándose montañas de páramo, montañas altas y bajas, valles y lagunas (Acurero y Jimenez 1987; FER 1988; Aponte y Salas 2004). Fue creado con el objeto de proteger las cuencas altas de los ríos Tocuyo, Morere, Curarigua, Chabasquén, Boconó, Carache, Guanare, Jirajara y Monay (afluentes del Motatán), además de los recursos biológicos, geológicos, culturales, paisajísticos, e hidrológicos de la región (República de Venezuela 1988; Echavarría 2007).

Las aguas que salen de Dinira alimentan los embalses Tucupido, Félix de los Ríos, Dos Cerritos y Peña Larga “Boconó-Tucupido”, y las presas Enrique Jorge Aguerrevere “Agua Viva”, y Cuatricentenaria (FER 1988; Aponte y Salas *op. cit.*). Su precipitación varía entre los 642 y los 2100 mm anuales (Apéndice 2), con abril, mayo y junio como los meses más lluviosos, con un rango altitudinal entre los 1200 y 3585 m s.n.m. (Apéndice 1), y temperaturas entre 6º y 22º C (FER 1988; Aponte y Salas 2004; Gobernación del estado Lara 2008). Además, en Dinira se diferencian cuatro tipos de pisos bioclimáticos: 1) Páramo, en el sector de Buenos Aires; 2) Montano húmedo, en los límites de Lara y Trujillo y en la vertiente Sur de la Sierra de Portuguesa; 3) Premontano húmedo, en los alrededores de Jabón y Barbacoas; 4) Premontano seco, que bordea la Sierra de Barbacoas y actúa como transición con la depresión central de Lara (Gobernación del estado Lara 2008).

Entre los poblados cercanos más representativos están Barbacoas al norte, Buenos Aires y Carache al noreste, Humocaro Alto y Humocaro Bajo al este, Paraíso de Chabasquén al sureste, Burbusay al suroeste y Campo Elias al sur. A pesar de estar rodeado de centros poblados, su topografía hace que el acceso sea muy difícil y por lo tanto limitado (Apéndice 3). Sin embargo, dentro del parque se encuentran antiguas granjas que mantienen actividades agropecuarias de muy baja intensidad (Aponte y Salas 2004). Salvo en las inmediaciones de la Cascada del Vino, además, no existen carreteras asfaltadas dentro del parque (Aponte y Salas *op. cit.*).

Recursos biológicos

La vegetación de Dinira es variada, pues su topografía ha sido el resultado de fenómenos geomorfológicos únicos, como las cuevas naturales más desarrolladas del país, la orogénesis de los Andes en su parte más septentrional, y valles de origen glacial (Aponte y Salas 2004). Los vientos de barlovento y sotavento que interaccionan con la cordillera de Dinira hacen que se dé la presencia de páramos subalpinos, bosques húmedos montanos bajos y altos, bosques siempreverdes, matorrales, espinares, sabanas y cultivos (FER 1988; Aponte y Salas *op. cit.*). En el subpáramo de

Cendé (2.450 m.s.n.m.) se ha reportado la presencia de 35 especies vegetales pertenecientes a 22 familias, con una dominancia (en términos de cobertura) de las familias Gramineae y Pteridaceae (FER 1988; Santos-Niño *et al.* 1997; Aponte y Salas *op. cit.*). A partir de los 3.200 m.s.n.m, en el Páramo del Cendé, se han reportado 20 especies en 8 familias, con una dominancia de Graminae, seguidas por las Compositae e Iridaceae (Santos-Niño *et al.* 1997). Al estar aislados del resto de los páramos andinos, los páramos de Dinira se piensa tienen un grado de endemismo potencialmente elevado (FER 1988; Aponte y Salas *op. cit.*). Sin embargo, R. Piña (2016, comunicación personal) afirma que estos páramos tienen un origen antrópico, esto es, son producto de incendios reiterados y del uso excesivo de la vegetación de dichas zonas.

En la Sierra de Barbacoas se han reportado 23 órdenes, 71 familias y 269 de especies animales y en la Sierra Portuguesa hay 67 familias y 320 especies reportadas. Sin embargo, se conoce muy poco de la fauna de Dinira. No hay listados oficiales de especies, pero sí información producto de colectas o avistamientos generalmente no publicados (Aponte y Salas *op. cit.*). Cracraft (1985a, 1985b) afirma que, junto a los páramos de Trujillo, Dinira forma parte de un importante centro de endemismo de aves. Al menos 18 especies de aves y 5 especies de mamíferos se encuentran en el parque (FER 1988; Aponte y Salas *op. cit.*).

Tabla 1. Principales características de la Sierra de Barbacoas. Adaptado de EI (2008).

Característica	Descripción
Ubicación	1888 km ² . Estados Lara y Trujillo
Geología	Formaciones cretácicas (Peñas Altas, Aguardiente, Apon Carorita, Luna y Colón; y paleocenas (Morán, Paují, Quebrada Arriba y Humocaro). Atravesado por la falla de Boconó
Geomorfología	Altitud entre <1600 y 3460 m s.n.m. Pendientes entre 0% y 45%. Pedregosidad entre 10% y 75%
Hidrografía	Nacientes de los ríos Tocuyo, Morere, Curarigua, Chabasquén, Boconó, Carache, Guanare, Jirajara y Monay.
Clima	Precipitación y evaporación media anual: 974 mm y 1382 mm. Temperatura media mínima y máxima: 16° C y 20° C.
Vialidad	19% local, 18% ramal, 5% de sub-ramal y 7.4% troncales del estado Lara.

Tabla 2. Principales características de la Sierra de Portuguesa. Adaptado de EI (2008).

Característica	Descripción
Ubicación	4014 km ² . Estados Lara y Portuguesa
Geología	Formaciones Yacambú, Villanueva, Morón y Matatere.
Geomorfología	Altitud entre 500 y 2250 m s.n.m. Pendientes entre 25% y 45%. Pedregosidad entre 10% y 75%
Hidrografía	Nacientes de los ríos Yacambú, Turbio y Sarare, y cuencas de los ríos Guanare, Portuguesa y Cojedes
Clima	Precipitación y evaporación media anual: 1150-2950 mm y 1350 mm. Temperatura media mínima y máxima: entre 16° C y 27° C.
Vialidad	21% local, 12% ramal, 22% de sub-ramal y 4.5% troncales del estado Lara.

Síntesis metodológica

La metodología a utilizar se basó en una recopilación de información del PN Dinira, entre la cual están imágenes satelitales, con la cual se crearon distintos mapas mediante su procesamiento y clasificación, cuyos productos derivados fueron analizados con base en los objetivos del estudio.

Una síntesis de esto se presenta en la Figura 2.



Figura 2. Síntesis metodológica empleada.

1 Recopilación de la información

Se obtuvo información bibliográfica del PN Dinira y su contexto espacial. Se compiló información cartográfica del área de estudio, en formato digital vector y ráster, en el IGVSB, Inparques, Laboratorio de Ecología del Paisaje y Conservación (Universidad Simón Bolívar, USB) y Minea Lara. El conjunto de información de teledetección fueron imágenes satelitales, que se obtuvieron del portal glovis.usgs.gov del USGS (*United States Geological Survey*), tratando de asegurar la menor

cobertura posible de nubes, la integridad radiométrica, que fuesen recientes y que no estuviesen separadas temporalmente por más de 15 años (MARNR 1982; García-Rangel 2011; Isasi-Catalá 2012; Molina y Albarrán 2013). En la Tabla 3 se muestran las características de estas imágenes. Se utilizaron los productos del *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM) a 30 m de resolución, como modelo digital de elevación (MDE) para la corrección de las imágenes.

Tabla 3. Características del conjunto de imágenes satelitales implicadas en este estudio. Las imágenes del 2002 y 2016 fueron las implicadas en los análisis multitemporales, mientras que las de 2007 y 2011 se utilizaron para la remoción de nubes y la validación de la clasificación.

Imagen	Satélite	Sensor	Res. Espa.	Res, Espe.	Fecha	SLC	CN (%)	Época
LE70060532002026AGS00	Landsat 7	ETM+	30 m	7 + pan.	26/01/2002	on	12	Sequía
LE70060532007264ASN00	Landsat 7	ETM+	30 m	7 + pan.	21/09/2007	off	0	Lluvia
LE70060532011275ASN00	Landsat 7	ETM+	30 m	7 + pan.	02/10/2011	off	40	Lluvia
LE70060532016017EDC00	Landsat 7	ETM+	30 m	7 + pan.	17/01/2016	off	3	Sequía

ETM+: *Enhanced Thematic Mapper +*; SLC: *Scan Line Corrector*; CN: Cobertura nubosa; Res. Espa.: Resolución espacial; Res. Espe.: Resolución espectral; pan.: pancromática a 15m.

2 Elaboración del mapa base

Se considera como mapa base aquel que contiene información sobre centros poblados, vialidad, hidrografía, curvas de nivel, toponimia y límites del área de estudio (Perera 2006). Esta información fue representada vectorialmente en forma de coberturas, georreferenciadas por el Ministerio de Ecosocialismo y Aguas (Minea, Lara) con base en la cartografía oficial del IGVSb a escala 1:100.000, en el datum REGVEN con el elipsoide GRS 1980. Con el software ArcGIS 10.4 (ESRI 2011) se elaboró el SIG del área de estudio con las coberturas antes mencionadas. Las capas fueron luego reproyectadas al datum WGS84, esferoide WGS84, con la proyección UTM (*Universal Transversal Mercator*), en el Huso 19. Este mapa ayudó a tener una idea del contexto espacial en el que está el área de estudio, además de ser un apoyo en la interpretación de las imágenes de satélite utilizadas.

3 Procesamiento de las imágenes de satélite

Esta fase del trabajo es la más laboriosa, por la cantidad de detalles que hay que tomar en cuenta para todo el proceso de interpretación de imágenes, pero es fundamental para aprovechar al máximo la información proveniente del conjunto de datos bajo análisis (García-Rangel 2011). El procesamiento fue realizado con ERDAS IMAGINE 2014 (ERDAS 2002, 2014), ENVI 5.3 (ENVI 2009), Geomatica 2016 (PCI Geomatics 2016) y ArcGIS 10.4 (ESRI 2011). Todas las imágenes fueron primero cortadas en todas sus bandas a un área de interés (AI), para una mayor rapidez en las operaciones de corrección y remuestreadas con la banda pancromática para obtener una resolución de 15 m mediante el algoritmo HPF (*High Pass Filter*). Los productos del SRTM se remuestrearon a 15 m mediante interpolación bilineal (Chuvieco 1995; L. Delgado 2016, com. per.; M. Pirela 2017, com. per.).

3.1 Corrección geométrica

Por la propia naturaleza del proceso de la toma de las imágenes de satélite, estas presentan habitualmente diversas formas de distorsión geométrica, entre ellas están: la rotación y curvatura de la Tierra durante la toma de la imagen, la frecuencia de escaneo del sensor, los efectos panorámicos, la variación en la velocidad y altura de la plataforma de registro. La corrección geométrica implica una rectificación y una ortorectificación, para asegurar la idoneidad de las imágenes (Richards 1986).

3.1.1 Rectificación

El proceso de rectificación (georreferenciación) se fundamenta en el establecimiento de una correspondencia entre las coordenadas de los píxeles de la imagen y las coordenadas reales sobre el terreno de los objetos que estos píxeles representan (Olaya 2014). Para esto se obtuvieron 70 puntos de control (PCs), a partir de la cartografía oficial 1:100.000 y del mapa base que fueron

coincidos con los mismos puntos en la imagen de satélite, principalmente de la vialidad e hidrografía. Estos puntos estuvieron distribuidos equitativamente en el espacio a rectificar para asegurar la calidad de la referenciación (ESRI 1997). Se aceptó un error medio cuadrado (EMC) menor al máximo error planimétrico aceptable según el IGVS (0,3 mm en el mapa, lo que representa 30 m en el terreno para la escala 1:100000) (Perera 2006). Este error expresa la exactitud geométrica absoluta respecto a cero, es decir, la cercanía que tienen los valores de las coordenadas de la cartografía con la imagen de satélite (Fallas 1996a, 1966b). La georreferenciación se realizó en ERDAS IMAGINE 2014, mediante un modelo polinomial de 1er orden e interpolación bilinear.

3.1.2 Ortorectificación

Las variaciones topográficas en la superficie de la Tierra afectan la distancia a la que se muestran las características en la imagen satelital, lo cual provoca un desplazamiento aparente de los píxeles en las imágenes satelitales. La distorsión es mayor mientras mayor diversidad topográfica tenga el paisaje, característica presente en los paisajes andinos y particularmente en el PN Dinira (Acurero y Jimenez 1987; FER 1988; García-Rangel 2011, Olaya 2014). Con el modelo polinomial creado en la georreferenciación se ortorectificaron las imágenes mediante interpolación bilinear y ERDAS IMAGINE 2014 (Islam 2013).

3.2 Corrección radiométrica

Un nivel digital (ND) es un valor entero que indica la intensidad de la radiación incidente en el sensor dentro de una escala definida, en donde cada píxel en la imagen satelital tiene un ND único asociado (Olaya 2014). Los NDs derivados de sistemas ópticos satelitales no deben usarse para medidas geofísicas y estudios multitemporales, pues incluyen efectos derivados de la calibración del sensor, así como interferencias atmosféricas y topográficas (Riaño *et al.* 2003; Olaya 2014). La corrección radiométrica designa técnicas que modifican NDs originales de las imágenes en valores de

reflectividad aparente, con objeto de acercarlos a los que habría en la imagen caso de una recepción ideal (Chuvieco 1995; Flores 2015).

3.2.1 Generación de píxeles faltantes

Un error debido al mal funcionamiento del sensor se observa como píxeles perdidos. Mediante el algoritmo matemático de la interpolación es posible estimar los NDs desconocidos a partir de los conocidos (Chuvieco 1995; Olaya 2014). Sin embargo, se trata de información irreparablemente perdida. No puede restaurarse lo que nunca se obtuvo, por lo que los procesos de corrección se dirigen a mejorar artificialmente el aspecto visual de la imagen, facilitando su posterior interpretación (Chuvieco *op. cit.*). Las imágenes Landsat 7 ETM+ a partir del 31 de mayo de 2003 presentan un aproximado de 22% de píxeles perdidos por la falla del SLC, sensor que compensaba el efecto de “bamboleo” del satélite. Utilizando la extensión *gapfill* de ENVI 5.3 se estimaron estos píxeles mediante triangulación.

3.2.2 Corrección atmosférica

La corrección atmosférica (CA) busca remover distorsiones causadas por la interacción entre la radiancia y los constituyentes de la atmósfera, la cual puede ser de difusión, desviando parte de la energía, cambiando su dirección, o de absorción, absorbiendo parte de la radiación y emitiéndola a una longitud de onda distinta, reduciendo su intensidad (Kaufman 1984; Riaño *et al.* 2003; Olaya 2014; Vanonckelen *et al.* 2014). Mediante Geomatica 2016 (PCI Geomatics 2016) se estimaron los valores de reflectancia al nivel del suelo con el modelo de Chavez (1996), reduciendo los efectos atmosféricos. Las áreas con nubes y sombras de nubes, que en una imagen hacen que la información sobre la cobertura de la tierra subyacente sea inviable, se enmascararon mediante digitalización de polígonos en pantalla de las imágenes Landsat 7 del 2002 y 2016 y se rellenaron con las imágenes Landsat 7 del 2007 y 2011 respectivamente.

3.2.3 Corrección topográfica

La iluminación inducida por la topografía puede alterar considerablemente los resultados de clasificaciones de imágenes, pues características similares de cobertura terrestre de cara al Sol en direcciones diferentes muestran diferentes respuestas espectrales, esto es, diferentes comportamientos de interacción con la luz en el espectro electromagnético y usualmente son identificadas como distintas unas de otras (Fahsi *et al.* 2000; Shrestha y Zinck 2001; García 2008; Gao y Zhang 2009; Richter *et al.* 2009). La corrección topográfica (CT) se refiere a la compensación de las diferentes iluminaciones solares debido a la forma irregular del terreno, tratando de modelar la iluminación que tendría si fuera una superficie plana (Riaño *et al.* 2003; Olaya 2014).

Un MDE, el equivalente informatizado de la topografía de la cartografía clásica representada mediante curvas de nivel, es crucial para hacer esta corrección (Jensen 1996; Richter 1998; Shrestha y Zinck 2001; Cingolani *et al.* 2004; Lu y Weng 2007; Ren *et al.* 2009; García-Rangel 2011; Olaya 2014). Mediante el producto del SRTM remuestreado a 15 m como MDE y Geomatica 2016 (PCI Geomatics 2016) se corrigieron topográficamente las imágenes.

4 Clasificación de las imágenes

La clasificación permitió establecer una categorización del área de estudio a partir de una serie de criterios basados en variables características de la vegetación, parámetros de interpretación visual y parámetros físicos derivados de los valores de reflectancia. Este proceso se realizó con ArcGIS 10.4 (ESRI 2011).

4.1 Selección de las categorías

Se utilizaron las categorías de vegetación y uso de la tierra descritas por FER (1988), Acurero y Jiménez (1987), Aponte y Salas (2004) y Quiroga-Carmona (2011, en prep.) como sistema de clasificación de vegetación en el cual estuvo basada la leyenda de los mapas definitivos. De una

primera interpretación de los textos de los autores se encontraron 24 clases reportadas. Estas clases se agruparon en categorías al nivel de cobertura vegetal, dependiendo de la fisionomía de la categoría en sí. En ese sentido, por ejemplo, los yagrumales, palmichales, bosques de galería fueron considerados como bosques, los herbazales, helechales matorrales como sabanas, los pueblos, poblados y caseríos fueron como centros poblados, los potreros, infraestructuras, ganaderías como zonas intervenidas, etc. Luego de un análisis exhaustivo se pudieron combinar las 24 clases en 7 grandes categorías de cobertura vegetal y uso de la tierra: bosque (**Bo**), páramo (**Pa**), sabana (**Sa**), agrícola (**Ag**), intervenido (**In**) y poblados (**Po**), Suelo desnudo (**Su**).

4.2 Interpretación visual

Se seleccionó la combinación de banda 5, 4, 3 (falso color) para la identificación de las características de las coberturas de las imágenes satelitales. La banda 5 (infrarojo medio) es sensible a la humedad y es útil identificando vegetación vigorosa y nubes. En banda 4 (infrarojo cercano) los cuerpos de agua se ven negros pues el agua absorbe casi toda la luz en esta longitud de onda, lo cual contrasta fácilmente con la reflectancia brillante de la vegetación y el suelo y es útil para definir la interfaz agua-tierra. La banda 3 (rojo) es buena para distinguir entre vegetación y suelo y para saber el estado de salud de la vegetación, pues ésta última absorbe casi toda la luz roja por lo cual aparece en la imagen como verde brillante. Se tomaron en cuenta parámetros claves visuales de interpretación como posición, forma, tamaño, orientación, tono, textura, y patrón espacial (Chuvieco 1995; Olaya 2014). Se utilizaron el mapa base elaborado anteriormente y la información bibliográfica del área de estudio como información auxiliar en los análisis de categorización, para dar más veracidad a la clasificación.

4.2.1 Cálculo de fotoíndices

Se usó el índice de vegetación de diferencia normalizada (IVDN) y el índice de vegetación mejorado (IVM), pues el primero permite eliminar efectos topográficos como variaciones en el ángulo de iluminación del Sol, y el segundo permite corregir efectos atmosféricos como los causados por aerosoles y neblina, además de minimizar influencias del suelo en la reflectancia y problemas de saturación del mismo índice encontrados en zonas de vegetación densa (Rouse *et al.* 1973; Horning *et al.* 2010; Huete 2015). El IVDN está definido como $IVDN = \frac{NIR-R}{NIR+R}$, varía entre -1 y 1, donde valores cercanos a 1 indican presencia de vegetación vigorosa, cercanos a 0 suelos desnudos y nubes y cercanos a -1 nieve, hielo y agua (Jackson y Huete 1991; Mróz y Sobieraj 2004). Estos índices fueron útiles en la interpretación visual al permitir la separación de categorías de las cuales se tuviese un análisis dudoso, particularmente entre los páramos y el suelo desnudo.

4.3 Selección de los campos de entrenamiento

Los campos de entrenamiento constituyen zonas homogéneas del área de estudio en las que se conoce *a priori*, o se tiene bastante certeza del tipo de clase (cobertura) existente (Olaya 2014; Thakkar *et al.* 2014). La selección de estos campos en las imágenes satelitales es el paso crítico previo a una clasificación supervisada, la cual está condicionada por los valores de reflectancia que cada campo tenga (Thakkar *et al.*, *op.cit.*).

Al unir campos de entrenamiento en una clase, se aglomera la variabilidad en los valores de reflectancia de dichos campos y esta unión constituye la firma espectral de cada clase de cobertura. (Thakkar *et al.* 2014; Flores 2015; Santos 2016). Por digitalización de polígonos en pantalla para la imagen del 2002 se crearon 280 campos escogidos *ad libitum* a través de toda el área de estudio, generando el archivo de firmas espectrales para las 7 categorías de coberturas definidas anteriormente.

4.4 Clasificación supervisada

Con el archivo de firmas espectrales generado en la selección de los campos de entrenamiento se realizó la clasificación para las imágenes del 2002 y 2016 usando ArcGIS 10.4. Se utilizó método de máxima verosimilitud, el cual usa una función de probabilidad basada en la distancia de Mahalanobis entre cada píxel y el centroide de la clase a la que pertenece (Thakkar *et al.* 2014).

Un problema surgió con las categorías **Su** y **Pa**, las cuales mostraron la misma respuesta espectral y eran clasificadas como clases iguales en algunas zonas del área de estudio. El IVDN y IVM ayudaron a la identificación inequívoca de estas coberturas, pero la clasificación supervisada arrojaba resultados incorrectos. Fue necesario la separación manual de los píxeles de la clasificación mediante un criterio altitudinal: píxeles identificados como páramo por debajo de 2400 m s.n.m. fueron considerados como suelo desnudo, según la altitud media de ecotono bosque-páramo reportada para Dinira según FER (1988), Aponte y Salas (2004) y Quiroga-Carmona (2011, en prep.).

4.5 Evaluación de la precisión

La evaluación se realizó generando una matriz de error (de confusión) que constó de tabulaciones cruzadas de las clases de referencia (*a priori*) versus las clases mapeadas (*a posteriori*). Los números de la matriz correspondieron a PC tomados en campo y escogidos *ad libitum* en pantalla.

4.5.1 Verificación en campo

La escogencia de los sitios del área de estudio a visitar para realizar el control (PC) estuvieron condicionados por la significación e importancia de las unidades identificadas, el grado de dificultad presentado en el reconocimiento o identificación de algunas unidades, la ubicación y accesibilidad a las áreas de interés, el tamaño de la unidad cartográfica, el grado de intervención detectada y la disponibilidad de tiempo para la realización de las observaciones de campo (MARNR 1983). Fueron

tomados 223 PCs con un GPS diferencial dentro del PN y en una zona buffer afuera de éste, en 5 salidas de campo realizadas entre septiembre y noviembre de 2011.

4.5.2 Generación de la matriz de error

Las medidas generadas de la matriz de error son 1) la precisión general (PG), 2) la precisión del productor (PP), 3) la precisión del usuario (PU) y 4) el estadístico Kappa de correlación de Cohen (\check{K}) (Cohen 1960). La PG es la división del número total de píxeles correctamente identificados (la suma de la diagonal principal) entre el número total de píxeles de la matriz; la PP es la división entre el número total de píxeles correctamente identificados (coincidentes) de cada categoría y el número total de píxeles de referencia (los conocidos *a priori*) de dicha categoría (el total de cada columna); la PU es la proporción entre el número de píxeles correctos de una clase y el número total de píxeles en esa clase; \check{K} es una medida de la coincidencia real existe entre píxeles comparado con la coincidencia esperada solo por el azar. \check{K} toma valores entre 1 y -1, donde 1 representa coincidencia perfecta, y valores menores o iguales a 0 indican que el azar es el que domina la tendencia de la clasificación (Congalton 1991; Jensen 1996; García-Rangel 2011; Thakkar *et al.* 2014; Zhai *et al.* 2015).

Al realizar una primera clasificación supervisada con base en las 7 grandes clases de cobertura vegetal y uso de la tierra (**Bo, Pa, Sa, Ag, In, Su y Po**) se obtuvo un nivel de precisión bajo $0,5 < \check{K}$, por lo cual fue necesario la unión de categorías. **Ag y Po** pasaron a entrar a la categoría **In**, por lo cual las clases finales fueron bosques, páramos, sabanas, zonas intervenidas y suelo desnudo.

5 Análisis de datos

5.1 Análisis multitemporal

Para la evaluación de la dinámica espacial del parque se calculó el área total de cada cobertura para cada año de estudio, multiplicando el número de píxeles en dicha cobertura por el área de cada

píxel (15 x 15, 225 m² por píxel). Luego, restando el área total correspondiente a cada cobertura para 2002 y 2016 se pudo estimar la cantidad de pérdida o ganancia de cobertura y la proporción en que ésta ocurrió (Molina y Albarrán 2013).

Como la cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira están influenciados directamente por factores externos, fue necesario considerar un área fuera de los linderos del parque, la cual tiene 1396,63 km² de extensión. Se evaluó la dinámica espacial de esta área de la misma manera que para el PN Dinira.

La superposición zonal de los mapas de cobertura realizados permitió obtener un mapa de probabilidad de cambio. El algoritmo utilizado calcula la probabilidad de cambio a futuro por píxel dentro una zona definida por un polígono, donde esta probabilidad se fundamenta en un proceso markoviano, necesitando de solo dos fechas (estados) para realizar esta estimación (Markov 1971; ERDAS 2002, 2014; Tang *et al.* 2007).

5.2 Análisis del efecto de borde

La intensidad de los efectos de borde usualmente se mide como la distancia d a la que los cambios derivados de estos efectos penetran en el hábitat (Murcia 1995). Evaluar esta distancia en este caso implica evaluar el gradiente de cobertura vegetal a través de los bordes del parque. Sin embargo, por la heterogeneidad espacial tanto en cobertura como en efectos de borde sobre ésta, dentro y fuera de los linderos de Dinira, fue necesario sectorizar el área de estudio y encontrar las áreas de mayor posibilidad de afectación por factores antrópicos, esto es, los puntos de acceso con mayor probabilidad de acceso al parque. Los criterios para definir estas áreas fueron cercanía a poblados, carreteras existentes, topografía (pendientes poco abruptas) y registros en campo de accesos al parque (FER 1988; Aponte y Salas 2004; Quiroga-Carmona 2011, en prep.). Se generó un total de 50 puntos, denotados G1-G50 (Apéndice 8) equitativamente distribuidos a lo largo de los linderos del parque y los cuales presentaban la mínima distancia (en m) a alguno de los criterios usados para

definir estos puntos. Sin embargo, la mayor densidad se observa en la zona norte, después de la carretera que conecta los Humocaros con Carache. Se calcularon estadísticas focales, en las cuales el algoritmo hace una operación de vecindad que calcula un ráster de salida en donde el valor para cada celda de salida es una función de los valores de todas las celdas de entrada que están en una vecindad especificada alrededor de esa ubicación. La función que se realiza en la entrada es una estadística, como el máximo, el promedio o la suma de todos los valores que se encuentran en esa vecindad.

Se definieron zonas (G1-G50) tomando en cuenta un área de 500 m alrededor de cada punto y para cada píxel dentro de dicha área se calculó: 1) la mínima distancia hacia la poligonal y 2) la desviación estándar de los valores de reflectancia de los píxeles dentro de una cuadrícula de 3x3 píxeles (45x45 m, 2025 m²). Esto fue así porque se buscó capturar la variación en la cobertura vegetal dentro de los 200 m, pues se ha probado que bastantes muchos efectos de borde ocurren en ese rango (Laurance *et al.* 2002; Dantas *et al.* 2016). Luego, se graficó esta desviación estándar vs la mínima distancia a la poligonal para cada píxel del área de 500 m alrededor de cada punto hacia adentro de la poligonal. Se tiene el supuesto de que la distancia en que las desviaciones estándar de los valores de reflectancia de los píxeles de esta área se estabilizan, es la distancia d donde los efectos de borde dejan de ocurrir y el bosque interior empieza. Para visualizar mejor la tendencia de los datos, se realizó un ajuste polinomial de grado 5 (Esri 1997; 2011; Dantas *et al.* 2016).

5.3 Análisis de disponibilidad de hábitat de especies amenazadas

Se consideraron especies amenazadas mamíferos que estuvieran reportados como presentes en el parque en al menos dos ocasiones (FER 1988; Aponte y Salas 2004; Quiroga-Carmona 2011, en prep.), y estuvieran bajo las categorías LC, NT, VU, EN o CR según la IUCN y/o en los apéndices I, II o III de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES por sus siglas en inglés) (Rodríguez y Rojas-Suárez 2008; UNEP-WCMC 2017). Se

escogieron el oso andino (*Tremarctos ornatus*), el venado maticán (*Mazama bricenii*), la onza (*Puma yagouaroundi*), el puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*). En la tabla Tabla 3 se muestran algunas de las características bioecológicas de las especies a considerar, de las cuales fueron utilizadas el hábitat, el rango altitudinal y la densidad para los análisis hechos en esta sección.

Se tomaron dos criterios claves para la definición del hábitat de cada especie: 1) las categorías de cobertura vegetal usadas en la clasificación, reportadas como más utilizadas por la especie en la bibliografía y 2) el rango altitudinal más frecuente, utilizando el producto del MDE del SRTM 30m (Gentry 1982; FER 1988; Aponte y Salas 2004; Cuello y Cleef 2009).

Para el oso andino y el venado maticán fueron considerados como hábitats las coberturas de **Bo** y **Pa**, pues son las más utilizadas por estos, mientras que las demás categorías son usadas de una manera más oportunista. Para el jaguar, se tomó **Bo** como categoría hábitat, para la onza las coberturas **Bo** y **Sa** y para el puma se consideraron **Bo**, **Sa** y **Pa**, por las mismas razones anteriores. Con respecto al rango altitudinal, también la decisión fue basada en los valores de presencia más frecuentes, esto es, 1000-2400 m, 1000-3200 m, 900-2000 m, 0-2500 m y 1500-2500 m para el oso andino, el venado maticán, la zona, el jaguar y el puma respectivamente (Linares, 1998; Estrada 2006; Shivaraju 2003; Shaw *et al.* 2007; Lizcano *et al.* 2010b; García-Rangel 2012; Iriarte *et al.* 2013; Allen 2014; Giordano 2016; Rodríguez *et al.* 2015). Sin embargo, un análisis más exhaustivo de la ecología de las especies junto con las particularidades topográficas de Dinira permitieron establecer los rangos altitudinales finales, comenzando en todos los casos en 1129 mm (cota inferior del parque) y culminando en 2400 m para la onza y el jaguar, para las zonas de una categoría diferente a **Bo**, 3200 m para el venado maticán y, para el oso andino y el puma, 3549 m (cota superior del parque).

La distancia de penetración del efecto de borde fue utilizada como una limitante en la extensión del hábitat disponible, por lo cual fue eliminada un área correspondiente a 500 m hacia adentro de la

poligonal, para presentar el peor escenario posible de afectación al hábitat por parte de efectos de borde con base en la bibliografía (Laurance *et al.* 2002; García-Rangel 2011; Dantas *et al.* 2016). El área resultante de considerar estos tres factores fue la extensión total de hábitat disponible para cada especie, con la cual fueron estimadas la abundancia mínima, máxima y la más posible para cada caso, con base en los valores de densidad poblacional reportados, para 2002 y 2016 (Yerena y Torres 1994; Lizcano *et al.* 2010a, 2010b; García-Rangel 2012; Iriarte *et al.* 2013; Isasí-Catalá 2012; Giordano 2016; Rodríguez *et al.* 2015).

Tabla 4. Características bioecológicas de especies de fauna del parque nacional Dinira.

	<i>Tremarctos ornatus</i> ¹	<i>Puma yagouaroundi</i> ²	<i>Puma concolor</i> ³	<i>Mazama bricenii</i> ⁴	<i>Panthera onca</i> ⁵
Patrón de actividad	D/N/C	D/N	N	N	C/N
Ambiente	T/A	T/A	T	T	T
Hábitat	B/P	B/S/P	B/S/P	B/P	B/S/P
Dieta	H/C	C	C	H	C
Tamaño de presas	O	P	G	NA	G
Masa (Kg)	60-200	4,5-9	29-120	8-13	40-136
Largo total (m)	1,2-2,2	0,505-0,770	0,860-1,540	0,850-0,900	1,5-2,4
Tamaño de camada	1-4	1-4	1-6	1	1-4
Periodo de gestación (días)	150-272	63-75	84-106	200-220	21-111
Área de acción (km ²)	♀: 4,1-31,4 ♂: 6,6-108,6	♀: 6,8-20,1 ♂: 17,6-100	♀: 64,7-129,5 ♂: 194,2-517,	?	♀:10-38 ♂: 10-90
Madurez sexual (años)	♀: 3-7 ♂: 4-7	♀: 2-3 ♂: ?	♀: 2,5+ ♂: 3+	♀: 1 ♂: 1	♀: 1-2 ♂: 2-3
Edad de independencia (años)	1	?	1	?	1,75-2,5
Rango altitudinal (m)	200-4750	0-3200	0-5800	800-3500	0-3200
Densidad (ind/km ²)	0,023-0,11	?	0,003-0,07	0,06-0,3*	0,002-0,12

Patrón de actividad: C = Crepuscular, D = Diurno, N = Nocturno. **Ambiente:** A = Arbóreo, T = Terrestre. **Hábitat:** B = Bosque, P = Páramo, S = Sabana. **Dieta:** C = Carnívoro, H = Herbívoro. **Tamaño de presas:** NA = No Aplica, G = Grande, P = Pequeño, O = Oportunista.

*Datos de *Mazama Rufina*.

?No reportado.

(1García-Rangel 2012; ²Giordano 2016; ³Iriarte *et al.* 2013; ⁴Lizcano *et al.* 2010a, 2010b; ⁵Rodríguez *et al.* 2015)

Resultados

La compilación cartográfica permitió hacer un mapa base y un mapa de isoyetas de Dinira (Apéndices 1 y 2).

De la interpretación visual realizada en pantalla sobre las imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ de los años 2002 y 2016 (con tolerable correspondencia geométrica y con un píxel de salida de 15 m) se produjeron dos mapas de cobertura vegetal y uso de la tierra a escala 1:100.000 (Apéndices 4 y 5).

1 Generación de los mapas de cobertura vegetal y uso de la tierra

En la elaboración de los campos de entrenamiento, al momento de evaluar la separación de clases no fue posible generar los gráficos de firmas e histogramas de bandas para éstas, debido a la gran cantidad de correcciones (remuestreos de píxeles) realizadas para las imágenes. Sin embargo, la elección de categorías tan gruesas de cobertura vegetal y uso de la tierra hizo que no fuese necesario el cálculo de medidas estadísticas para evaluar la separación de clases.

La matriz de error del mapa de 2002 (Tabla 4) mostró errores de omisión (píxeles que corresponden a una cobertura errónea (**PP**) entre bajos (**Pa** y **Su**), medios (**Bo** y **Sa**) y altos (**In**) y bajos errores de comisión (píxeles clasificados como una clase de cobertura a la que no pertenece (**PU**)), excepto para las categorías **Bo** e **In**. La matriz de error del mapa del 2016 (Tabla 2) mostró errores de omisión entre bajos (**Bo** y **Pa**), medios (**Su**) y altos (**Sa** e **In**) y errores de comisión entre medios (**Sa** e **In**) y altos (**Su** y **Bo**). Además de los 223 PCs tomados en campo, fueron necesarios otros 270 y 248 para el 2002 y 2016 respectivamente, los cuales fueron tomados *ad libitum* en pantalla, para llegar a un nivel aceptable de precisión ($\check{K}=0,71$ y $\check{K}=0,66$ para 2002 y 2016 respectivamente).

Tabla 5. Matriz de error generada en la evaluación de la precisión para la validación del mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira (2002), a través de la clasificación supervisada de imágenes satelitales. Los números indican la cantidad de puntos de control (PCs), usados para la validación, en relación a las categorías de cobertura de la tierra identificadas (columnas) y las obtenidas por el proceso de clasificación (filas).

		Datos de referencia					Total	PU	PP
		Bo	Pa	Sa	In	Su			
	Bo	54	3	21	39	0	117	46,15	63,53
	Pa	1	92	0	0	0	93	98,92	90,20
	Sa	3	1	71	11	2	88	80,68	65,14
	In	25	2	7	46	9	89	51,69	46,46
	Su	2	4	10	3	87	106	82,08	88,78
Total		85	102	107	99	98	493	PG=70,99	K̄=0,71

Bo=Bosque, Pa=Páramo, Sa=Sabana, In=Intervenido, Su=Suelo desnudo.

Tabla 6. Matriz de error generada en la evaluación de la precisión para la validación del mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira (2016), a través de la clasificación supervisada de imágenes satelitales. Los números indican la cantidad de puntos de control (PCs), usados para la validación, en relación a las categorías de cobertura de la tierra identificadas (columnas) y las obtenidas por el proceso de clasificación (filas).

		Datos de referencia					Total	PU	PP
		Bo	Pa	Sa	In	Su			
	Bo	69	4	28	41	0	142	48,59	82,14
	Pa	1	94	0	0	0	95	98,95	94,95
	Sa	5	1	53	18	3	80	66,25	49,53
	In	8	0	4	49	14	75	65,33	41,88
	Su	1	0	22	9	47	79	59,49	73,44
Total		84	99	107	117	64	471	PG=66,24	K̄=0,66

Bo=Bosque, Pa=Páramo, Sa=Sabana, In=Intervenido, Su=Suelo desnudo.

2 La cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira (2002-2016)

La cobertura bosque fue la clase dominante dentro del PN Dinira en el 2002 y representa un 70,54 % (320,93 km²) del área del parque (Figura 3, Apéndice 4), sobre todo en la zona sur. La siguiente categoría corresponde a las zonas intervenidas (11,70 %, 53,26 km²), distribuidas de una manera

medianamente homogénea dentro del parque pero con mucha menor frecuencia en las zonas de páramos (8,35 %, 37,98 km²). Los páramos se encuentran en el extremo suroeste (Páramos del Turmal y Monte Redondo a las afueras del parque), en la zona central (Páramos del Turmal, Jabón, Cendé, Las Rosas) y hasta en las zonas más al norte (Páramos de Guache, Las Palmas, El Morro, Nunca Jamás y Los Nepes). Las sabanas (5,87 %, 26,71 km²) están ubicadas en la zona norte, colindando con el Páramo de Los Nepes, y en menor medida en la zona central y suroeste. Las Sabanas se distribuyen en 3 grandes sectores: en la zona de Los Llanitos y al sur de Buenos Aires; al sur del Páramo del Cendé y en el extremo norte, en la Aguada de Arenales y Santa bárbara. Por último, 16,11 km² (3,54 %) corresponden a suelo desnudo y se encuentran principalmente cerca de los linderos del parque y casi siempre asociados a las sabanas, particularmente en la zona norte.

Entre 2002 y 2016, las coberturas que ganaron superficie dentro de Dinira fueron: bosques (+27,32 Km²), suelo desnudo (+7,63 Km²), páramos (+3,06 Km²), sabanas (+1,11 Km²). Únicamente las intervenciones disminuyeron su extensión, de una manera apreciable (-39,12 Km²). Dichas coberturas pasaron a representar, respectivamente, un 70,54%, 5,22%, 9,02%, 6,12% y 3,11% del área total del parque (455 km²).

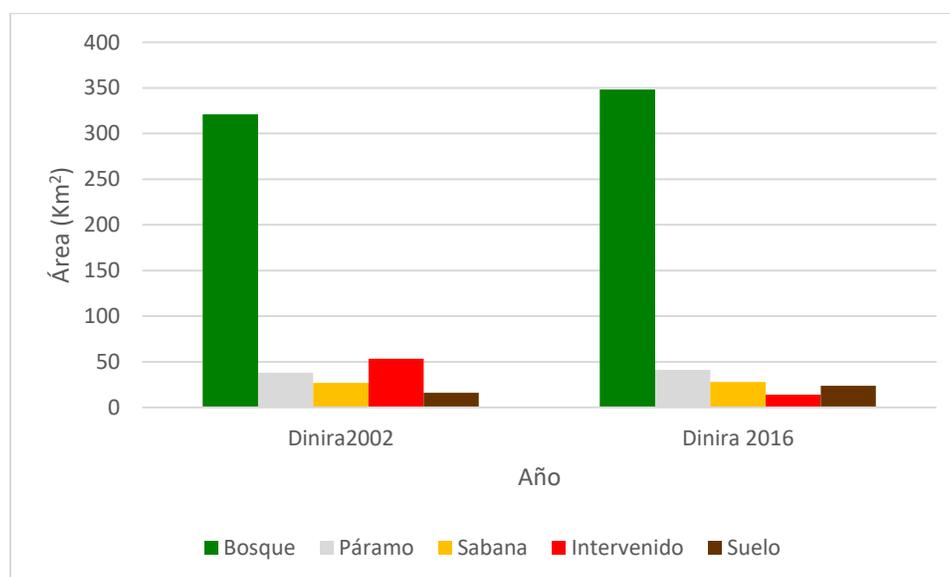


Figura 3. Diferencia entre coberturas de la tierra en km² del PN Dinira para el intervalo 2002-2016.

Al igual que dentro Dinira, los bosques fueron la clase dominante en la zona externa (Figura 4, Apéndice 5), cubriendo 568,92 km² (40,74 %), seguidos del suelo desnudo y las sabanas, de 308,38 (22,08 %) y 301,21 (21,57 %) km² respectivamente. Por último, las zonas intervenidas ocuparon 209,58 km² (15,01 %), siendo los páramos la cobertura de menor extensión, con solo 8,54 km² (0,61 %). Los bosques, al igual que dentro de Dinira, se encontraban principalmente en la zona sur, siendo también importantes los parches en el noreste y noroeste y en la zona central respecto a los linderos del parque, al oeste de los páramos. El suelo desnudo, que se observó de una manera cualitativa estar asociado a la ocurrencia de sabanas y las zonas intervenidas, estaba presente en las cercanías a los centros poblados, principalmente al este y oeste de la zona central respecto al parque, donde están los Humocaros y Carache respectivamente, al noreste en las inmediaciones de San Pedro y Barbacoas y al noroeste, cerca de Jabón y La Pastora. Los pocos parches de páramo, Monte Redondo en el extremo suroeste y Las Palmas y El Morro al noroeste, están aislados y aislados unos de otros, estando casi siempre rodeados por sabanas.

Entre 2002 y 2016, las coberturas que ganaron superficie en la zona buffer fueron: suelo desnudo (+129,53 Km²), sabana (+11,40 Km²) y páramo (+3,02 Km²). Después de los suelos desnudos, los bosques y las zonas intervenidas presentaron la mayor cantidad de cambios, disminuyendo su superficie en 73,09 y 70,86 Km² respectivamente. Estas coberturas pasaron a representar, respectivamente, un 31,35%, 22,38%, 0,83%, 35,50% y 9,93% del área total de la zona de amortiguación (1396,63 km²).

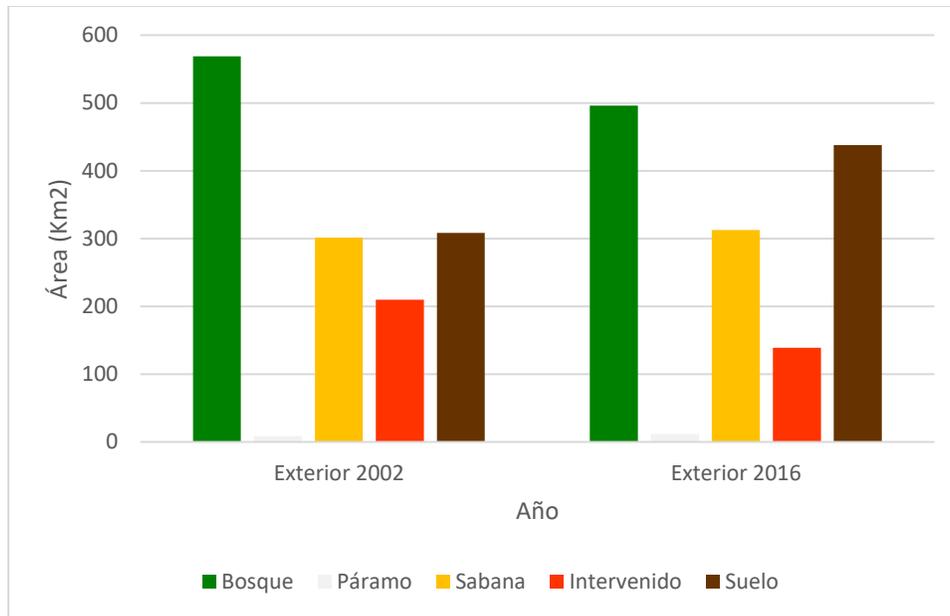


Figura 4. Diferencia entre coberturas de la tierra en km² en la zona externa al PN Dinira para el intervalo 2002-2016.

La probabilidad de cambio de las coberturas (Apéndice 7) siguió un patrón igual al que mostró la distribución de dichos cambios: las probabilidades más altas se encontraron en las zonas externas al parque, todas aquellas asociadas a una alta intervención humana, sobre todo en las inmediaciones de los principales centros poblados. La sur fuera de Dinira presentó una baja probabilidad de cambio, al igual que la zona noreste en las inmediaciones de la Fila del Carrizo. Dentro de Dinira, la zona con una mediana probabilidad de cambio correspondió a los páramos centrales y en menor medida a los páramos del norte, de resto, prácticamente todo el parque tuvo una muy baja probabilidad de cambio.

3 El efecto de borde del PN Dinira (2002 - 2016)

Al estudiar el gradiente de cobertura hacia adentro del parque en dichos puntos se observó una gran heterogeneidad en el comportamiento de las desviaciones estándar de los valores de reflectancia vs la mínima distancia a la poligonal de los píxeles de las zonas G1-G50. En algunas zonas la desviación estándar de los valores de reflectancia de los píxeles tendía a ser menor a medida que mayor fuera la distancia de esos píxeles a la poligonal del parque. La mayoría de las zonas

presentaban este último comportamiento, 32 (64 %) para el 2002 y 36 (72 %) para el 2016. Respectivamente, en 18 (36 %) y 14 (28 %) zonas para el 2002 y 2016 la desviación estándar de los valores de reflectancia de los píxeles tendía a ser mayor a medida que mayor fuera la distancia de esos píxeles a la poligonal del parque. Lo que sí fue un patrón general, con excepciones, es la disminución del intervalo de valores de desviaciones estándar (máxima y media) valores de reflectancia de los píxeles para las localidades entre 2002 y 2016. En la tabla 7 se presenta un resumen del comportamiento de las desviaciones estándar de los valores de reflectancia de los píxeles de las zonas G4, G5, G11, G13, G24 y G42 de las imágenes finales, para 2002 y 2016.

Tabla 7. comportamiento de las desviaciones estándar de los valores de reflectancia de los píxeles de las zonas G4, G5, G11, G13, G24 y G42 de las imágenes finales, para 2002 y 2016.

Punto	Zona	Comportamiento de desvest. Vs distancia	Valores de desvest.	Observaciones
G4 2002	Noreste	Aumento	Disminución	Comportamiento drástico a los 400m
G4 2016		Aumento		
G5 2002	3km al sureste de G4	Disminución	Disminución	-
G5 2016		Disminución		
G11 2002	Páramos centrales	Constante	Disminución	Pico a los 300 m y disminución a partir de ese punto
G11 2016		Oscilante hasta los 300 m		
G13 2002	4 km al sur de G11	Disminución	Disminución	Disminución a partir de los 350 m
G13 2016		Constante		
G24 2002	Sureste	Oscilante hasta los 300 m	Disminución	Oscilación hasta los 300 m, luego disminución
G24 2016		Disminución		
G42 2002	Páramos del noreste	Constante	Mayor	-
G42 2016		Constante		

Por esta alta heterogeneidad en el gradiente de cobertura, no fue posible calcular una distancia de penetración del efecto de borde para todo el parque. Sin embargo, lo que sí se observó fue que para la mayoría de los puntos en que las desviaciones estándar disminuían a medida que se acercaban al bosque interior, estas tendían a estabilizarse a los 500 m. Este fue el valor d considerado como intensidad del efecto de borde. En la Figura 5 y los Apéndices 9 y 10 se muestra el cambio en la cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira después de eliminar un área correspondiente a d hacia adentro de toda la poligonal.

Tabla 8. Cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira luego de eliminar un área correspondiente a 500 m hacia adentro de toda la poligonal del parque.

Cobertura	Área en 2002	Área en 2016	Proporción de Dinira en 2002	Proporción de Dinira en 2016
	(Km ²)	(Km ²)	(%)	(%)
Bo	245,76	268,66	71,80	78,50
Pa	35,64	37,49	10,41	10,95
Sa	13,73	15,99	4,01	4,67
In	39,39	8,85	11,51	2,59
Su	7,74	11,27	2,26	3,29
Total	342,26	342,26	100	100

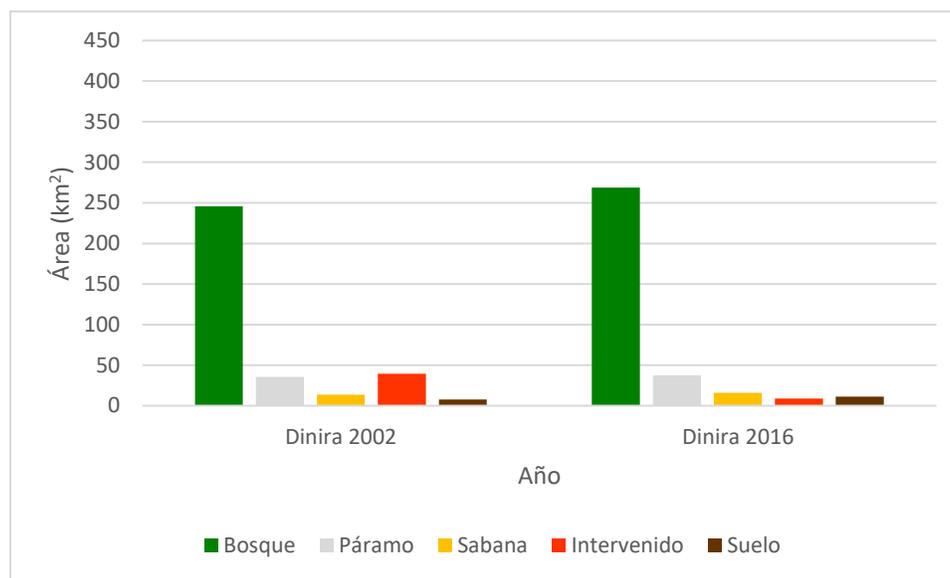


Figura 5. Diferencia entre coberturas de la tierra en km² del PN Dinira considerando un efecto de borde con penetración de 500 m (2002-2016).

4 Efectos sobre la disponibilidad de hábitat especies de fauna amenazadas

Los estimados de disponibilidad de hábitat para las especies de fauna consideradas del PN Dinira mostraron que una proporción considerable del área total del parque representa un hábitat potencial para estas, nunca siendo menor al 50% (Tablas 7 y 8, Figuras 6-9). Exceptuando un caso particular de la onza, para todas las especies y variables usadas para definir el hábitat de las especies

se observó un aumento en el hábitat potencial, en km², entre 2002 y 2016. La proporción de aumento interanual está entre 7,75% y 8,86% para todos los casos. En términos de hábitat total, el orden decreciente (en km²) del tamaño de hábitat potencial para las especies es: *Puma concolor* > *Tremarctos ornatus* > *Mazama bricenii* > *Puma yagouaroundi* > *Panthera onca*.

Tabla 9. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira considerando las categorías de cobertura vegetal definidas en este estudio reportadas como más usadas por éstas y el intervalo altitudinal de mayor frecuencia de ocurrencia de cada una, en el 2002 y 2016.

Especie	Hab. Cob. 2002 (km ²)	Hab. Cob. 2016 (km ²)	Pro. Din. 2002 (%)	Pro. Din. 2016 (%)	Pro. Hab. Cob. (%)	Hab. Alt. 2002 (km ²)	Hab. Alt. 2016 (km ²)	Pro. Din. 2002 (%)	Pro. Din. 2016 (%)	Pro. Hab. Alt. (%)
<i>Tremarctos ornatus</i>	358,91	389,29	78,88	85,56	7,80	358,91	389,29	78,88	85,56	7,80
<i>Puma yagouaroundi</i>	347,64	376,07	76,41	82,65	7,56	368,42	357,14	80,97	78,49	- 3,16
<i>Puma concolor</i>	385,62	417,11	84,75	91,67	7,55	385,62	417,11	84,75	91,67	7,55
<i>Mazama bricenii</i>	358,91	389,29	78,88	85,56	7,80	348,39	379,10	76,57	83,32	8,10
<i>Panthera onca</i>	320,93	348,25	70,54	76,54	7,84	315,46	343,11	69,33	75,41	8,06

Hab.: Hábitat. Pro.: Proporción. Din.: Dinira. Cob.: Cobertura Vegetal. Alt.: Altitud. Bor.: Borde. Tot.: Total.

Tabla 10. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira una reducción del hábitat por categoría de cobertura vegetal debido a un efecto de borde con una distancia de penetración de 500 m, y el hábitat total considerando la categoría de cobertura vegetal, el intervalo altitudinal y el efecto de borde, en el 2002 y 2016.

Especie	Hab. Bor. 2002 (km ²)	Hab. Bor. 2016 (km ²)	Pro. Din. 2002 (%)	Pro. Din. 2016 (%)	Pro. Hab. Bor. (%)	Hab. Tot. 2002 (km ²)	Hab. Tot. 2016 (km ²)	Pro. Din. 2002 (%)	Pro. Din. 2016 (%)	Pro. Hab. Tot. (%)
<i>Tremarctos ornatus</i>	281,40	306,16	61,85	67,29	8,09	281,40	306,16	61,85	67,29	8,09
<i>Puma yagouaroundi</i>	259,49	284,65	57,03	62,56	8,84	252,78	277,36	55,56	60,96	8,86
<i>Puma concolor</i>	295,13	322,14	64,86	70,80	8,39	295,13	322,14	64,86	70,80	8,39
<i>Mazama bricenii</i>	281,40	306,16	61,85	67,29	8,09	270,87	295,94	59,53	65,04	8,47
<i>Panthera onca</i>	240,27	263,50	52,81	57,91	8,82	240,26	263,49	52,81	57,91	8,82

Hab.: Hábitat. Pro.: Proporción. Din.: Dinira. Cob.: Cobertura Vegetal. Alt.: Altitud. Bor.: Borde. Tot.: Total.

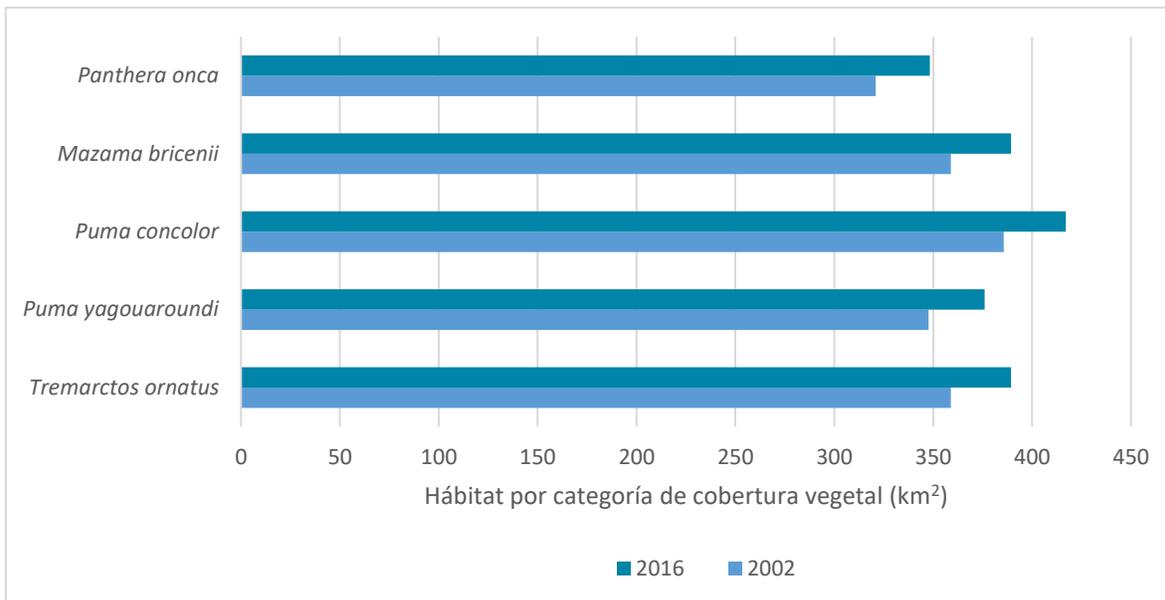


Figura 6. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira considerando las categorías de cobertura vegetal definidas en este estudio reportadas como más usadas por éstas, en el 2002 y 2016.

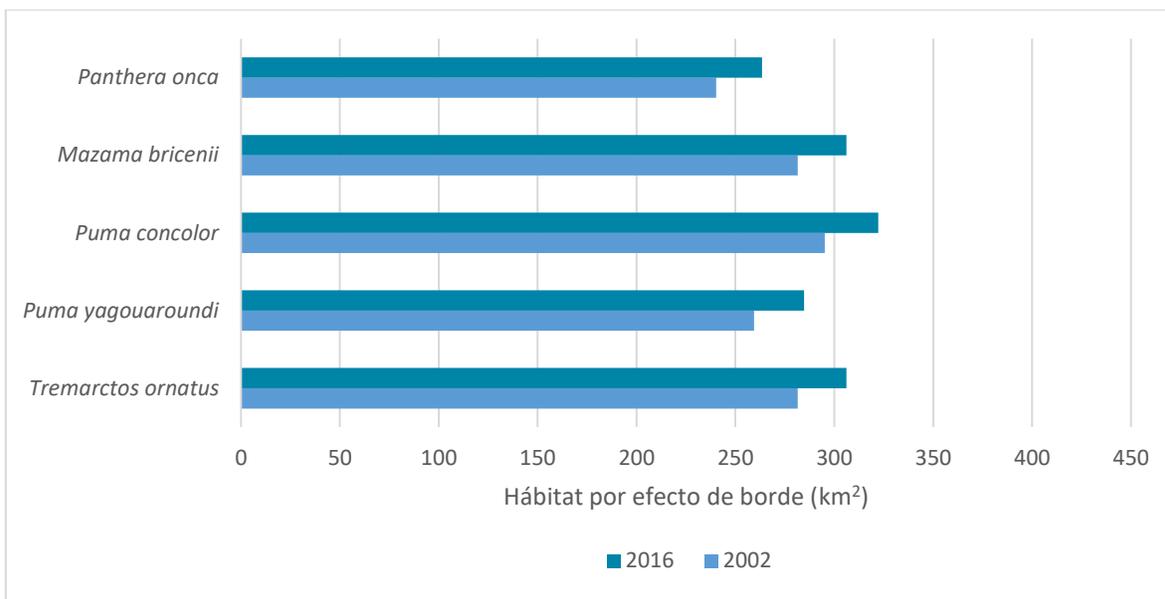


Figura 7. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira considerando una reducción del hábitat por categoría de cobertura vegetal debido a un efecto de borde con una distancia de penetración de 500 m, en el 2002 y 2016.

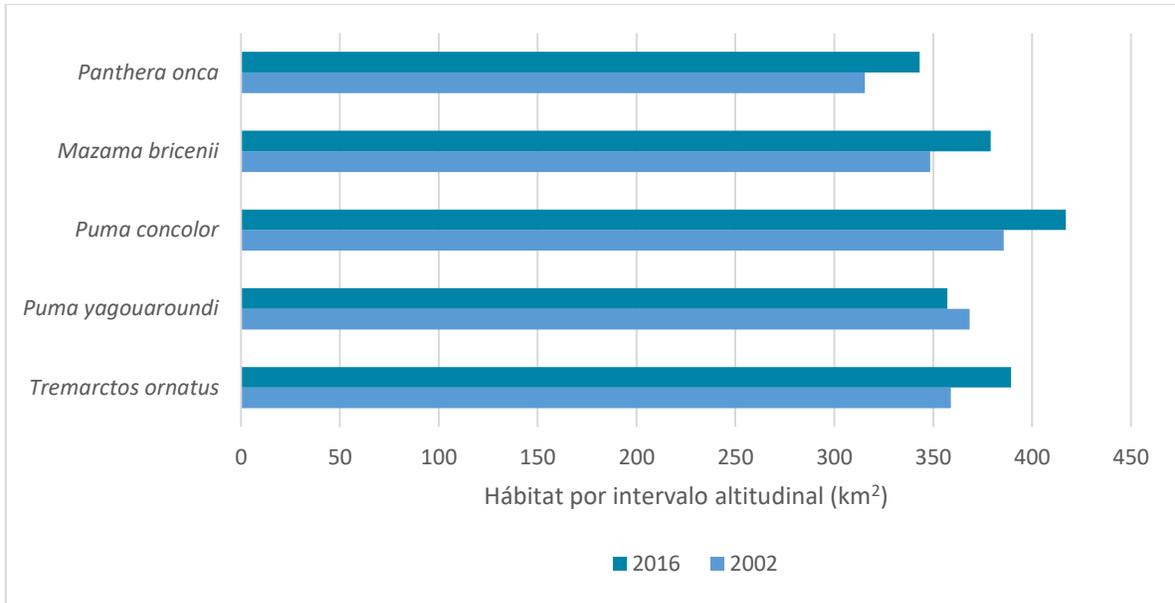


Figura 8. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira considerando el intervalo altitudinal de mayor frecuencia de ocurrencia de cada una, en el 2002 y 2016.

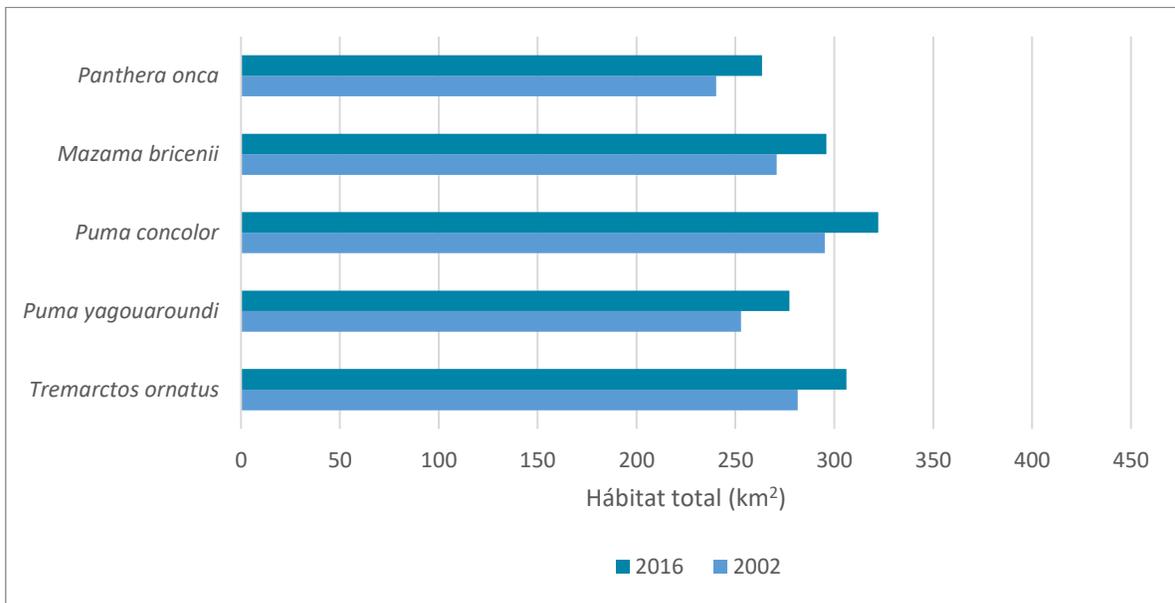


Figura 9. Hábitat disponible de especies de fauna del PN Dinira considerando: 1) las categorías de cobertura vegetal definidas en este estudio reportadas como más usadas por éstas, 2) una reducción del hábitat por categoría de cobertura vegetal debido a un efecto de borde con una distancia de penetración de 500 m y 3) el intervalo altitudinal de mayor frecuencia de ocurrencia de cada una, en 2002 y 2016.

Para la estimación de la abundancia de las especies de fauna se consideraron los siguientes valores de densidad mínima y máxima, en individuos/ km², para las especies de estudio: oso andino (0,023 - 0,11), puma (0,003 – 0,07), venado maticán (0,06 – 0,3) y jaguar (0,002 – 0,12) (Lizcano *et al.* 2010a, 2010b; García-Rangel 2012; Iriarte *et al.* 2013; Giordano 2016; Rodríguez *et al.* 2015). No se han reportado estudios donde se evalúe la densidad de la onza. Sin embargo, estos valores de densidad poblacional varían mucho dependiendo de la metodología utilizada para estimarlos y el ambiente particular de cada caso de estudio, por lo cual fue necesario escoger un valor de densidad que fuese el más probable con base en las particularidades de hábitat de Dinira para cada especie y las limitaciones de. Estos valores de densidad, en individuos/ km² fueron para el oso, 0,04 (Yerena y Torres 1994), para el puma, 0,034 (Iriarte *et al.* 1991), para el jaguar 0,05 (Jedrzejewski *et al.* 2015). No fue posible encontrar estimados poblacionales para el venado maticán, así que solo se consideraron los valores extremos reportados por Lizcano *et al.* (2010a) para *Mazama rufina*. De hecho, anteriormente *Mazama bricenii* estaba considerada una subespecie de *Mazama rufina* que ahora es de distribución restringida a Ecuador y las cordilleras Occidental y Central de Colombia, sin embargo, investigaciones recientes, cuestionan la validez de *Mazama bricenii* como una especie propia (Gutiérrez *et al.* 2015). En las Figuras 10 y 11 se muestra la abundancia estimada de estas especies de fauna, para 2002 y 2016. En los Apéndices 11-16 se muestran los mapas de hábitat potencial para dichas especies.

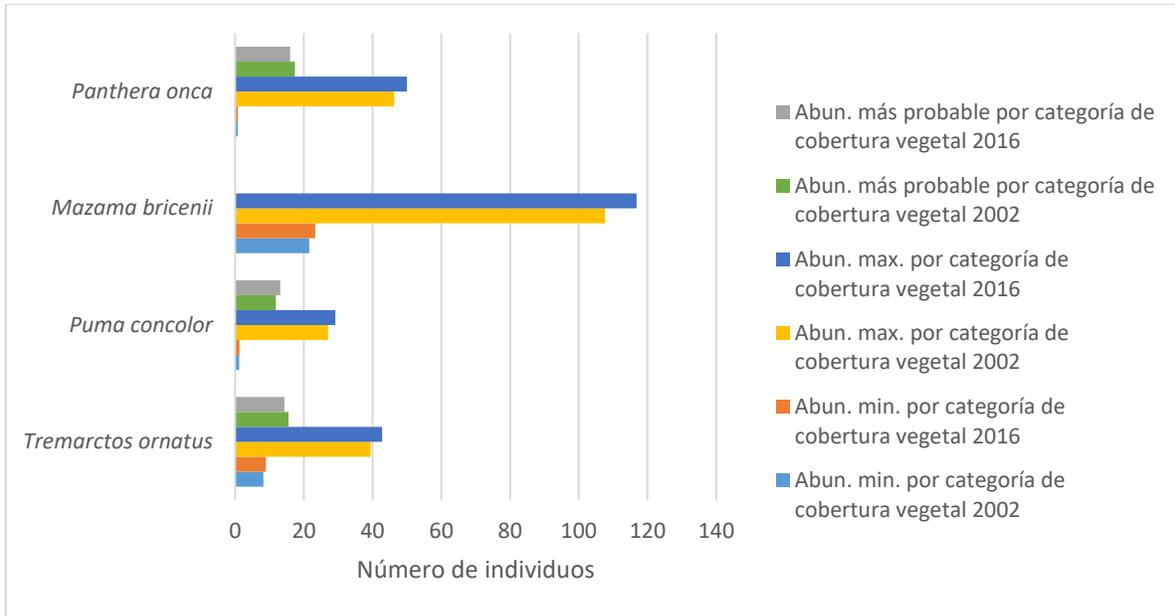


Figura 10. Abundancia máxima, mínima y más probable de especies de fauna del PN Dinira por categoría de cobertura vegetal y extrapolación de valores de densidad teóricos para el 2002.

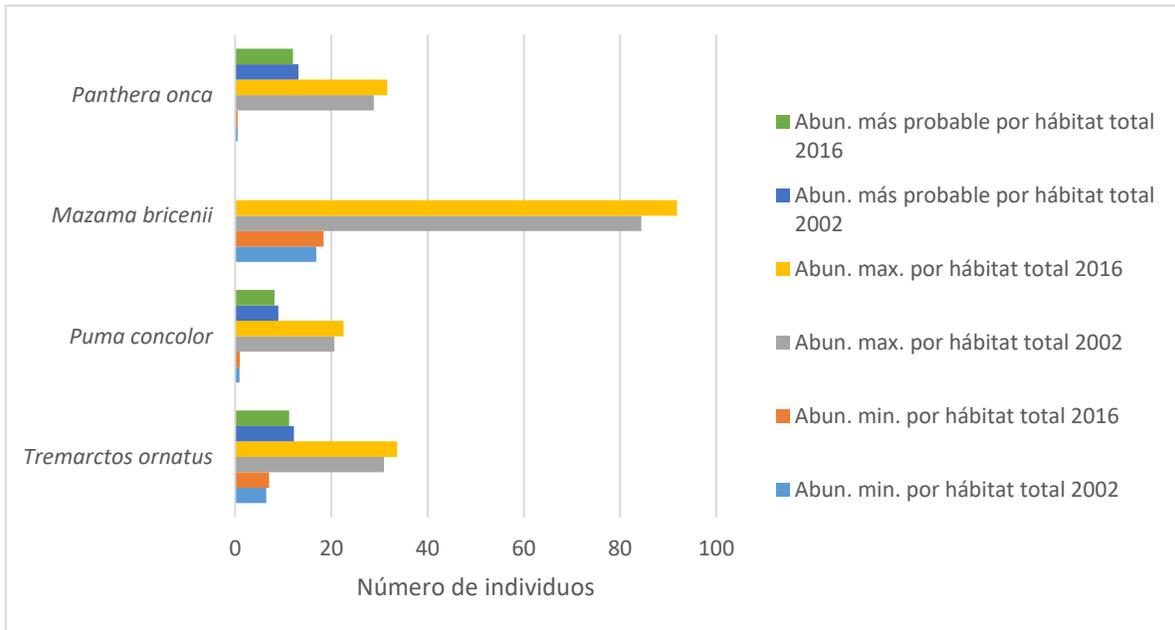


Figura 11. Abundancia máxima, mínima y más probable de especies de fauna del PN Dinira por hábitat total disponible y extrapolación de valores de densidad teóricos para el 2016.

Discusión

Los cambios en la cobertura vegetal y uso de la tierra tienen impactos significativos en la disponibilidad de hábitat, no solo por la reducción de su extensión, sino también, por los daños colaterales causados por la fragmentación y los efectos de borde, los cuales pueden hacer hábitats idóneos inaccesibles, aislar individuos y disminuir la calidad de las áreas restantes (Murcia 1995; García-Rangel 2011). La combinación de imágenes satelitales derivadas de la teledetección, la ecología y los sistemas de información geográfica han abierto las posibilidades para evaluar la escala y consecuencias de la conversión de tierras, en un mundo donde la pérdida neta de bosques ha alcanzado los 11 millones de km² y una amplia variedad de especies están amenazadas por esta presión (Curran 1989; Rushton *et al.* 1997; Aplin 2004, 2005; FAO 2005; García-Rangel 2011). En el presente estudio, se desarrolló un claro ejemplo de los impactos del cambio en la cobertura vegetal y uso de la tierra a largo plazo y los efectos de borde asociados a la disponibilidad de hábitat de mamíferos con grandes áreas de acción los cuales están fuertemente asociados a la cobertura boscosa. También se mostró el rol de la teledetección y los SIG como herramientas de análisis y de la ecología como un enfoque de aplicación de dichas herramientas. Los mapas de cobertura de la tierra generados son los más recientes y detallados elaborados para el PN Dinira y los análisis de efectos de borde y sus consecuencias sobre especies amenazadas de faunas son pioneros para el estudio y conservación de dichas especies.

1 Generación de los mapas de cobertura vegetal y uso de la tierra

En este estudio se mostró que el uso de imágenes satelitales acompañadas con información auxiliar es una manera eficiente de evaluar los cambios en la cobertura vegetal y uso de la tierra y la disponibilidad de hábitat de especies de fauna amenazadas que habitan áreas montañosas donde

no se tiene información detallada, las cuales imponen desafíos específicos para la interpretación de las imágenes (Richter 1998; Shrestha y Zinck 2001; Cingolani *et al.* 2004; Ren *et al.* 2009). En estas áreas, errores de georreferenciación y discrepancias de posición fueron consideradas al trabajar con solo un tipo de satélite (Landsat 7 EMT+), así como con la elección del mismo modelo geométrico para la georreferenciación de todos los productos utilizados (el SRTM 30 m inclusive) y el remuestreo de los píxeles a 15 m desde las etapas tempranas del pre-procesamiento. Todo esto ayudó a obtener productos finales de alta precisión y confiabilidad por su excelente resolución espacial la cual permite recoger las más mínimas variaciones espaciales en la cobertura vegetal y uso de la tierra.

La cobertura de nubes es una restricción importante y afectó los productos de este estudio en ciertas áreas, sobre todo en la región sur del PN Dinira de mayor precipitación, donde imágenes de fechas distantes tuvieron que ser usadas para llenar los huecos generados por su remoción, del 2007 para la imagen 2002 y del 2011 para la imagen 2016. La iluminación inducida por la topografía es otro problema importante en estas áreas, la cual puede ser corregida por diferentes algoritmos como los aplicados acá (Jensen 1996; Gao y Zhang 2009; Richter *et al.* 2009). Sin embargo, no siempre es posible obtener un producto de alta resolución como el SRTM 30 m usado para la corrección, y el uso de otros MDE no tan exactos e inclusive la altitud promedio del área de estudio pueden arrojar resultados erróneos.

Con respecto a la identificación de clases para la construcción de la leyenda de vegetación, la heterogeneidad en términos de cobertura vegetal y uso de la tierra presente en Dinira y sus áreas adyacentes, obligó a unir varias clases para llegar a un producto final de fácil interpretación. Los mayores problemas se encontraron con las sabanas y las zonas agrícolas, presentando respuestas espectrales similares que estaban distribuidas, en mayor o menor medida, en toda el área de estudio, por lo cual en ocasiones eran clasificadas indistintamente unas de otras, aun cuando por el

conocimiento de Dinira y sus alrededores además de información auxiliar permitieron la identificación con bastante certeza de estas categorías en el desarrollo de los campos de entrenamiento. Por otro lado, los páramos y el suelo desnudo, aunque de la misma manera eran identificados indistintamente uno de otro por sus similitudes espectrales, su separación fue mucho más fácil al utilizar información auxiliar sobre la altitud (metodología, selección de las categorías). El criterio escogido para juntar las clases está fundamentado en la información existente del área de estudio, sobre todo en aquella derivada de trabajos en campo y al final este permitió una excelente separación entre clases en zonas con resultados incorrectos.

El nivel medio de precisión general obtenida para los mapas de cobertura finales es más bajo que los valores reportados en estudios similares (Congalton 1991; Fahsi *et al.* 2000; Helmer *et al.* 2000; Shrestha y Zinck 2001; Cingolani *et al.* 2004). Este nivel está relacionado con la superposición de imágenes hecha para la remoción de la cobertura nubosa, sesgos en la cobertura de los PC y la diferencia temporal de los PC respecto a los mapas a validar. La presencia de nubes y la ausencia de una batería considerable de imágenes con una cobertura nubosa baja probablemente causaron la subestimación de bosques en el sur del parque y la sobrestimación de las zonas intervenidas. Es importante enfatizar que las demás coberturas fueron clasificadas con un nivel de precisión bastante alto; por lo tanto, para la mayor parte del parque, los mapas generados representan correctamente la fisionomía y distribución de la cobertura vegetal y uso de la tierra en el PN Dinira.

2 La cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira (2002 - 2016)

El análisis multitemporal reveló que la vegetación de Dinira, sobre todo los bosques de la zona sur del parque, han sufrido un aparente proceso de recuperación ambiental, fundamentado en la gran disminución de las zonas intervenidas de manera general (ganadería, agricultura, deforestación, poblados, infraestructuras, etc.), probablemente por una depresión de trabajo del campo debida a razones económicas, en donde el estilo de vida campesino no se vuelve rentable y las generaciones

de relevo emigran a centros poblados más grandes no continuando con este estilo de vida (Naveda 2016, com. per.). Aponte y Salas (2004) y Quiroga-Carmona (2011, en prep.) reportaron que la mayoría de las casas aisladas de antiguas granjas dentro de Dinira se encontraban abandonadas, siendo pocas las que mantenían actividades agrícolas (champiñones, tomate, pimentón, cambures, coliflor, repollo, café de sol y sombra, tomate de árbol, etc.) y ganadera de muy baja intensidad.

Se sabe que las sabanas que se encuentran en los sectores bajos de la montaña que colindan con el parque, son en su mayoría de origen antrópico, resultado de la deforestación, producto de la tala y quema para la creación de zonas de pastoreo para la ganadería extensiva, la demanda de productos madereros y los cultivos de diversos rubros, sobre todo en las inmediaciones de Carache, Burbusay, Barbacoas, San Pedro, Jabón, Buenos Aires y Humocaro Alto (Acurero y Jimenez 1987; FER 1988; Aponte y Salas (2004); Quiroga-Carmona 2011, en prep.). Aunque es poco el incremento en esta cobertura, siendo mayor en la zona central de páramos y la norte, es una llamada de atención a los factores antrópicos externos que pudiesen estar afectando al parque.

Es de notar el incremento en los páramos y el suelo desnudo, en el primer caso principalmente al norte del páramo de Las Rosas y del Turmal y en el segundo caso en las zonas linderos centrooccidental, centrooriental y norte de Dinira. Un aumento en el suelo desnudo es una clara muestra de deforestación y conversión de tierra. Sin embargo, el aumento en los páramos probablemente sea debido a que anteriormente estos hayan sido áreas intervenidas (con cobertura de sabana o herbazales, es decir posiblemente potreros) que una vez abandonados de la presión antrópica hayan evolucionado hacia páramos secundarios (Yerena 2017, com. per.). Es bien conocida la presión que sufren estas zonas altas del parque por ganadería para la producción de leche, sobre todo en la Fila de Las Rosas Aponte y Salas (2004); Quiroga-Carmona 2011, en prep.). La vegetación típica de estos páramos (p.e.: *Espeletias spp.* (4 especies)) es el resultado de esporas que viajaron desde la Teta de Niquitao, a través de los vientos que soplan en el PN Guaramacal,

ocurriendo hasta los 2000 m s.n.m., habiendo sin embargo algunos endemismos importantes: *Eupatorium larense* (Asteraceae), *Carramboa trujillensis*, *Libanothamnus griffinii*, *Ruilopezia lopez-palazii*, *Ruilopezia jabonensis*, *Carex larensis*, *Miconia larensis*, *Drosera cendeensis* (FER 1988; Aponte y Salas 2004; R. Piña 2016, com. per.).

En la zona externa al parque, el incremento bajo en las sabanas y el gran incremento en el suelo desnudo, es un claro ejemplo de procesos no regulados de conversión de la tierra, que caracteriza a la mayoría de las regiones tropicales priorizando ganancias económicas inmediatas sobre el uso a largo plazo de recursos naturales disponibles (Laurance 1999; Foley *et al.* 2005). Para Dinira en particular, esto podría ser el resultado de una falta sistemática de planeamiento gubernamental que ha regido el desarrollo de la región y que se han acentuado en los últimos años, cuando actividades agrícolas y ganaderas se expandieron para alcanzar las demandas en rápido crecimiento de la misma población (Ferrer-Veliz y de Paz y Bautista 1985; Smith y Salazar de Rodríguez 1991).

La distribución de los bosques a las afueras del parque refleja un alto grado de invasión por conversión de la tierra resultado de una floreciente actividad agrícola, la cual se ha arrastrado hasta dentro de los frágiles suelos montañosos (Ferrer-Veliz y de Paz y Bautista 1985; Yerena *et al.* 2003). Esta situación está no solo amenazando la biodiversidad nativa, sino que pone en peligro la productividad económica futura de la región, por el posible aumento de erosión del suelo a gran escala y deterioro de las cuencas hidrográficas (Ferrer-Veliz y de Paz y Bautista 1985; Pérez 1991; Ataroff y Rada 2000; Yerena *et al., op. cit.*). Además, las vías de comunicación terrestres que atraviesan el PN Dinira, particularmente la carretera Carache-Barbacoas, podría interrumpir, con la continuidad de los bosques de la zona norte, pues ya se evidenció la gran intervención humana que dicha zona presenta. Por otro lado, los incendios forestales antrópicos podrían continuar expandiéndose, especialmente al oeste del parque en las inmediaciones de Carache, La Palomera y Buenos Aires y la explotación forestal ilegal podría continuar siendo una práctica común junto con

la deforestación, en la zona sureste en la cuenca del río Guanare e inclusive y dentro del PN en general (Aponte y Salas 2004; Yerena *et al.* 2003).

3 El efecto de borde del PN Dinira (2002 - 2016)

Los mapas de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira mostraron una considerable cantidad de intervención dentro del parque, sobre todo para el año 2002, por lo que el cálculo de una distancia de penetración del efecto de borde estaría sesgado por estas afectaciones, pues el comportamiento de las desviaciones estándar de los valores de reflectancia de los píxeles se debería no solo a variables externas al parque sino también a los factores que *per se* Dinira presenta. Adicional a esto, está el hecho de que Dinira presenta una alta heterogeneidad ecológica y antrópica, dándose diferentes dinámicas dependiendo de la zona del parque en sí. Al encontrar los puntos de mayor posibilidad de afectación, fue de notar el hecho de que estos pudieron ser definidos de manera aproximadamente homogénea a lo largo de la poligonal, indicando que una proporción bastante alta de Dinira pudiese ser potencialmente afectada por factores externos, aunque la mayor densidad de puntos esté en la zona norte del parque. Sin embargo, la homogeneidad en la distribución de los puntos no implicó una homogeneidad en los patrones de variación de desviaciones estándar de los valores de reflectancia píxeles a lo largo del gradiente longitudinal.

De los 50 puntos estudiados, solo 6 mostraron comportamientos lo suficientemente claros como para ser discutidos (Apéndices 19-31). Cuatro patrones generales de cambios en las desviaciones estándar se pudieron definir: 1) aumento y 2) disminución de ésta en zonas de alta intervención y 3) aumento y 4) disminución de ésta en zonas de baja intervención. El aumento en la variación de los píxeles de **G4** respecto a la distancia es un ejemplo de los factores que afectan el parque desde adentro, sobre todo en la zona norte y, más aún, es de notar que la disminución en el rango de

valores de desviaciones de los valores de reflectancia para este punto entre 2002 y 2016 es debido a una expansión de la intervención antrópica, en donde se ve una clara conversión de distintos tipos de cobertura vegetal a solamente suelo desnudo, patrón observado en **G13**. Para este último, sin embargo, ya para el 2002 se ve una clara sabanización en las zonas interiores cercanas al parque. Aunque el punto **G5** esté justo en la intersección de la carretera Carache-Humocaros, acá es evidente no solo la disminución en la variación por distancia sino también por año, cosa interesante pues esta es una zona de fácil acceso al parque y que a los pocos metros fuera del parque están presentes zonas sabanizadas por intervención antrópica, patrón que se repite para **G11**, en donde culmina el camino de excursionismo que conecta Carache con los páramos centrales, y en donde también es evidente una alta conversión de tierra, con la diferencia que para 2002 las variación con la distancia era prácticamente constante, evidenciándose la magnitud de penetración de los efectos de borde. El comportamiento esperado de dicha penetración con base en la bibliografía se observó en **G24**, esto es, estabilización de las desviaciones respecto a la distancia y al año de estudio, en la zona sur, la más prístina del parque (Murcia 1995; Laurance *et al.* 2002; Dantas *et al.* 2016). El punto **G42** es el claro ejemplo de la variabilidad en respuestas de píxeles, en donde se observa una clara recuperación ambiental, traducida en un incremento de la cobertura boscosa, tanto dentro como en las inmediaciones del parque, pero tanto los valores de desviaciones de valores de reflectancia por año, distancia y por rango de valores incrementan considerablemente.

El tomar de 500 m como valor de d pudiera implicar una sobrestimación de la intensidad del efecto de borde, sobre todo porque la bibliografía, la mayoría de estos efectos se mantienen dentro de los 100 m (Murcia 1995; Laurance *et al.* 2002; Dantas *et al.* 2016). Sin embargo, la escogencia de este valor viene dado por una cuestión de conservación. Se quiso presentar el peor escenario posible sobre este aspecto basado en bibliografía en estudios similares (García-Rangel 2012; Dantas *et al.*, *op. cit.*). Esto permitirá tomar decisiones en materia de manejo que pudieran ser vigentes durante

un periodo de tiempo prolongado, facilitando la protección efectiva de no solo el hábitat de todas las especies en Dinira, sino también de todos procesos ecológicos de interés antrópico.

Acá, se llevó a cabo la primera evaluación detallada de los posibles impactos que los efectos de borde podrían tener en la disponibilidad de hábitat de algunas especies de fauna amenazadas del PN Dinira y, dado la falta de información previa sobre este aspecto, las condiciones fueron arbitrariamente definidas con la ayuda de expertos. La posible falta de resiliencia, como se muestra por las áreas internas inmediatamente cercanas a la poligonal siendo suprimidas por las del borde, es un prospecto peligroso para las especies en Dinira, dado que poco podría ser hecho si la mayor parte de las zonas intervenidas se convierten en una barrera para las especies creando una fragmentación futura, que no es fácilmente identificable por los manejadores.

Los análisis de efecto de borde deberían ser incorporados como una práctica común de ahora en adelante. Estos son hallazgos preliminares, sin embargo, y se recomienda análisis sistemáticos sobre esta amenaza, sobre todo en un estudio más detallado de cuáles efectos de borde son los que están afectando con mayor fuerza la cobertura vegetal. Es importante destacar que los resultados de esta sección son también relevantes para la conservación de otras especies amenazadas por cambio en la cobertura vegetal, pues proveen un claro ejemplo de cómo los efectos de borde pueden restringir movimiento y/o dispersión de individuos a pesar de la continuidad física de su hábitat.

4 El estado de conservación de la vegetación del PN Dinira (2002-2016)

En la zona noreste fuera del parque, entre Barbacoas y Jabón, los fuertes vientos que desecan y arrastran la humedad provocan un paisaje árido/seco, encontrándose bosques caducifolios, vegetación xerófita y abierta, suelo desnudo y rocas entre los 1400 a los 3000 m s.n.m. sobre todo e inclusive, *Espeletias* a los 2000 m s.n.m. (Quiroga-Carmona 2011, en prep.). Por el contrario, al cruzar la vertiente hacia el lado oeste de esta, se nota la alta humedad que se mantiene debido a

que, por la gran barrera de la montaña, el viento no es capaz de arrastrar la humedad, permitiendo que en esta ladera de toda la cordillera se den mayores extensiones de bosques. Sin embargo, entre 2002 y 2016 se ha hecho evidente la pérdida de cobertura arbórea por la sabanización de dichos bosques húmedos, principalmente para ser usadas como zonas de pastoreo y/o agrícolas. En la zona norte dentro del parque, los bosques no tienen grandes extensiones, en parte por la expansión de la presión antrópica externa hacia los linderos.

Estas afectaciones llegan hasta zonas bajas del parque, justo en las franjas de borde de Dinira, en donde se mantienen los cultivos. De San Pedro a Sabaneta existen numerosas plantaciones, con algunos parches de bosque en los alrededores de San Pedro, siendo más continuos de Sabanetas a Jabón. Por otra parte, existen plantaciones forestales en los sectores bajos de la montaña de acacias, cipreses, eucaliptos, fresnos y pinos (*Pinus radiata* y *Pinus Caribea*), y particularmente alrededor del puesto de guardaparques de Buenos Aires, así como en la cuenca de quebrada Badillo, sembrados por el Ministerio de Agricultura y Cría (1960-1970) por un programa de reforestación y protección de las cuencas altas del río Tocuyo (1700-2000 m s.n.m) (FER 1988; Aponte y Salas 2004).

A pesar de estas afectaciones externas, muchas de ellas cerca de los linderos del parque, en Dinira, las formaciones vegetales predominantes son los bosques húmedos montano bajo, como los presentes en entre la quebrada Aranda y los nacimientos del río Tocuyo hasta la fila de El Carrizo y en las cabeceras del río Guanare, pero en general, como todos aquellos presentes en la zona sur. Esta zona representa la mayor porción de bosque en buenas condiciones. Sin embargo, existe una considerable presión de tala en tal zona. Sin embargo, se puede decir que la mayor parte del parque está bajo formaciones arbóreas naturales.

En general, la vegetación de Dinira se encuentra en un buen estado de conservación, siendo el mejor en el sur, en mejor medida en el centrooriente y centrooccidente y el peor en el norte del parque. Además, este estado ha mejorado considerablemente entre 2002 y 2016, por la recuperación de

zonas intervenidas a vegetación secundaria y que se ha dado prácticamente en toda la extensión de Dinira. Sin embargo, la fuerte conversión de tierra fuera de los linderos, que está penetrando a través de estos, es una amenaza clara que está comprometiendo este buen estado de conservación y que las tendencias en estudio indican que la situación podría agravarse en los próximos años, siendo la limitante a esta expansión las características topográficas de Dinira.

Las zonas con menor intervención en el PN Dinira están, así como en muchos otros ambientes encarando las mismas amenazas, asociados con pendientes empinadas, elevaciones altas, baja productividad agrícola y la protección de fuentes de agua (Ferrer-Veliz y de Paz y Bautista 1985; Smith y Salazar de Rodríguez 1991; Yerena y García-Rangel 2010). Este patrón característico a través de ambientes montañosos es causado por barreras topográficas y climáticas a la accesibilidad humana y la producción agrícola y se traduce en un cierto grado de predictibilidad dentro de los procesos de cambio en la cobertura de la tierra, el cual podría facilitar el planeamiento para reducir su impacto (Lambin *et al.* 2001; Nagendra 2001). Este es ciertamente el caso para Dinira, donde esas restricciones aparentan ser la principal fuerza aseguradora de las grandes extensiones de bosques y ellas podrían contener expansión agrícola dentro del parque en el futuro inmediato, como se ve ha pasado en los últimos 14 años, proveyendo un retraso temporal para el diseño apropiado e implementación de acciones de manejo (Smith y Salazar de Rodríguez 1991). Sin embargo, cualquier cobertura vegetal restante a través de las cimas de las montañas está actualmente amenazada por la introducción de pastizales de tierras altas, como una tendencia general alrededor de la producción ganadera que se está desarrollando dentro de estos ambientes, incluyendo los Andes centrales venezolanos (Parsons 1982; Lambin *et al.* 2001; Yerena y García-Rangel 2010).

5 Efectos sobre especies de fauna amenazadas

La escogencia de las especies de fauna consideradas acá estuvo supeditada a la información existente de la historia natural de dichas especies y a las limitaciones de la metodología utilizada. Por una parte, por tratarse de mamíferos terrestres, esa sabido la gran dependencia que tienen del hábitat en el que se encuentran, entre otras cosas, por tener un área de acción considerablemente grande, estar asociados a recursos muy específicos, no tener una fácil capacidad de migración, y ser uno de los grupos más afectados por los cambios en la cobertura vegetal y uso de la tierra (Baker 1983; Currier 1983; Kurta 1995; García-Rangel 2011). Además, estas especies de mamíferos fueron las únicas de las que se encontraron registros de presencia en al menos dos años distintos, con una separación considerable entre estos, basado en reportes recientes de ocurrencia en campo (FER 1988; Aponte y Salas 2004; Quiroga-Carmona 2011, en prep.). Si bien la presencia actual (2002-2016) de pumas y jaguares no ha sido confirmada, Quiroga-Carmona (2011, en prep.) reportó rastros de algún felino grande, que por registros históricos de Smith (1987) y conociendo la historia natural de estas especies hay una considerable posibilidad de ocurrencia, hecho considerado de la misma manera por Aponte y Salas (2004), además del hecho que Dinira cae dentro del área de distribución de estas especies. Lo mismo sucede con el venado matacán. Por otra parte, la utilización de imágenes satelitales como herramienta de estudio limita el rango de inferencias que pueden hacerse sobre la ecología de la fauna amenazada, en este caso, hasta el hábitat de las especies a un nivel de cobertura vegetal. Además, con los resultados del cambio en la cobertura vegetal y el efecto de borde se evidenció que Dinira constituye un gran parche de hábitat que tiene muy pocas posibilidades de recuperarse (expandirse) dada la gran intervención a las afueras de los linderos, aislando las especies y evitando el intercambio genético.

Las características de Dinira coinciden bastante con las de los hábitats reportados para dichas especies, sobre todo en términos de cobertura vegetal y topografía y se solapan totalmente en

todos los casos con las áreas de distribución. El producto del SRTM a 30 m reveló que Dinira está en un rango altitudinal que va desde los 1129 a los 3549 m s.n.m. Este rango incluye al límite inferior récord reportado para todas las especies a considerar, 200, 800 y 0 para el oso andino, venado matacán y los felinos respectivamente, por lo cual la cota superior es la que representa el límite de la distribución altitudinal de estas especies en Dinira (Yerena y Torres 1994; Sweanor *et al.* 1999; Lizcano *et al.* 2010b; García-Rangel 2011; Iriarte *et al.* 2013; Isasí-Catalá 2012; Giordano 2016; Rodríguez *et al.* 2015).

Las definiciones de hábitat con base en cobertura vegetal trataron de ser lo más cercanas aquellas reportadas para las especies en locaciones con condiciones similares a Dinira. Sin embargo, estas consideraciones podrían estar sobrestimadas, pues, por ejemplo, se sabe que los osos andinos utilizan los páramos de manera ocasional asociados a procesos fenológicos de las plantas y las onzas utilizan predominantemente bosques densos (Yerena y Torres 1994; Giordano 2016). El mismo razonamiento aplica para las acotaciones por gradiente altitudinal. A su vez, la reducción de la superficie total de Dinira en un 25 % aproximadamente por el efecto de borde hace que el hábitat total disponible para las especies sea posiblemente más alto de lo estimado acá.

Los valores de densidad máximos y mínimos tomados en cuenta tienen un gran margen de error, pues difieren bastante dependiendo de la forma en que haya sido hecha la estimación, o la medición si se está 100 % seguro que ese es su valor, el lugar de estudio y las particularidades espaciales y temporales asociadas a éste. El valor más posible de densidad trató de adaptarse lo más posible a la ecología de Dinira basado en la bibliografía y a la metodología en sí. De esta manera, el valor de 0,04 indiv./km² para el oso andino hecha por Yerena y Torres (1994) derivó de tecnologías geoespaciales para estimar el hábitat total disponible para la especie en AP de los andes venezolanos. Para el jaguar se han reportado valores de 0,10-0,12 indiv./km² en hábitats húmedos y bosques tropicales (Jedrzejewski *et al.* 2015), sin embargo, como en la mayoría de los estudios los

autores usaron modelos de captura-recaptura no espaciales, los cuales sobreestiman las densidades reales aproximadamente 2 veces, decidí escoger la mitad del valor mínimo, esto es, 0,05 indiv./ km² (Jedrzejewski *et al.*, *op. cit.*). El puma fue el caso más difícil de definir, dada la naturaleza tan generalista de la especie, pero los 0,034 indiv./km² en bosques tropicales del centro reportados por Iriarte *et al.* (1991) fue considerada como la opción más posible. Además, por una razón termodinámica asociada a cadenas tróficas, en donde se establece que ningún proceso es cien por ciento eficiente y no toda la energía pasa de un nivel trófico inferior a uno superior, lo cual implica que en un ambiente dado la cantidad de herbívoros suele ser mayor a la de carnívoros de primer nivel y esta a su vez mayor a la de carnívoros de segundo nivel, por lo que es de esperar que la abundancia de pumas y jaguares sea menor a la de osos andinos, venados y onzas (Cordero 2015, com. per.).

La situación de las especies de fauna en el PN Dinira se parece a la de otras poblaciones a lo largo de su área de distribución y provee un ejemplo de la gran amenaza impuesta por la conversión de tierra en mamíferos de grandes áreas de acción y/o aquellos fuertemente asociados a ciertas coberturas vegetales (Yerena y Torres 1994; Peyton *et al.* 1998; Ginsberg 2001; Gittleman *et al.* 2001). El hábitat disponible dentro del área de estudio podría ser menor al límite necesario para soportar poblaciones viables y tiene falta de conectividad con otros hábitats montañosos (Yerena y Torres 1994; Peyton 1988; Woodroffe y Ginsberg 1998). Más aún, la fisionomía de Dinira pudiera estar haciendo algunos fragmentos de hábitat inaccesibles y aislando grupos de individuos, sobre todo en las zonas de mayor intervención, pues están dentro de la matriz de uso de la tierra humano y más allá de las distancias diarias de viaje de las especies (Saunders *et al.* 1991; Dunning *et al.* 1992; Fischer y Lindenmayer 2007).

Todo lo anterior impone grandes retos para los intentos de conservación que tratan de prevenir extinciones locales, especialmente porque ellos también aparentan estar exponiendo a las especies

a una dinámica de decremento de recursos, mayores niveles de competencia intra e interespecífica y un incremento del contacto con humanos (García-Rangel 2011). Sin embargo, la presencia de las especies a través de Dinira junto con el tamaño de algunos de los fragmentos por debajo de los límites considerados para la prevalencia de estas aumenta los esfuerzos existentes para su protección (Woodroffe y Ginsberg 1998).

A pesar de la extensiva pérdida y prolongada exposición a actividades humanas de las zonas externas cercanas a los linderos del parque, la cobertura vegetal a través del parque actualmente parece ser igual a la estructura de bosques andinos maduros en cualquier otro lado y provee una fuente principal de comida para las especies, pues la mayoría corresponden a bosques nublados montanos, los cuales son ricos en recursos alimenticios (Grubb 1977; Kelly *et al.* 1994; Cuello y Cleef 2009). La desaparición de bosques submontanos a través de la región, sin embargo, podría estar teniendo un efecto disuasivo en las especies, dado a la fuerte asociación entre tipos de vegetación y la elevación en ambientes montanos, pero el rol de la conectividad altitudinal en la ecología de las especies debe ser todavía evaluado (Gentry 1982; Cuello y Cleef *op. cit.*). El cambio climático es también una fuente de preocupación para la conservación de las especies a través de Dinira, dado que la temperatura esperada que aumenta a lo largo de los Andes podría alterar estos patrones altitudinales, reducir la disponibilidad de agua e incrementar los incendios forestales, lo cual podría muy posiblemente restringir la distribución de los bosques nublados montanos bajos aún más (Vergara *et al.* 2007; Chatzopoulos 2009).

6 Implicaciones de manejo

Dinira presenta muchas afectaciones debido a factores antrópicos. La expansión de la frontera agrícola genera deforestación, incendios y movimiento de sedimentos por incremento de suelos desnudos. Los valores de evaluación química de la cuenca alta del río Tocuyo están por encima de

los valores promedios para ríos sudamericanos, atribuible a las descargas de desechos domésticos y agropecuarios en el tramo medio del río, fuera del parque (Pérez 1991). Los principales accesos al parque están en el sector oriental, cerca de la carretera Humocaró Alto-Buenos Aires, desde donde se puede llegar al páramo del Cendé y en la carretera Humocaró Alto-Barbacoas, conectando con la cascada del Vino; en el sector noroccidental, a través de la carretera Carache-Humocaros; y en el sector sur, a través de Campo Elías en la carretera Biscucuy-Boconó, siguiendo el camino a Guaitó. Los Humocaros y Buenos Aires son los poblados más cercanos al parque. La falta de vigilancia y control, de personal y equipos es al parecer el problema más grave de Dinira. Esto permite el turismo descontrolado, sobre todo en las zonas de acampadas en Buenos Aires y en menor medida en los páramos de las Rosas y Cendé y que se produzcan ilícitos ambientales que no son penados, como la destrucción de puestos de guardaparques y estaciones meteorológicas (Aponte y Salas 2004).

El PN Dinira refleja la situación que enfrentan otras AP en Venezuela y a través del mundo en desarrollo, las cuales son conocidas como “parques de papel”, dado su efecto pasivo sobre la conversión de tierra, entre otros impactos humanos, pues son manejadas instituciones subfinanciadas y deficientes de equipos (Rodríguez y Smith 1991; Rodríguez y Rodríguez-Clark 2001; Bruner *et al.* 2001; Chape *et al.* 2005). Si bien una considerable proporción del área total de Dinira es hábitat para las especies de fauna consideradas acá, su protección está lejos de ser óptima, debido a la expansión de la frontera agrícola dentro de sus linderos, así como la cacería extensa, deforestación ilegal, pastoreo de animales domésticos, incendios forestales no controlados y el riesgo de un cambio en las prácticas económicas (Acurero y Jimenez 1987; FER 1988; Aponte y Salas 2004; Quiroga-Carmona 2011, en prep.). Situaciones similares podrían ser afrontadas a través de otros ambientes montañosos, así que estas variables deberían ser controladas cuando se evalúa la eficiencia de las AP existentes, para evitar subestimar su impacto en la conservación de la biodiversidad.

La circunstancia descrita a lo largo de Dinira no solo está amenazando las poblaciones locales de fauna, pero también la viabilidad del AP para la conservación de otros elementos de la biodiversidad local y la protección de las cuencas hidrográficas para uno de las regiones agrícolas más importantes dentro del país (Ferrer-Veliz y de Paz y Bautista 1985; Ataroff y Rada 2000; Yerena *et al.* 2003; Yerena y García-Rangel 2010). El enfoque excluyente boca abajo del establecimiento de PN, en el cual las actividades humanas son consideradas en oposición a la conservación de la biodiversidad y la protección de los recursos, ha sido ampliamente criticada en ámbitos sociales, económicos y ambientales pues ha 1) estimulado conflictos con comunidades locales, 2) probado ser difícil de hacer cumplir, especialmente dentro de países en desarrollo y 3) causado el aislamiento de parches de bosques restantes (Schwartzman *et al.* 2000; Hutton y Leader-Williams 2003; Spiteri y Nepal 2006). Por lo tanto, en futuras intervenciones a un nivel regional y local, intentos actuales de establecer y consolidar programas intensivos enfocados en el manejo de paisaje deben ser considerados (Margules y Pressey 2000; Schwartzman *et al.* 2000; Spiteri y Nepal 2006). Esto resuena con la actitud del gobierno existente, legislación subdesarrollada e intereses locales y podría promover un sentido de pertenencia y co-responsabilidad alrededor de la protección de la herencia natural de la región (Yerena *et al.* 2003; Gómez *et al.* 2010).

7 Consideraciones finales

La vegetación de Dinira, de manera general, se encuentra en muy buen estado de conservación. Aunque el parque presenta amenazas a su funcionamiento como AP, posee también importantes fortalezas y ventajas que han disminuido el impacto que estas amenazas tienen sobre la integridad biológica de los ecosistemas contenidos en el parque. Una de estas ventajas se encuentra en el diseño de los linderos, en la exclusión de centros poblados grandes, en la ausencia de vías de penetración importantes y en la topografía abrupta que dificulta su acceso. Igualmente, la dotación de unos relativamente buenos puestos de guardaparques en las zonas de mayor influencia antrópica

le confieren una fortaleza importante a las posibilidades de manejo. Su principal debilidad es la falta de personal y de presencia institucional constante, lo cual incide de manera sinérgica con otras amenazas menores, agravándolas. Desafortunadamente, la falta de personal es un problema de solución no tan sencilla. Además, las complicaciones administrativas, la actual crisis presupuestaria de Inparques y la falta de reglamentación del parque (PORU), hacen a la vegetación de Dinira, y a la figura de protección legal, vulnerables al resto de sus amenazas. Una mayor atención debe ser creada dentro de las autoridades de manejo en relación con los motivos de creación de esta AP, así como respecto a su cobertura vegetal y uso de la tierra para asegurar el cumplimiento de los objetivos para los cuales fue establecida (Aponte y Salas 2004; Naveda y Yerena 2010).

Acá se presenta una visión de las afectaciones sufridas por las especies de fauna debido al cambio en cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira. Sin embargo, otro tipo de presiones no asociadas directamente al hábitat, como la cacería encontrada en río Negro, que no pueden ser detectadas con la metodología utilizada deben ser consideradas al realizar cualquier propuesta de manejo dentro del parque, pues pudieran crear incertidumbre en los análisis hechos y subestimar la magnitud de las afectaciones (Quiroga-Carmona 2011, en prep.).

Dinira tiene actualmente bastantes características como para ser considerada una isla ecológica, pues es bien evidente la cantidad de afectaciones antrópicas que tiene en zonas muy cercanas a los linderos y a lo largo de una buena parte de la poligonal. Prácticamente todo lo que no es la zona sur está fuertemente intervenido. Sin embargo, hay un parche de bosque considerable en la zona norte, que está fuera de los linderos, que merece la pena ser protegido, pues ha mostrado una aparente resiliencia a las intervenciones, y, dada la cercanía con Dinira, probablemente albergue una biodiversidad considerable. Es importante tomar en cuenta la posibilidad de hacer a Dinira parte de un corredor ecológico, enlazándolo con otras AP cercanas, donde la mayoría de los enlaces están en la zona sur.

Una de las conexiones más evidentes es con el PN Yacambú, en donde la mínima distancia entre estas AP es de 5 km aproximadamente, en el extremo este de Dinira. Es una opción difícil más allá de las distancias, pues lo que está entre los parques son áreas altamente intervenidas, con asentamientos humanos evidentes, agricultura, vías de comunicación, etc. En dado caso de que se llegue a dar una conexión, esta tendría que seguir el enfoque inclusivo, pues cualquier propuesta de corredor sería inviable por no decir imposible si se pretende vedar el uso humano en estas zonas, el cual debería ser regulado mas no prohibido. Para esto obviamente sería necesario una zonificación, con este corredor en particular como una locación de régimen de administración especial. De lograrse esto, y tomando en cuenta la conexión que ya de por si Yacambú tiene con el corredor ecológico de la Sierra de Portuguesa, que conecta este último con Terepaima, se lograría una franja protectora de más de 120 km lineales.

Considerando ahora la parte occidental, Guaramacal es la opción más viable para una posible interconexión. Sin embargo, presenta básicamente los mismos problemas que aquellos en la parte este de Dinira, y, en general, en muchos de los parajes andinos venezolanos. Guaramacal es una AP focal en cuestiones interconexión, pues, junto con los corredores propuestos de Calderas, Caparo y Pueblos del Sur, incluyendo los PN Sierra de La Culata, Sierra Nevada, Páramos del Batallón y la Negra y Chorro El Indio y, con optimismo, El Tama, compartido en parte con Colombia, podría constituir un súper corredor que protegería, prácticamente, todos los Andes venezolanos (Yerena y Torres 1994).

Todos los PN mencionados comparten ciertas características ecológicas por tratarse de parajes andinos. Su interconexión se traduciría en un gigantesco continuo de hábitat que disminuiría la fragmentación y el aislamiento futuro, uniría poblaciones en alopatría, en particular aquellas en categorías de riesgo como las incluidas en este estudio, aumentaría el intercambio genético, haría a las poblaciones más viables, aseguraría recursos de interés antrópico a largo plazo, protegería las

cuencas hidrográficas, prevendría la erosión del suelo y su decline en la calidad, entre otros beneficios. La creación de corredores ecológicos como los propuestos acá es un enfoque de conservación que debe ser considerado y puesto en práctica, no solo por los factores descritos, sino por su viabilidad a largo plazo como figura de protección legal.

Conclusión

- La cobertura vegetal del PN Dinira ha sufrido una recuperación ambiental por la disminución en las zonas intervenidas y el aumento en la cobertura boscosa entre 2002 y 2016.
- Las zonas de mayor probabilidad de cambio del PN Dinira son la de los páramos centrales y la norte.
- No fue posible evaluar una distancia de penetración del efecto de borde para el PN Dinira, pues este presenta una gran heterogeneidad respecto a la cobertura de la tierra.
- Una distancia de penetración del efecto de borde de 500 m puede reducir el área del parque hasta en un 24,77 %.
- Todas las especies de fauna consideradas aumentaron su hábitat potencial en el PN Dinira entre 2002 y 2016, excepto en la parte norte de este.
- El orden de tamaño de hábitat potencial para las especies es: *Puma concolor* > *Tremarctos ornatus* > *Mazama bricenii* > *Puma yagouaroundi* > *Panthera onca*.
- El orden de tamaño de abundancia más posible es: *Mazama bricenii* > *Panthera onca* > *Tremarctos ornatus* > *Puma concolor*.
- Dinira podría constituir un corredor ecológico en la zona sur conformado por los PN Guaramacal, Sierra de La Culata, Sierra Nevada, Páramos del Batallón y la Negra, Chorro El Indio, El Tama, y los corredores propuestos de Calderas, Caparo y Pueblos del Sur, y otro en la zona este, conformado por los PN Yacambú y Terepaima, y el corredor de la Sierra de Portuguesa.

Bibliografía

- Acurero, L., Jimenez, A. 1987. Un Parque Nacional Nuevo para la Sierra de Barbacoas – Informe Preliminar. Mecanografiado. 20 pp.
- Alcaraz, F. J. 2013. Fundamentos de la clasificación de la vegetación. Universidad de Murcia. España. 16 pp.
- Allen, M. L. 2014. The ecology and behaviour of pumas (*Puma concolor*) in northern California, U.S.A. Tesis de Doctorado. Victoria Universidad de Wellington. 192 pp.
- Aplin, P. 2004. Remote sensing: Land cover. *Progress in Physical Geography* **28**: 283-293.
- Aplin, P. 2005. Remote sensing: Ecology. *Progress in Physical Geography* **29**: 104-113.
- Aponte, C., Salas, V. 2004. Estado de Conservación del Parque Nacional Dinira. Bioparques. [en línea] Disponible: www.parkswatch.org [Consulta: 18 de julio de 2016].
- Ataroff, M., Rada, F. 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *Ambio* **29**: 440-444.
- Baker, R.H. 1983. Michigan Mammals. Michigan State University Press, Michigan. 536-543.
- Barati, S., Rayegani, B., Saati, M., Sharifi, A., Nasri, M. 2011. Comparison the accuracies of different spectral indices for estimation of vegetation cover fraction in sparse vegetated areas. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences* **14**: 49-56.
- Barbour, M. G., Burk, J. H., Pitts, D. 1980. Terrestrial Plant Ecology. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc. California. 604 pp.
- Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., da Fonseca, G. A. B. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* **291**: 125-128.
- Burrows, C. J. 1990. Processes of vegetation change. *London: Unwin Hyman*. 1
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* **486**: 59-67.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., Lysenko, I. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **360**: 443-455.
- Chatzopoulos, I. 2009. Climate change, vulnerability and adaptation in Latin America. Tesis de Maestría, Universidad de Londres, Londres, Reino Unido. 61 pp.
- Chavez, P. S. Jr. 1996. Image-based atmospheric corrections—revisited and revised. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **62(9)**: 1025-1036.

- Chuvieco, E. 1995. Fundamentos de teledetección espacial. Segunda edición. Ediciones RIALP, S.A. Madrid, España. 282 pp.
- Cingolani, A. M., Renison, D., Zak, M. R., Cabido, M. R. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment* **92**: 84-97.
- Clausnitzer, I., Smith, R. 1972. Cambios de suelo producido por la formación de sabanas provenientes de bosques en tierras inclinadas del estado Lara, Venezuela. Boletín de La Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales **3**: 112-128.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* **20(1)**: 37-46.
- Comber, A., Fisher, P., Wadsworth, R. en prep. A ser publicado en *Environment and Planning B*.
- Congalton, R. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* **37**: 35-46.
- Currier, M. J. P. 1983. *Mammalian Species* **200**: 1-7.
- Cracraft, J. 1985a. Biological Diversification and its Causes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **72(4)**: 794-822
- Cracraft, J. 1985b. Historical Biogeography and Patterns of Differentiation within the South American Avifauna: Areas of Endemism. *Ornithological Monographs* **36**: 49-84.
- Crespo, L. 1999. Venezuela Tierra Mágica. Dinira, Parque Nacional, Estado Trujillo. *Corpoven*. 20 pp
- Cuello, A. N. L., Cleef, A. M. 2009. The forest vegetation of Ramal de Guaramacal in the Venezuelan Andes. *Phytocoenologia* **39**: 109-156.
- Curran, P. 1989. *Principles of remote sensing*. Longman.
- Dantas, M., Jürgen, G., Huth, A. 2016. The extent of edge effects in fragmented landscapes: Insights from satellite measurements of tree cover. *Ecological Indicators* **69**: 196-204.
- Didham, R. K., Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* **31**:17-30.
- Di Gregorio, A., Jansen, L. J.M. 2000. Land Cover Classification System: Classification Concepts and User Manual. Food and Agriculture Organization. [en línea] Disponible: <http://www.fao.org/docrep/003/x0596e/x0596e00.HTM>. [Consulta: 8 de mayo de 2017].
- Dudley, N. 2008. Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. IUCN. Gland, Suiza. 106 pp.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., Pulliam, H. R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**: 169-175.
- Echavarría, M. 2007. Protecting Water Sources to Conserve Biodiversity: Financial mechanisms for watersheds protection in Colombia, Ecuador and Venezuela. The Nature Conservancy. 67 pp.

- ESRI. 1997. PC Arc/Info Command Reference: Help of the software PC Arc/Info v.3.5.1. New York, USA.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- ERDAS. 2002. ERDAS Field Guide. Leica Geosystems Geospatial Imaging, LLC, Atlanta, USA. 686 pp.
- ERDAS. 2014. ERDAS IMAGINE 2014. Minor release 1 release notes. Hexagon Geospatial. 19 pp.
- Estrada, G. C. 2006. Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*) en la selva maya. Tesis de licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala. 54 pp.
- ENVI. 2009. Getting Started with ENVI. Boulder, Colorado. 234 pp.
- Ewel, J., Madriz, A. 1968. Mapa Ecológico según la clasificación de Zonas de Vida del Mundo de L.R. Holdridge. MAC, Caracas. Escala 1:2.000.000. En: Ewel, J., Madriz, A., Tosi, J. (Eds.). Segunda Edición. 1976. MAC, FONAIAP: Caracas.
- Fahsi, A., Tsegaye, T., Tadesse, W., Coleman, T. 2000. Incorporation of digital elevation models with Landsat-TM data to improve land cover classification accuracy. *Forest Ecology and Management* **128**: 57-64.
- Fallas, J. 1996a. Sistemas de Información Geográfica: una visión Integral. *Revista Geográfica de América Central* **22(23)**: 27-39.
- Fallas, J. 1996b. Normas y Estándares para la comunidad de usuarios de Sistemas de Información Geográfica en Costa Rica. *Revista Cartográfica de América Central* **32(33)**: 41-62.
- FAO. 2005. Global Forest Resources Assessment 2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. [en línea] Disponible: <http://www.fao.org/docrep/008/a0400e/a0400e00.htm> [Consulta: 8 de mayo de 2017].
- Ferrer-Veliz, E., de Paz y Bautista, H. 1985. Análisis ambiental de la Región Centro-Occidental de Venezuela. Perfil ecológico regional, correlación de variables fisiográficas, fitofisonómicas, climáticas y vivenciales e interdependencia entre sistemas naturales y sociales. Fundación para el Desarrollo de la Región Centro-Occidental (FUDECO), Barquisimeto, Venezuela. 179-199.
- FGDC. 2008. National Vegetation Classification Standar, Version 2. Vegetation Subcommittee. 126 pp.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 265–280.
- Flores, V. G. 2015. Manual de Prácticas de Fotointerpretación. Universidad de Guanajuato. 155 pp.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., Snyder, P. K. 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**: 570-574.

- FER (Frente Ecológico Regional). 1988. Proyecto Parque Nacional “Dinira” Sierra de Barbacoas. Informe de Inparques. Mecanografiado. 48 pp.
- Fudena. 2006. Corredor biológico de la Sierra de Portuguesa. 56 pp.
- Gao, Y., Zhang, W. 2009. A simple empirical topographic correction method for ETM+ imagery. *International Journal of Remote Sensing* **30**: 2259–2275.
- García, E. 2008. Aplicación de la Corrección del Sombreado Topográfico para la Identificación y Delimitación de Cuerpos de Agua en la Región Andina del Perú dentro de un SIG Ráster. *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* **8**: 1-17.
- García-Rangel, S. 2011. Ecology and Conservation of the Spectacled Bear in Venezuela. Tesis de Doctorado. Universidad de Cambridge, Cambridge, Inglaterra. 337 pp.
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* **15**:1-84.
- Gherardi, F. 2009. What is Biodiversity? by James Maclaurin: Kim Sterelny. *History and Philosophy of the Life Sciences* **31**: 131-133.
- Gilabert, M. A., Gonzalez-Piqueras, J., Garcia-haro, J. 1997. Acerca de los índices de vegetación. *Revista de Teledetección* **8**: 1-10.
- Ginsberg, J. R. 2001. Setting priorities for conservation: What makes carnivores different? en: J. L. Gittleman, editor. *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 498-523.
- Giordano, A. J. 2016. Ecology and status of the jaguarondi *Puma yagouaroundi*: a synthesis of existing knowledge. *Mammal Review* **42**: 30-43.
- Gittleman, J. L., Funk, S. M., MacDonald, D. W., Wayne, R. K. 2001. *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 692 pp.
- Gobernación del estado Lara. 2008. Diagnóstico para el Plan de Ordenación del Territorio del Estado Lara (POTEL). [en línea] Disponible: http://musquito.net.ve/legislacion/documentos/POTEL_SINTESIS_DIAGNOSTICO.pdf [Consulta: 20 de mayo de 2017].
- Goldstein, I. 1993. Distribución, presencia y conservación del Oso Frontino en Venezuela. *Biollania* **9**: 171-181.
- Gómez-López, I. 2005. Análisis Espacio-Temporal de la cobertura arbórea en la Zona Protectora de la Cuenca del Río Yacambú, Sierra de Portuguesa, Andes de Venezuela. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela. 81 pp.
- Gómez, V., Borges, P., Montañó Astros, I., Casañas, O. 2010. Estrategia nacional para la conservación de la diversidad biológica de la República Bolivariana de Venezuela. Ministerio del Poder Popular para el Ambiente, Caracas, Venezuela. 138 pp.
- Grubb, P. J. 1977. Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. *Annual Review of Ecology and Systematics* **8**: 83–107.

- Hansson, L. 1994. Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology* **9**: 105-115.
- Hens, L., Boon, I. E. 2003. Causes of Biodiversity Loss: A Human Ecological Analysis. *MultiCiência* **1**: 1-29.
- Hecht, S. B., Cockburn, A. 1990. The Fate of the Forest: Developers, destroyers and defenders of the Amazon. Harper Perennial, New York. 408 pp.
- Helmer, E. H., Brown, S., Cohen, W. B. 2000. Mapping montane tropical forest successional stage and land use with multi-date Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing* **21**: 2163-2183.
- Horning, N., Robinson, J. A., Sterling, E. J., Turner, W., Spector, S. 2010. Remote Sensing for Ecology and Conservation. Oxford University Press. New York, USA. 494 pp.
- Huber, O., Alarcón, C. 1988. Mapa de Vegetación de Venezuela. MARNR. Caracas, Venezuela. Escala 1:2.000.000
- Hueck, K. 1960. Mapa de la Vegetación de la República de Venezuela. IFLAIC. Mérida, Venezuela. Escala 1:2000000.
- Hueck, K., Seibert. 1988. Mapa de la vegetación de América del Sur. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), GMBH, Eschborn. Mapa 1: 8.000.000.
- Huete, A. 2015. Vegetation Indices. *Encyclopedia of Remote Sensing* 883-886.
- Hutton, J. M., Leader-Williams, N. 2003. Sustainable use and incentive-driven conservation: realigning human and conservation interests. *Oryx* **37**:215–226.
- Iriarte, J. A., Rau, J. R., Villalobos, R., Lagos, N., Sade, S. 2013. Revisión actualizada sobre la biodiversidad y conservación de los felinos silvestres de Chile. *Boletín de Biodiversidad de Chile* **8**: 5-24.
- Isasí-Catalá, E. 2012. Estudio del estado de conservación del Jaguar (*Panthera onca*) en el Parque Nacional Guatopo. Tesis de Doctorado. Universidad Simón Bolívar, Sartenejas, Venezuela. 397 pp.
- Islam, A. 2013. Orthorectification in Erdas Imagine 11. [en línea] Disponible: <https://www.youtube.com/watch?v=kbeGJRZzmB8> [Consulta: 20 de mayo de 2017].
- IUCN. 1994. Guidelines for Protected Area Management Categories. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jackson, R. D., Huete, A. R. 1991. Interpreting vegetation índices. *Preventive Veterinary Medicine* **11**: 185-200.
- Jedrzejewski, W., Abarca-Medina, M. R., Boede, E. O., Hoogsteijn, R., Isasi-Catalá, E., Carreño, R., Vilorio, A. L., Cerda, H., Lew, D., González-Fernández, A. J., Perera, L., Puerto Carrillo, M. F. 2015. Jaguar, *Panthera onca*. En: Rodríguez, J. P., García-Rawlins, A., Rojas-Suárez, F. (Eds.) Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Cuarta edición. Provita y Fundación Empresas Polar, Caracas, Venezuela. [en

línea] Disponible: animalesamenazados.provita.org.ve/content/jaguar [Consulta: 9 de mayo de 2017].

-Jensen, J. R. 1996. *Introductory digital image processing. A remote sensing perspective*, 2nd edition. Prentice Hall, Inc, Upper Sadle River, USA. 544 pp.

-Kaufman, Y. J. 1984. Atmospheric effects on remote sensing of surface reflectance. *The International Society of Optical Engineering* **1(2)**: 20-33.

-Kent, M., Coker, P. 1992. *Vegetation Description and Analysis: A Practical Approach*. CRC Press. 363 pp.

-Kelly, D. L., Tanner, E. V. J., Lughadha, E. M. N., Kapos V. 1994. Floristics and biogeography of a rain forest in the Venezuelan Andes. *Journal of Biogeography* **21**: 421-440.

-Killeen, T. J., Siles, T. M., Soria, L., Correa, L. 2005. Estratificación de vegetación y cambio de uso de suelo en los Yungas y Alto Beni de La Paz. *Ecología en Bolivia* **40(3)**: 32-69.

-King, R. B. 2002. Land cover mapping principles: A return to interpretation fundamentals. *International Journal of Remote Sensing* **23**: 3525-3545.

-Kurta, A. 1995. *Mammals of the Great Lakes Region*. Ann Arbor, Michigan: The University of Michigan Press. 376 pp.

-Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G. D., Svedin, U., Veldkamp, T. A., Vogel, C., Xu, J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* **11**: 261-269.

-Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* **57**: 205-219.

-Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin-de Merona, J. M., Laurance, S. G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* **79**: 2032-2040.

-Laurance, W. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* **91**: 109-117.

-Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. L., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., Sampaio, E. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology* **16(3)**: 605-618.

-Lee, T., Middleton, J. 2003. *Guidelines for Management Planning of Protected Areas*. IUCN Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 79 pp.

-Lu, D., Weng, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing* **28**: 823-870.

- Lizcano, D. J., Álvarez, S. J., Delgado-V., C. A. 2010a. Chapter 19 - Dwarf red brocket *Mazama Rufina* (Pucheran 1951). 177-180 pp. En: Barbanti-Duarte, J. M., González, S. 2010. (Eds.) Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer. FUNEP/ IUCN: Jaboticabal, Brazil. 393 p
- Lizcano, D.J., Yerena, E., Álvarez, S.J., Dietrich, J.R. 2010b. Chapter 20 - Merida brocket deer *Mazama bricenii* (Thomas 1908). 181-184 pp. En: Barbanti Duarte, J.M. and Gonzalez, S. (Eds.). Neotropical Cervidology: biology and medicine of Latin American Deer. FUNEP/ IUCN: Jaboticabal, Brazil. 393 p.
- Linares, O. J. 1988. Mamíferos de Venezuela. Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela, Caracas.
- MAC. 1961. Atlas Forestal de Venezuela. Mapa Forestal a escala de 1:4.000.000. Dirección Recursos Naturales Renovables. Caracas. Venezuela.
- Madi, Y., Rodríguez, L., León, A., Martínez, J., Delgado, M., Gil, D., Henríquez, A. 2009. "Vegetación de Venezuela 1979-1982, recopilación de Sistemas Ambientales de Venezuela Proyecto Ven/79/001". Oficina de Análisis Estratégico, Coordinación de Investigación e Información Ambiental, Ministerio del Poder Popular para el Ambiente. Caracas.
- Madi, Y., Vázquez, J., León, A., Rodríguez, J. 2011. Estado de Conservación de los Bosques y otras Formaciones Vegetales en Venezuela. *BioLlanmia Edición Esp.* 10: 303-324.
- Margules, C. R., Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**: 243–253.
- Markov, A. A. 1971. Extension of the limit theorems of probability theory to a sum of variables connected in a chain. Dynamic Probabilistic Systems, volume 1: Markov Chains. John Wiley and Sons.
- MARNR. 1982. Sistemas Ambientales Venezolanos. Proyecto VEN/79/001. Mapa de la Vegetación Actual de Venezuela. Serie: I, sección: 1, documento N°: 4. Caracas, Venezuela.
- MARNR. 1983. Sistemas Ambientales Venezolanos. Proyecto VEN/79/001. Metodología para la Elaboración de los mapas de Vegetación, Uso Actual y Uso Potencial Agrícola. Serie I, sección: 1, documento N°: 8
- MARN. 2003. Mapa de Vegetación de Venezuela. Escala 1:2.000:000. Caracas, Venezuela.
- Matlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge. Trends in space and successional time. *Journal of Ecology* **82**: 113-123.
- Matos, I. 1997. Hallan Retos de un Megaterio. Diario El Universal, 16 de Abril de 1997.
- Molina, G., Albarran, A. 2013. Análisis multitemporal y de la estructura horizontal de la cobertura de la tierra: Parque Nacional Yacambú, estado Lara, Venezuela. *Revista Colombiana de Geografía* **22**: 25-40.
- Morillo, G. 1991. Diversidad y distribución de las Asclepiadaceae de la Cordillera de la Costa y de los Andes. *Biollania* (sin número), X Congreso Venezolano de Botánica. 86 pp.

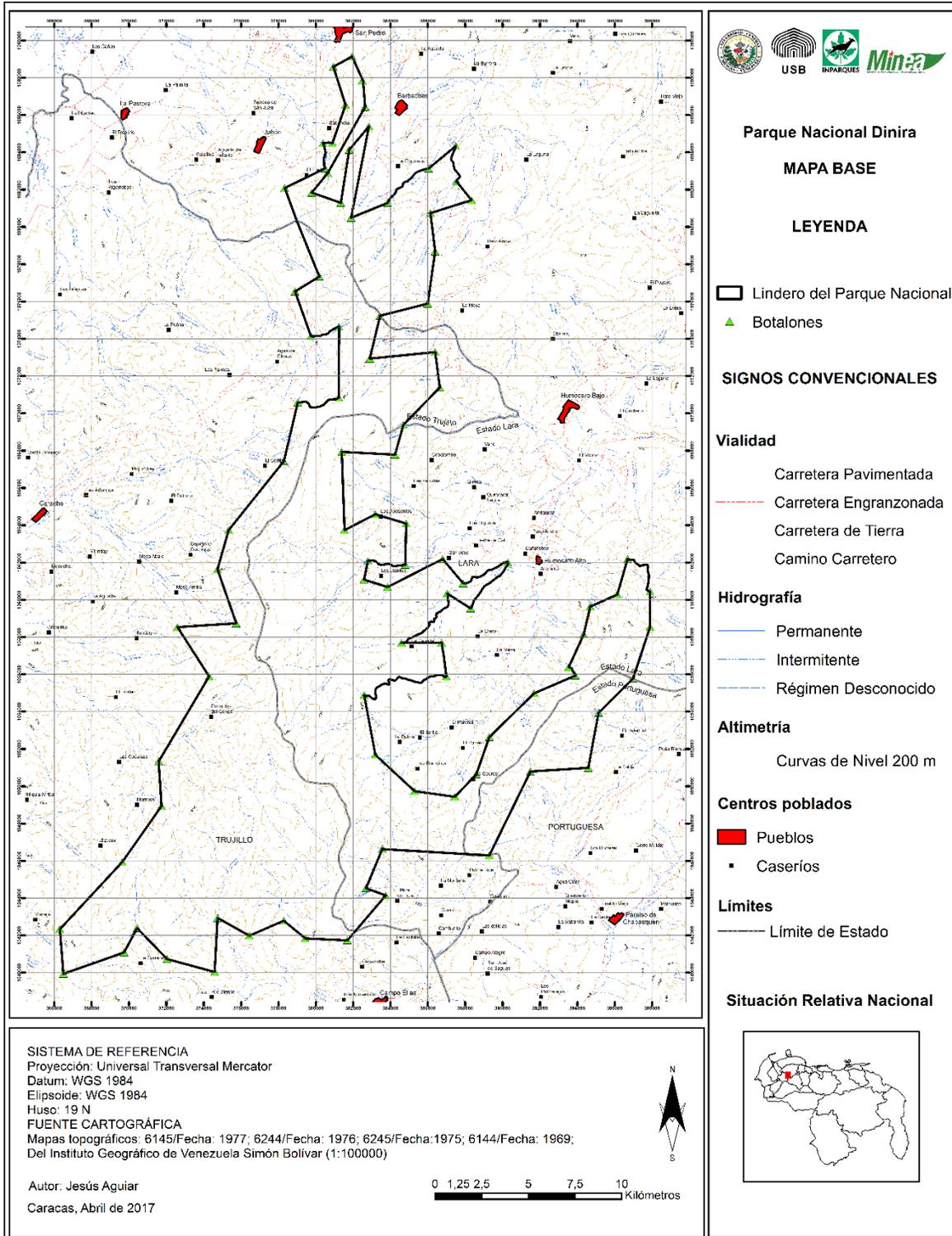
- Mróz, M., Sobieraj, A. 2004. Comparison of Several Vegetation Indices Calculated on the Basis of a Seasonal SPOT XS Time Series, and their Suitability for Land Cover and Agricultural Crop Identification. *Techn. Sc.* **7**: 39-66.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* **10(2)**: 58-62.
- Nagendra, H. 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing* **22**: 2377-2400.
- Naveda, J. A., Yerena, E. O. 2010. Sistema de Parques Nacionales de Venezuela: Una evaluación aproximada de su situación actual. Simposio Investigación y Manejo de Fauna Silvestre en Venezuela 225-246.
- OCEI (Oficina Central de Estadísticas e Informática) 1994. Nomenclador de Centros Poblados.
- Olaya, V. 2014. Sistemas de Información Geográfica. Un Libro Libre. [en línea] Disponible: <http://volaya.github.io/libro-sig/> [Consulta: 9 de mayo de 2017].
- Ornduff, R., Faber, P. M., Keeler-Wolf, T. 2003. Introduction to California Plant Life. 357 pp.
- García, R. E., Silva, M. I. 2014. Las ABRAE versus las áreas protegidas en Venezuela. *COPÉRNICO. Revista arbitrada de divulgación científica* **19**: 27-39.
- Parsons, J. J. 1982. The Northern Andean environment. *Mountain Research and Development* **2**: 253-264.
- PCI Geomatics. 2016. PCI Geomatics Releases Geomatica 2016. Markham, Ontario Canada. 1 pp.
- Perera, L. 2006. Aporte para la estructuración de un Sistema de Información Geográfica del Parque Nacional Guatopo. Informe final de Cursos de Cooperación de INPARQUES-USB. Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela. 127 pp.
- Peyton, B., Yerena, E., Rumiz, D., Jorgenson, J., Orejuela, J. 1998. Status of wild Andean bears and policies for their management. *Ursus* **10**: 87-100.
- Pérez, S. 1991. Evaluación Geoquímica preliminar de la cuenca alta del río Tocuyo (Jabón – Dos Cerritos). Libro de Resúmenes de la XLI Convención Anual de AsoVAC, Maracaibo, Venezuela.
- Pittier, J. H. 1920. Mapa Ecológico de Venezuela. Litografía Comercio. Caracas
- Ren, G., Zhu, A.-X., Wang, W., Xiao, W., Huang, Y., Li, G., Li, D., Zhu, J. 2009. A hierarchical approach coupled with coarse DEM information for improving the efficiency and accuracy of forest mapping over very rugged terrains. *Forest Ecology and Management* **258**: 26-34.
- República de Venezuela. 1941. Convención para la Protección de la Flora, de la Fauna y de las Bellezas Escénicas Naturales de los Países de América. Gaceta Oficial No 20.643 del 13/11/1941.
- República de Venezuela. 1983. Ley Orgánica para la Ordenación del Territorio. Gaceta Oficial N° 3.238 (Ext.) del 11/08/1983.

- República de Venezuela. 1988. Decreto de Creación: Parque Nacional Dinira. Gaceta Oficial N° 34120 del 22/12/1983
- República de Venezuela. 2000. Ley de Diversidad Biológica. Gaceta Oficial No del 24/05/2000.
- Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., Aguado, I. 2003. Assessment of Different Topographic Corrections in Landsat-TM Data for Mapping Vegetation Types. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **41(5)**: 1056-1061.
- Richards, J.A. 1986. Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction. Springer Verlag. 494 pp.
- Richter, R. 1998. Correction of satellite imagery over mountainous terrain. *Applied Optics* **37**: 4004-4015.
- Richter, R., Kellenberger, T., Kaufmann, H. 2009. Comparison of topographic correction methods. *Remote Sensing* **1**: 184-196.
- Rodríguez, M., Smith, R. F. 1991. El Parque Nacional Terepaima: Fundamentos para su creación. Ecología del Estado Lara. *Biollania*, Talleres Gráficos del Congreso de la República, Guanare, Venezuela. 13 pp.
- Rodríguez, J. P., Rodríguez-Clark, K. M. 2001. Even “paper parks” are important. *Trends in Ecology and Evolution* **16**:17.
- Rodríguez, J. P., Rojas-Suárez, F. 1999. Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Segunda Edición. Provita y Fundación Empresas Polar. Caracas, Venezuela. 472 pp.
- Rodríguez, J.P., Rojas-Suárez, F. 2008. Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Tercera Edición. Provita y Shell Venezuela, S.A. Caracas, Venezuela. 364 pp.
- Rodríguez, J. P., García-Rawlins, A., Rojas-Suárez, F. 2015. Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Cuarta Edición. Provita y Fundación Empresas Polar. Caracas, Venezuela.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A. 1973. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. Tercer Simposio ERTS, NASA SP-351 I.
- Rushton, S. P., Lurz, P. W. W., Fuller, R., Garson, P. 1997. Modelling the distribution of the red and grey squirrel at the landscape scale: a combined GIS and population dynamics approach. *The Journal of Applied Ecology* **34**: 1137-1154.
- Salazar, R. M., Smith, R. Inédito. Levantamiento de información básica en vegetación, Fase II: Cuenca alta del río Tocuyo (estado Lara). MARNR, Barquisimeto. 24 pp.
- Santos, N. 2016. Imagery Classification Using ArcGIS – Coursera Specialization in Geographic Information Systems. University of California.
- Santos-Niño, M., Licata, A., Rivero-Caro, J. 1997. Caracterización botánica del Páramo y Subpáramo del Cendé, Parque Nacional Dinira, estado Trujillo, Venezuela. *Biollania* **13**: 97-110.
- Saunders, D. A., Hobbs, R.J., Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* **5**: 18-32.

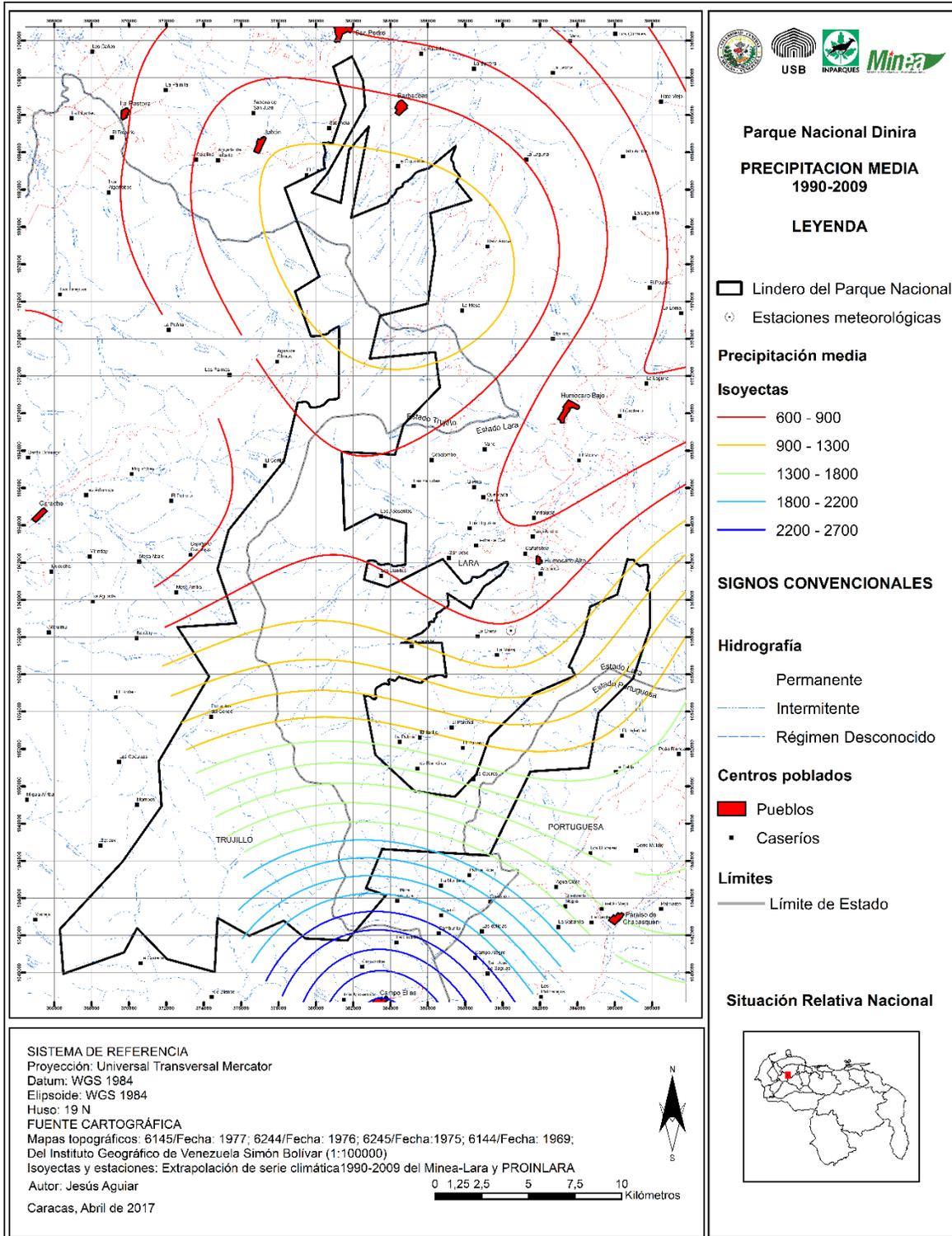
- Schwartzman, S., Moreira, A., Nepstad, D. 2000. Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. *Conservation Biology* **14**: 1351–1357.
- Shaw, H. G., Beier, P., Culver, M., Grigione, M. 2007. Puma Field Guide. A guide covering the Biological Considerations, General Life History, Identification, Assessment, and Management of *Puma concolor*. The Cougar Network. 129 pp.
- Shivaraju, A. 2003. "*Puma concolor*". Animal Diversity Web. [en línea] Disponible: http://animaldiversity.org/accounts/Puma_concolor/ [Consulta: 9 de mayo de 2017].
- Shrestha, D. P., Zinck, J. A. 2001. Land use classification in mountainous areas: Integration of image processing, digital elevation data and field knowledge (application to Nepal). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **2001**: 78-85.
- Sivakumar, M. V. K., Roy, P. S., Harmsen, K., Saha, S. K. 2004. Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology. World Meteorological Organisation. Ginebra, Suiza. 423 pp.
- Skole, D., Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and hábitat fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science* **260**: 1905-1909.
- Smith, R. F., Salazar de Rodríguez, M. 1991. Vegetación del Estado Lara. Ecología del Estado Lara. *Biollania*, Talleres Gráficos del Congreso de la República, Guanare, Venezuela. 13 pp.
- Smith, R. 1972. La vegetación actual de la Región Centro Occidental: Falcón, Lara, Portuguesa y Yaracuy. Un resumen ecológico de acuerdo a la fotointerpretación. Boletín 39-40 del Instituto Forestal Latinoamericano. 0-44.
- Smith, R. 1975. Ecología de las plantas leñosas del espinar de los estados Lara y Falcón, Venezuela. *Acta Botánica Venezolana* **10**: 87-129.
- Smith, R., Gorín, A. 1977. Fotointerpretación de matorrales densos y claros en sus cuencas del Morere y Alto Tocuyo, del estado Lara, Venezuela. En Actas del IV Simposio Internacional de Ecología Tropical. Tomo 3.
- Spiteri, A., Nepal, S. K. 2006. Incentive-based conservation programs in developing countries: A review of some key issues and suggestions for improvements. *Environmental Management* **37**: 1-14
- Sweanor, L. L., Logan, K. A., Hornocker, M. G. 1999. Cougar Dispersal Patterns, Metapopulation Dynamics, and Conservation. *Conservation Biology* **14(3)**: 798-808.
- Tamayo, F. 1964. Ensayo de la Clasificación de Sabanas de Venezuela. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 62 pp.
- Tamayo, F. 1995. Mapa Fitogeográfico preliminar de la República de Venezuela.
- Tang, G., Wang, L., Yao, Z. 2007. Spatio-temporal urban landscape change analysis using the Markov chain model and a modified genetic algorithm. *International Journal of Remote Sensing* **28(15)**: 3255-3271.

- Thakkar, A., Desai, V., Patel, A., Potdar, M. 2014. Land Use/Land Cover Classification of Remote Sensing Data and their Derived Products in a Heterogeneous Landscape of Khan-Kali Watershed, Gujarat. *Asian Journal of Geoinformatics* **14(4)**: 1-12.
- UNEP-WCMC. 2017. CITES Appendices I, II and III. [en línea] Disponible: <https://www.cites.org/esp/app/appendices.php> [Consulta: 22 de marzo de 2017 2016].
- Vanonckelen, S., Lhermitte, S., Balthazar, V., Van Rompaey, A. 2014. Performance of atmospheric and topographic correction methods on Landsat imagery in mountain areas. *International Journal of Remote Sensing* **35(13)**: 4952-4972.
- Vergara, W., Kondo, H., Pérez, E. P., Pérez, J. M. M., Rueda, V. M., Arango, M. C. M., Murcia, J. F. R., Roldán, C. J. A., Palacios, E. 2007. Visualizing future climate in Latin America: results from the application of the Earth Simulator. Sustainable Development Department (LCSSD), Latin America and the Caribbean Region. The World Bank, Washington D.C., USA. 90 pp.
- Wiese, K. 2013. Sierra Nevada Wildflowers. Segunda edición. 224 pp.
- Wilson, E. O. 1992. The Diversity of Life. Harvard University Press. Nueva Edición. New York, USA. 424 pp.
- Woodcock, C. E., Strahler, A. H. 1987. The factor of scale in remote sensing. *Remote Sensing of Environment* **21**: 311-332.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* **280**: 2126-2128.
- Yerena, E., Torres, D. 1994. Spectacled bear conservation and dispersal corridors in Venezuela. *Int. Conf. Bear Res. And manage.* **9(1)**: 169-172.
- Yerena, E., Padrón, J., Vera, R., Martínez, Z., Bigio, D. 2003. Building consensus on biological corridors in the Venezuela Andes. *Mountain research and development* **23**: 215-218.
- Yerena, E., Monsalve Dam, D., Torres, D., Sánchez, A., García-Rangel, S., Bracho, A., Martínez, Z., Gómez, I. 2007. Plan de acción para la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en Venezuela (2006-2016). Fundación AndígenA, FUDENA, Universidad Simón Bolívar, Mérida, Venezuela.
- Yerena, E., García-Rangel, S. 2010. The implementation of an interconnected system of protected areas in the Venezuelan Andes. 233-244 pp. en Worboys, G. L., Francis, W., Lockwood, M. (Eds.). Connectivity conservation management: a global guide. Earthscan, London, UK. 416 pp.
- Zhai, D. L., Cannon, C. H., Dai, Z. C., Zhang, C. P., Xu, J. C. 2015. Deforestation and fragmentation of natural forests in the upper Changhua watershed, Hainan, China: implications for biodiversity conservation. *Eviron. Monit. Assess.* **187**: 4137-4148.

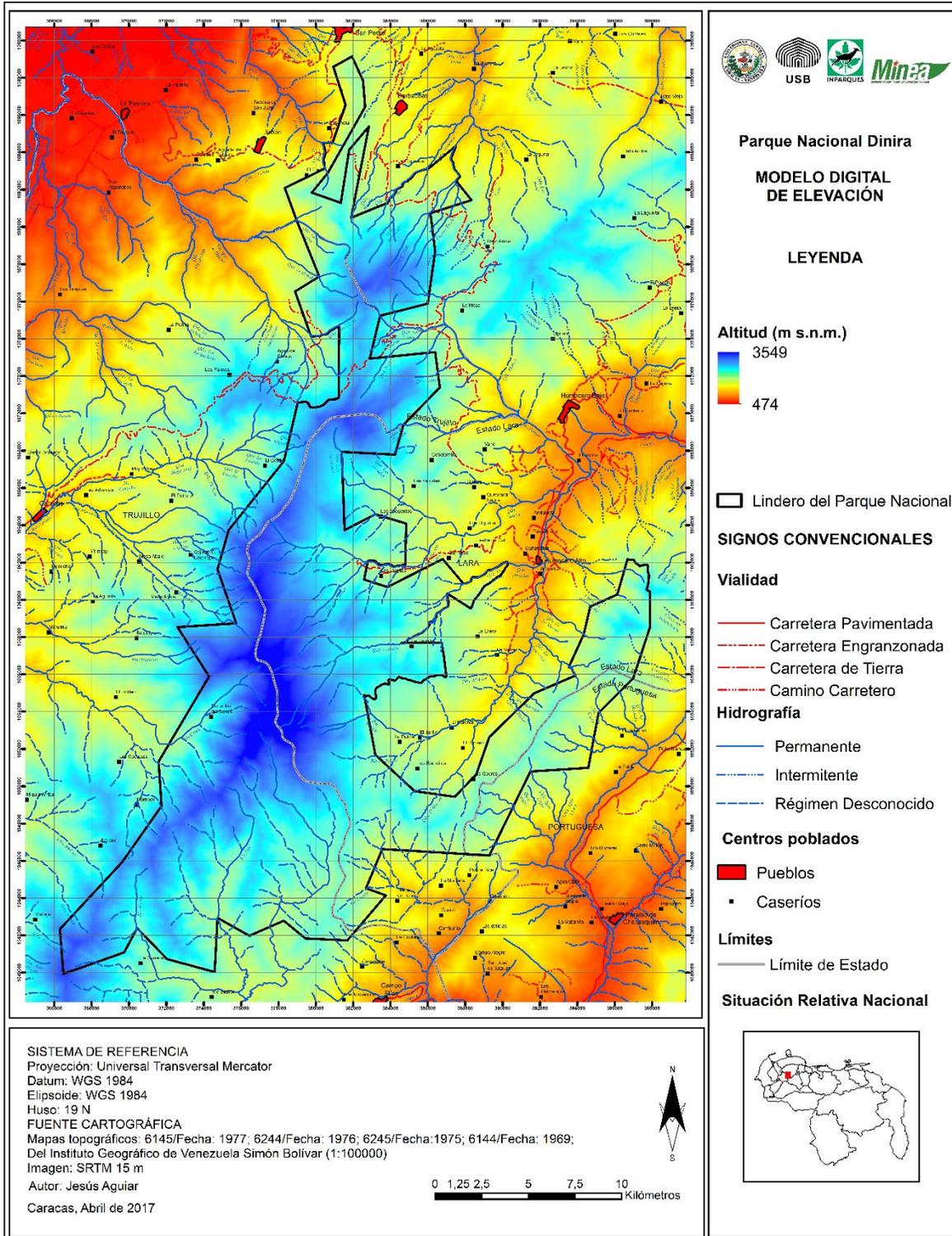
Apéndices



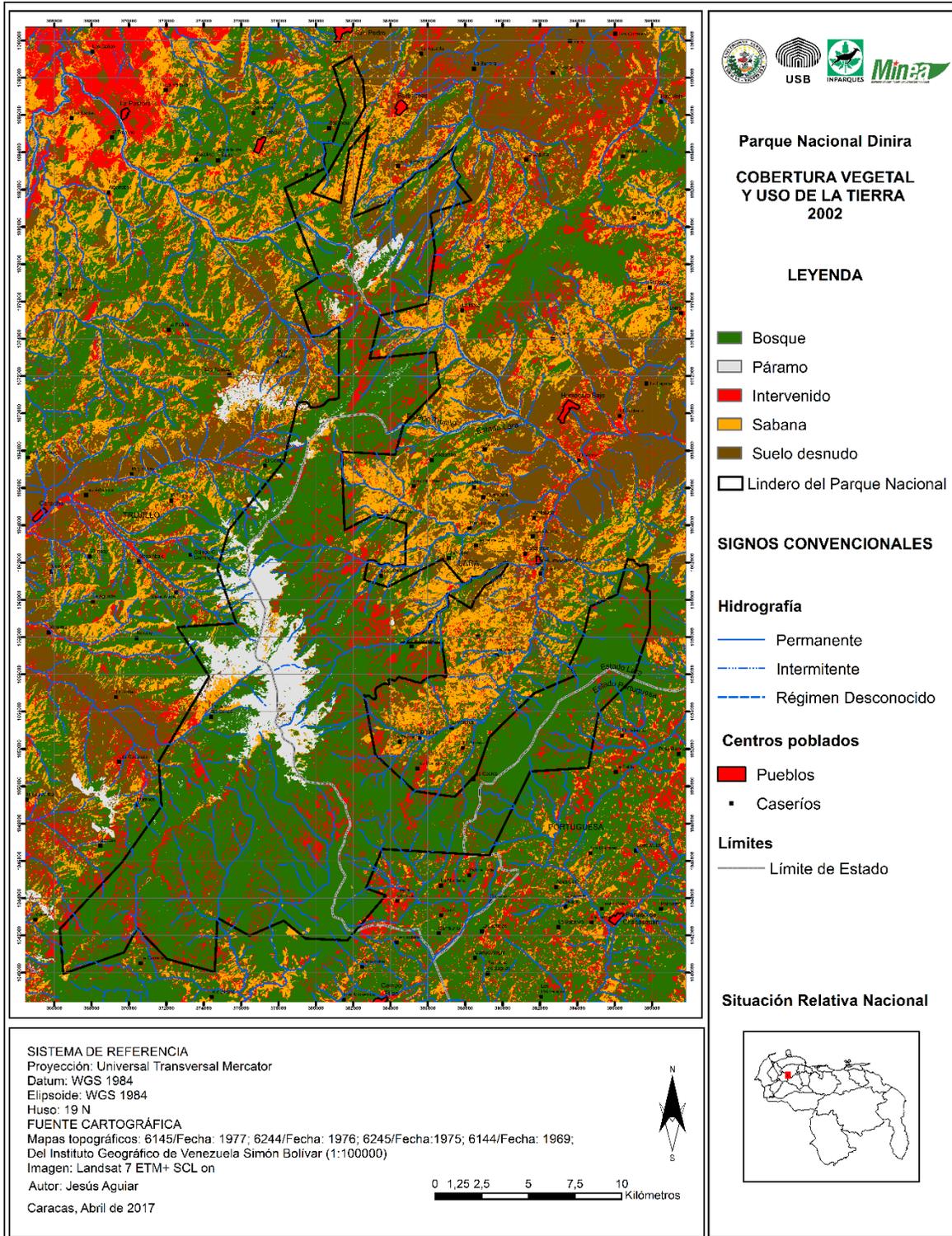
Apéndice 1. Mapa base del Parque Nacional Dinira.



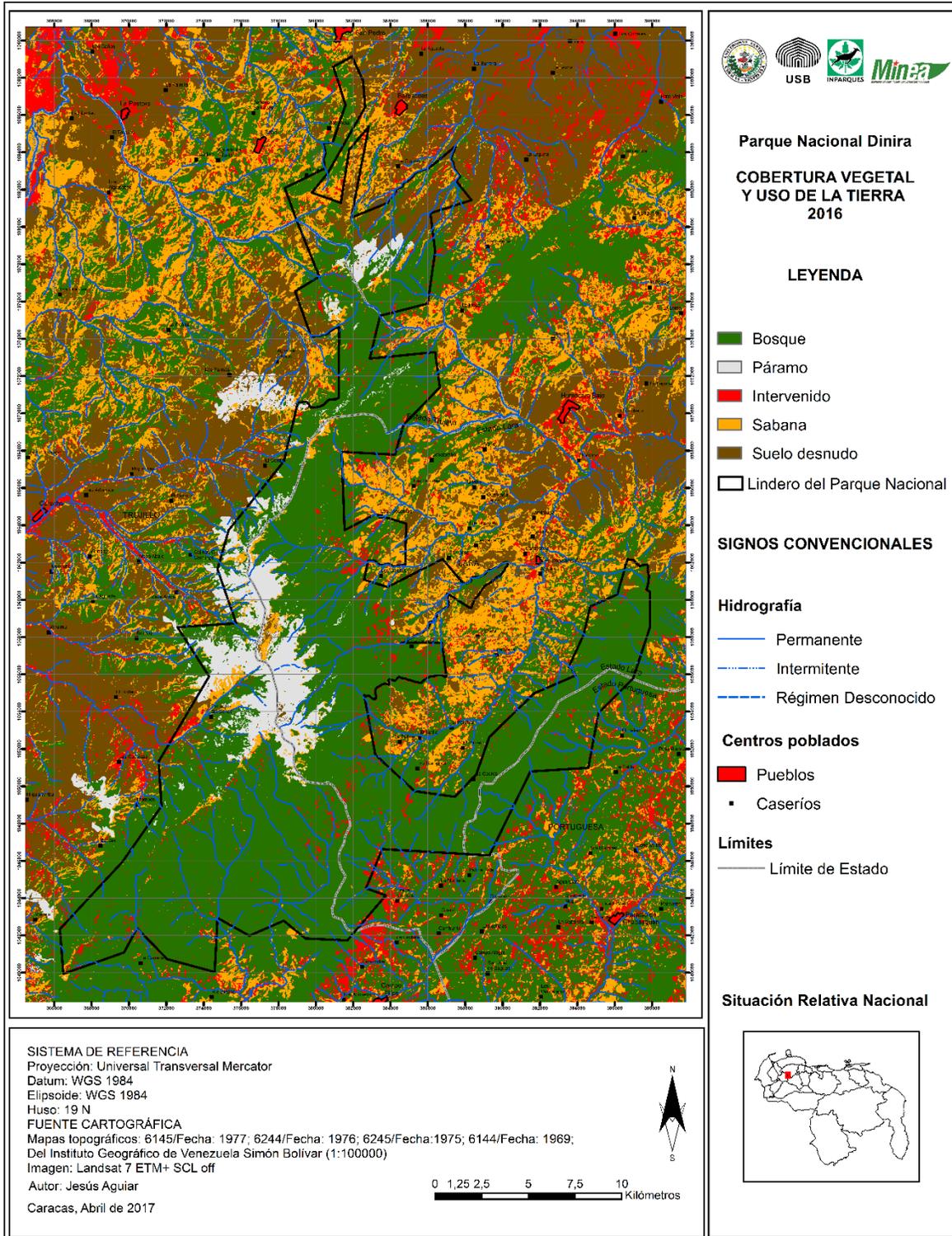
Apéndice 2. Mapa de isoyetas del PN Dinira.



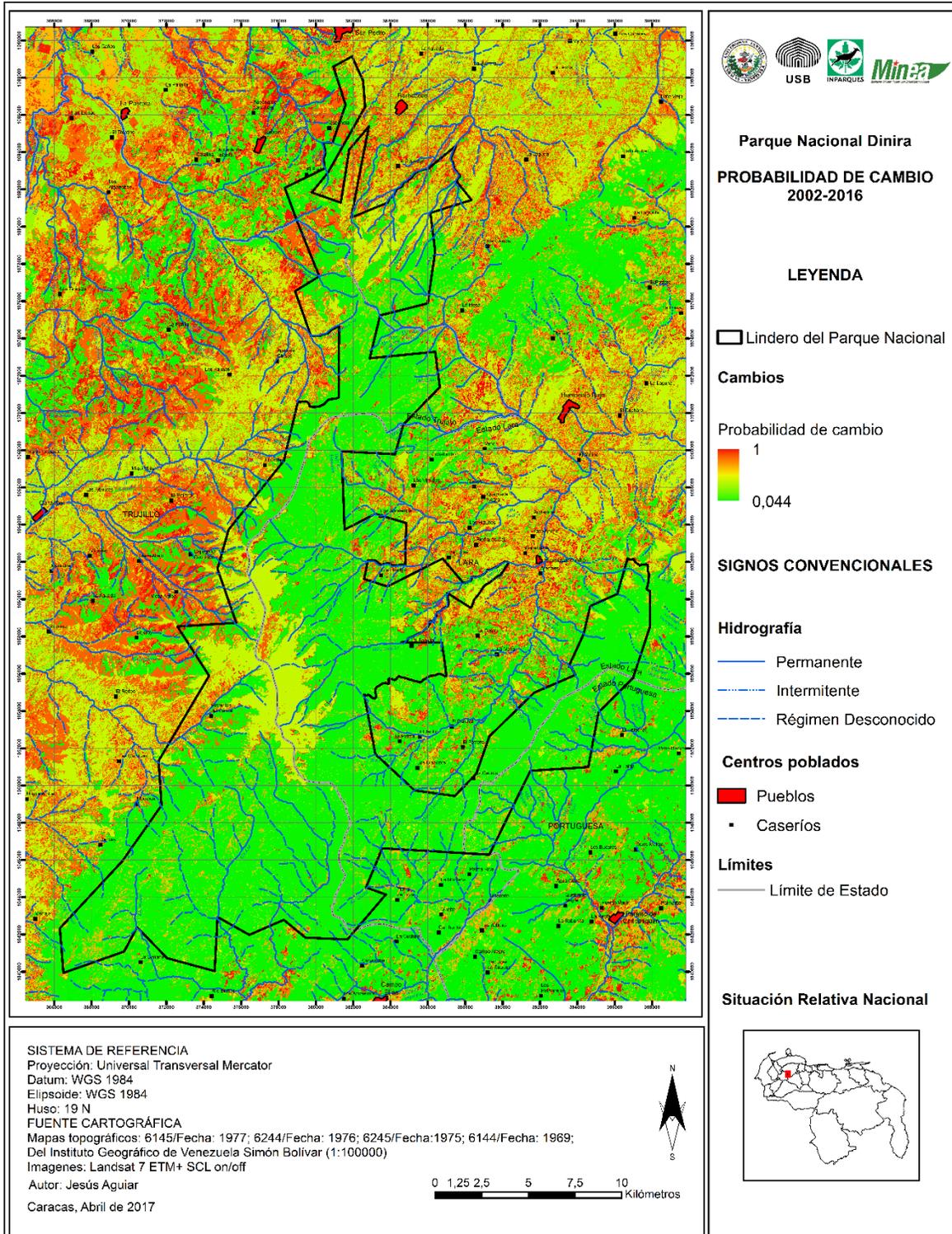
Apéndice 3. Mapa del modelo digital de elevación del PN Dinira.



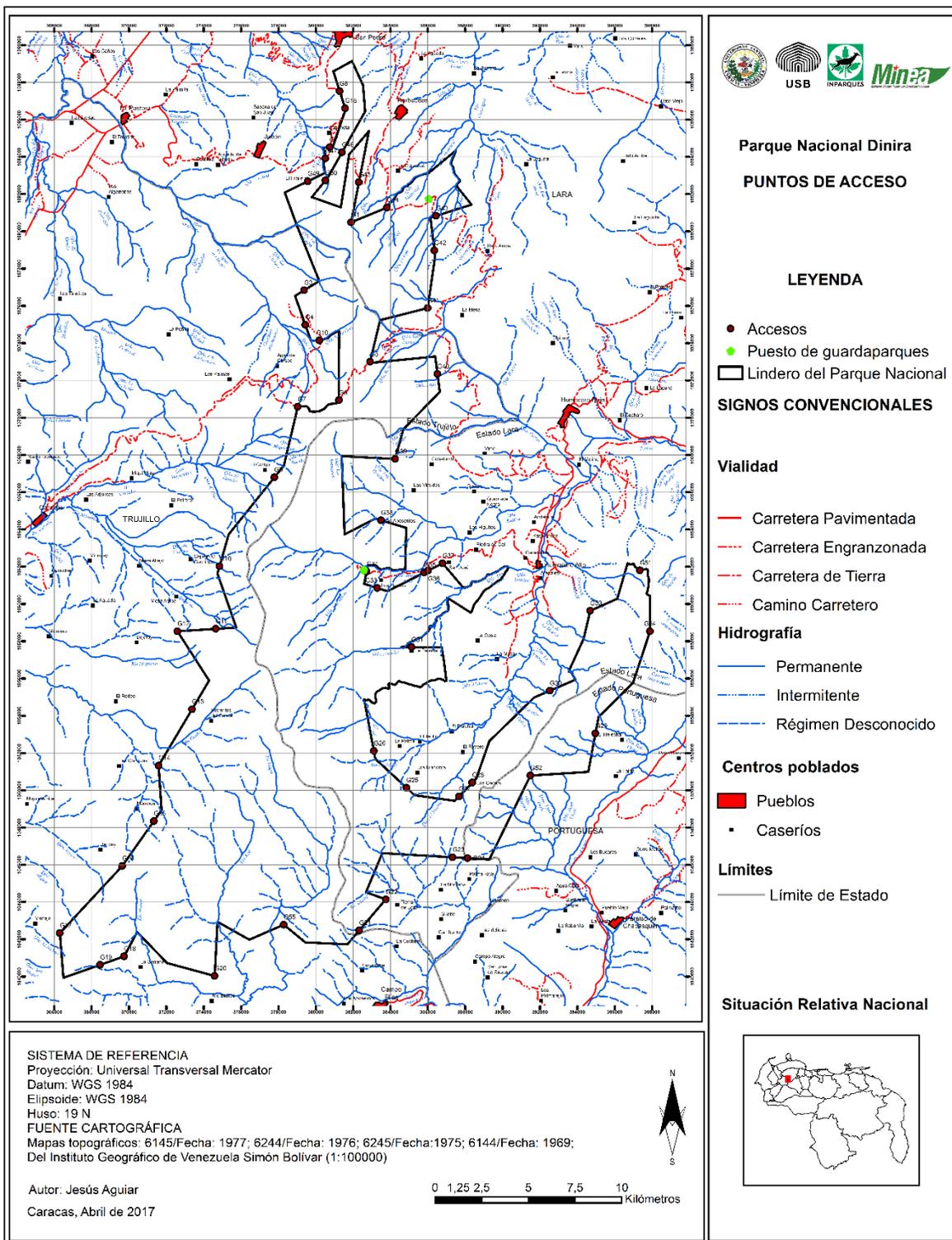
Apéndice 4. Mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira 2002.



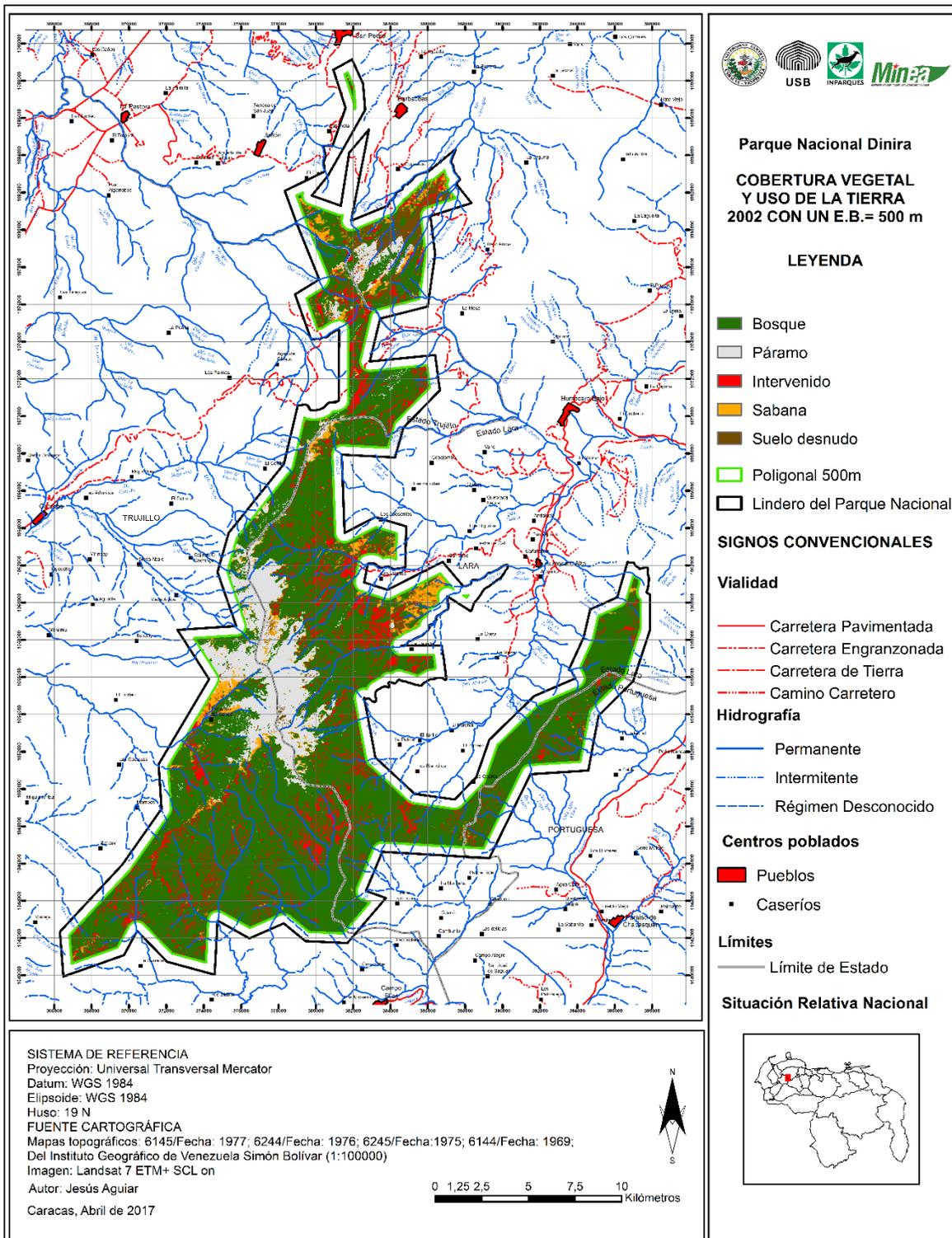
Apéndice 5. Mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira 2016.



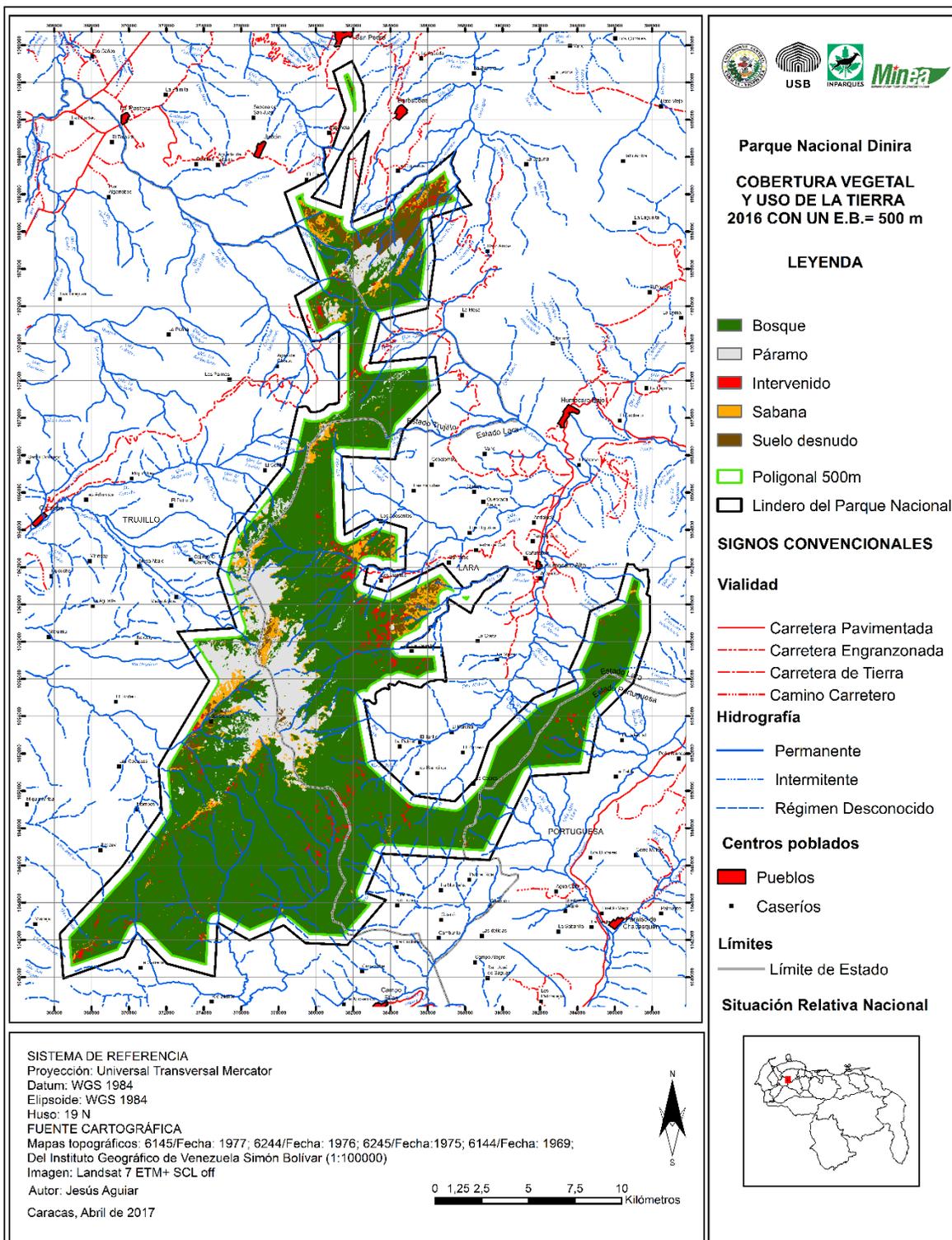
Apéndice 7. Mapa de probabilidad de cambio de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira 2002-2016.



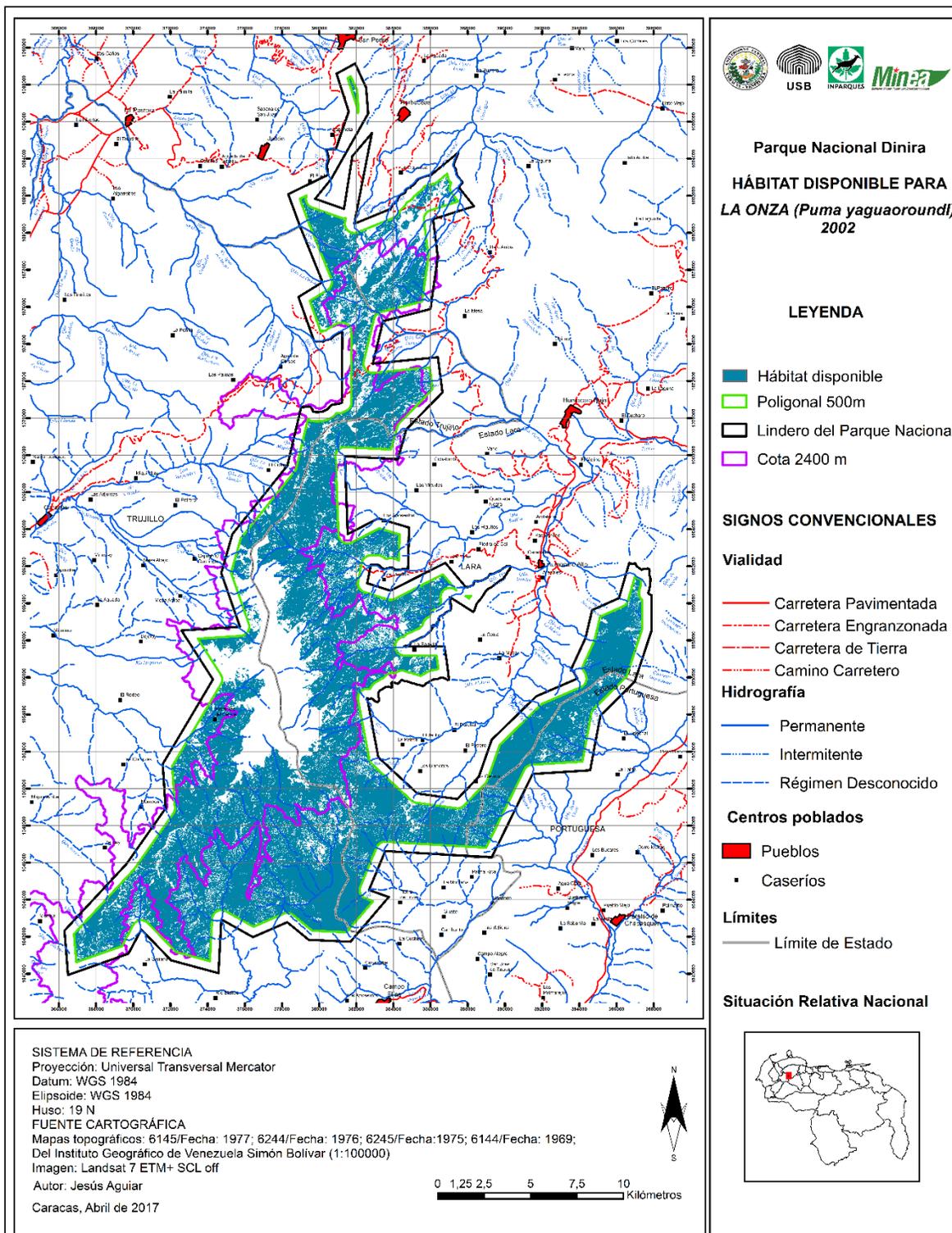
Apéndice 8. Mapa de puntos de mayor probabilidad de acceso al PN Dinira.



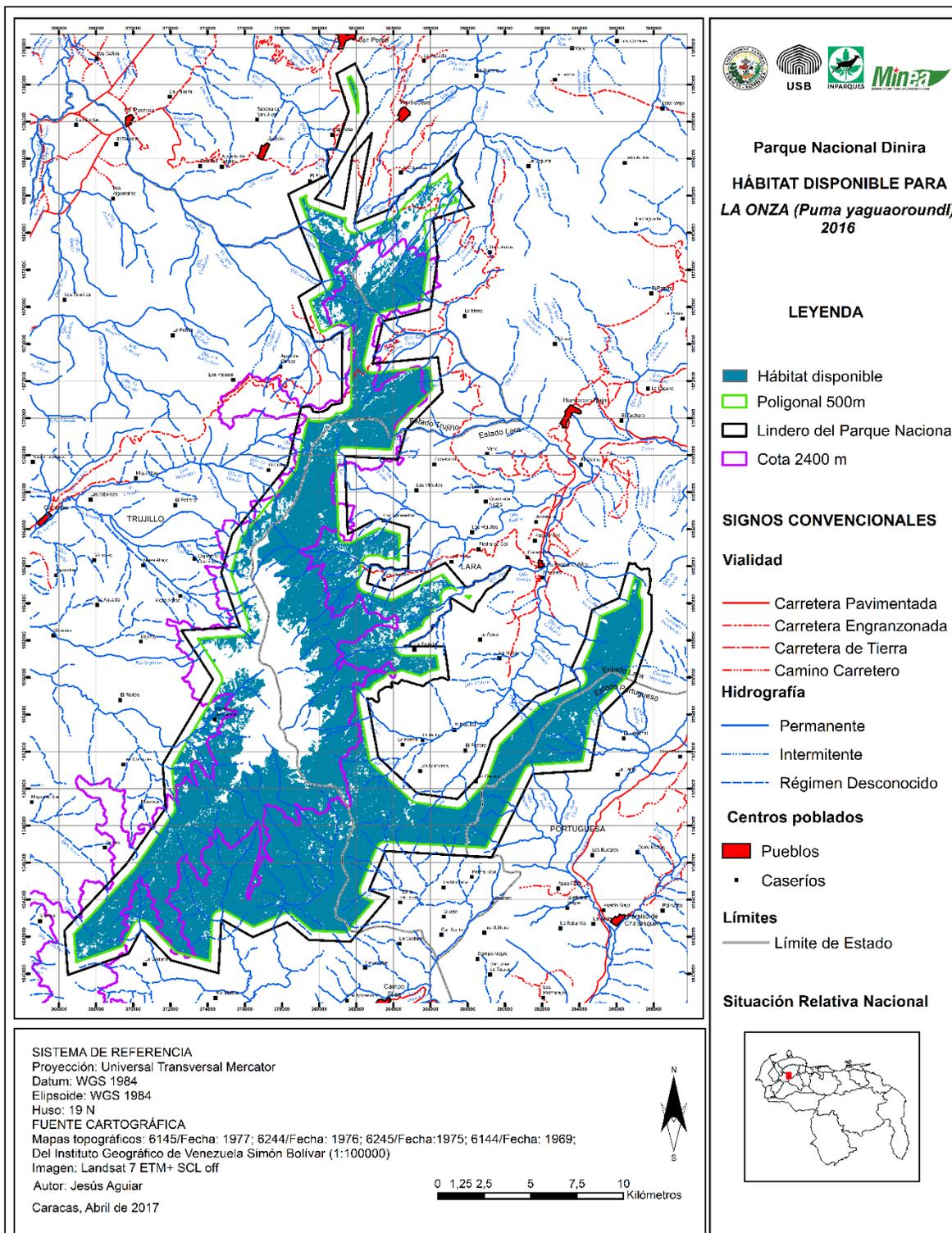
Apéndice 9. Mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira 2002 considerando una distancia de penetración del efecto de borde de 500 m.



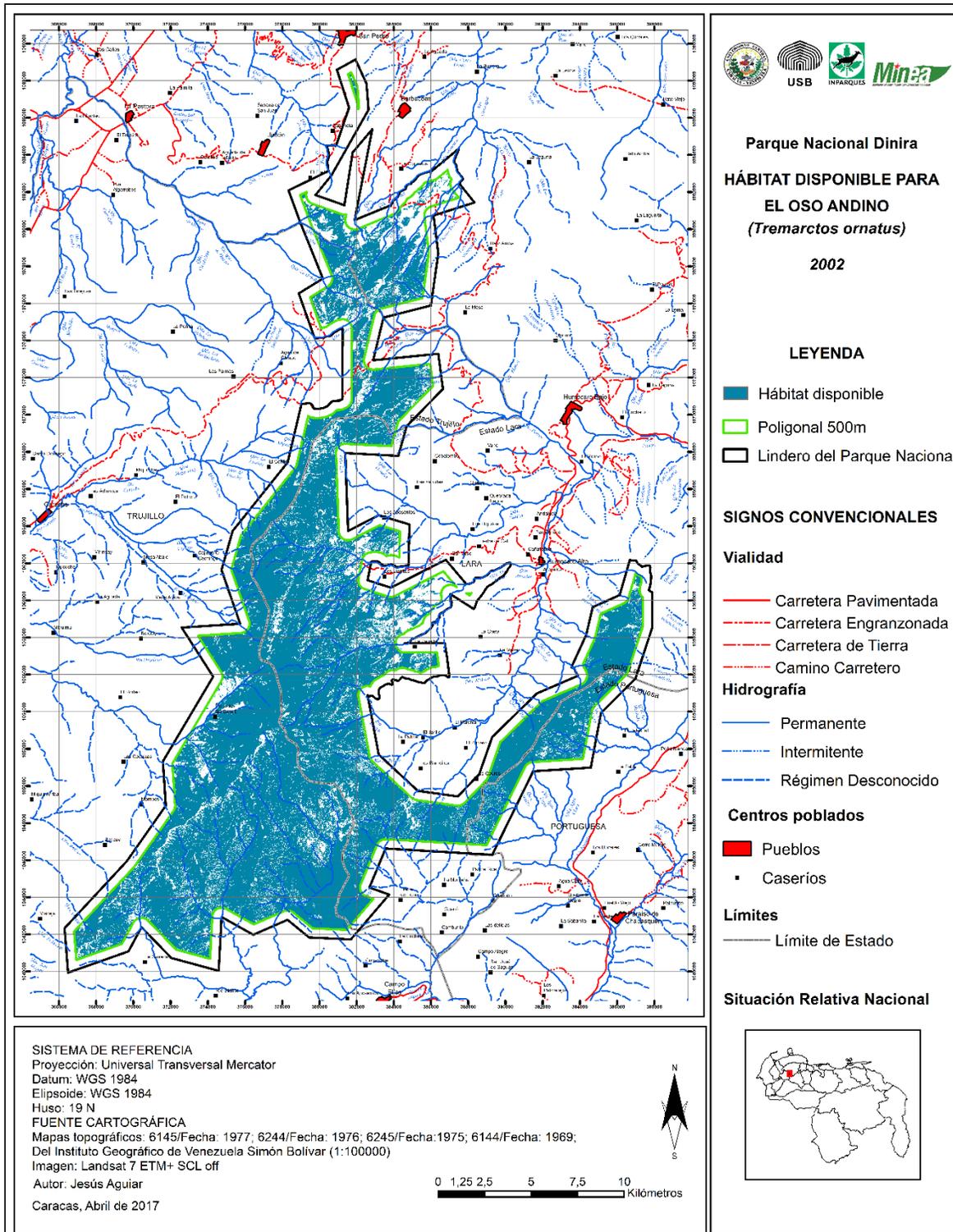
Apéndice 10. Mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra del PN Dinira 2016 considerando una distancia de penetración del efecto de borde de 500 m.



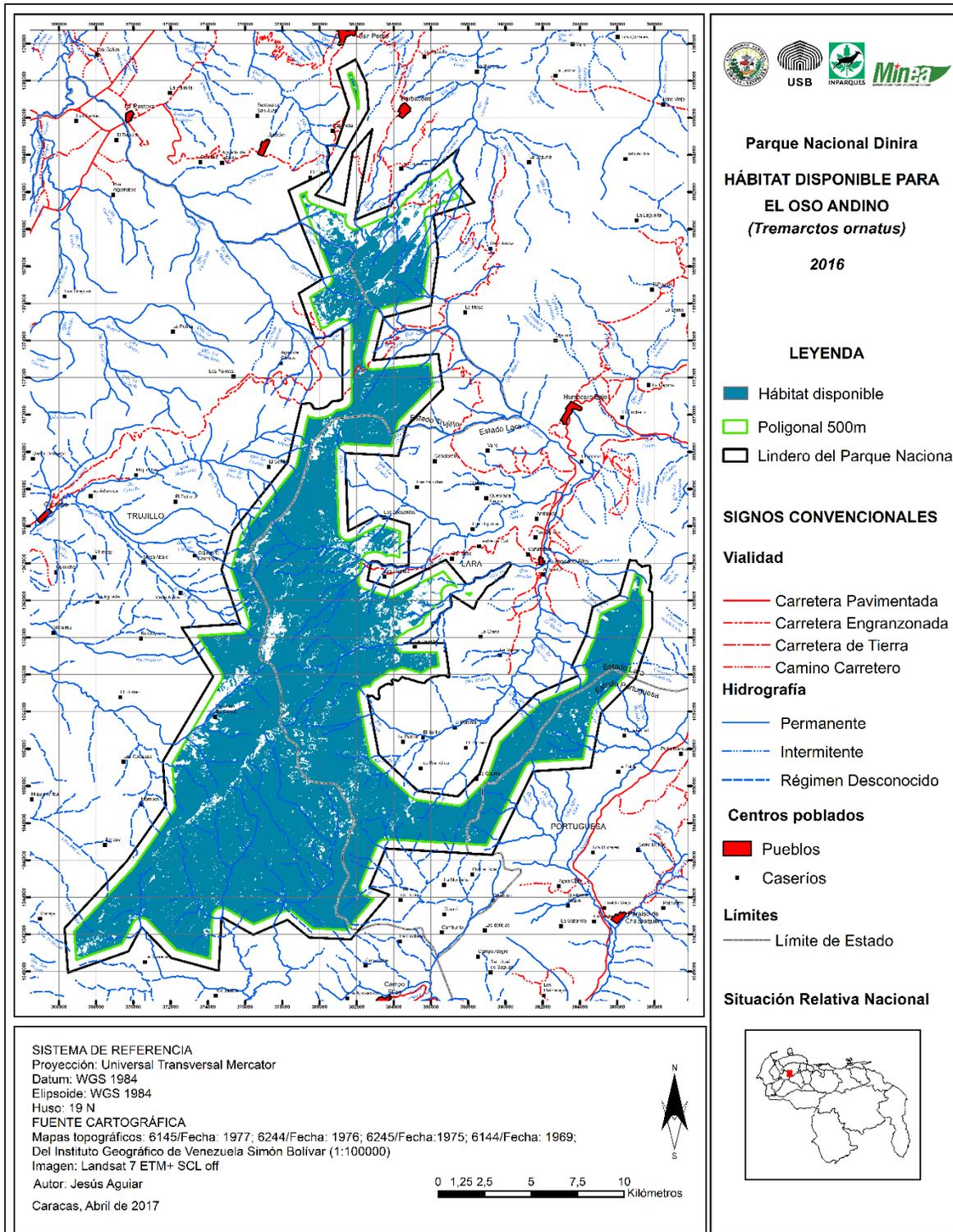
Apéndice 11. Mapa de hábitat disponible para la onza (*Puma yagouaroundi*) en el PN Dinira en 2002.



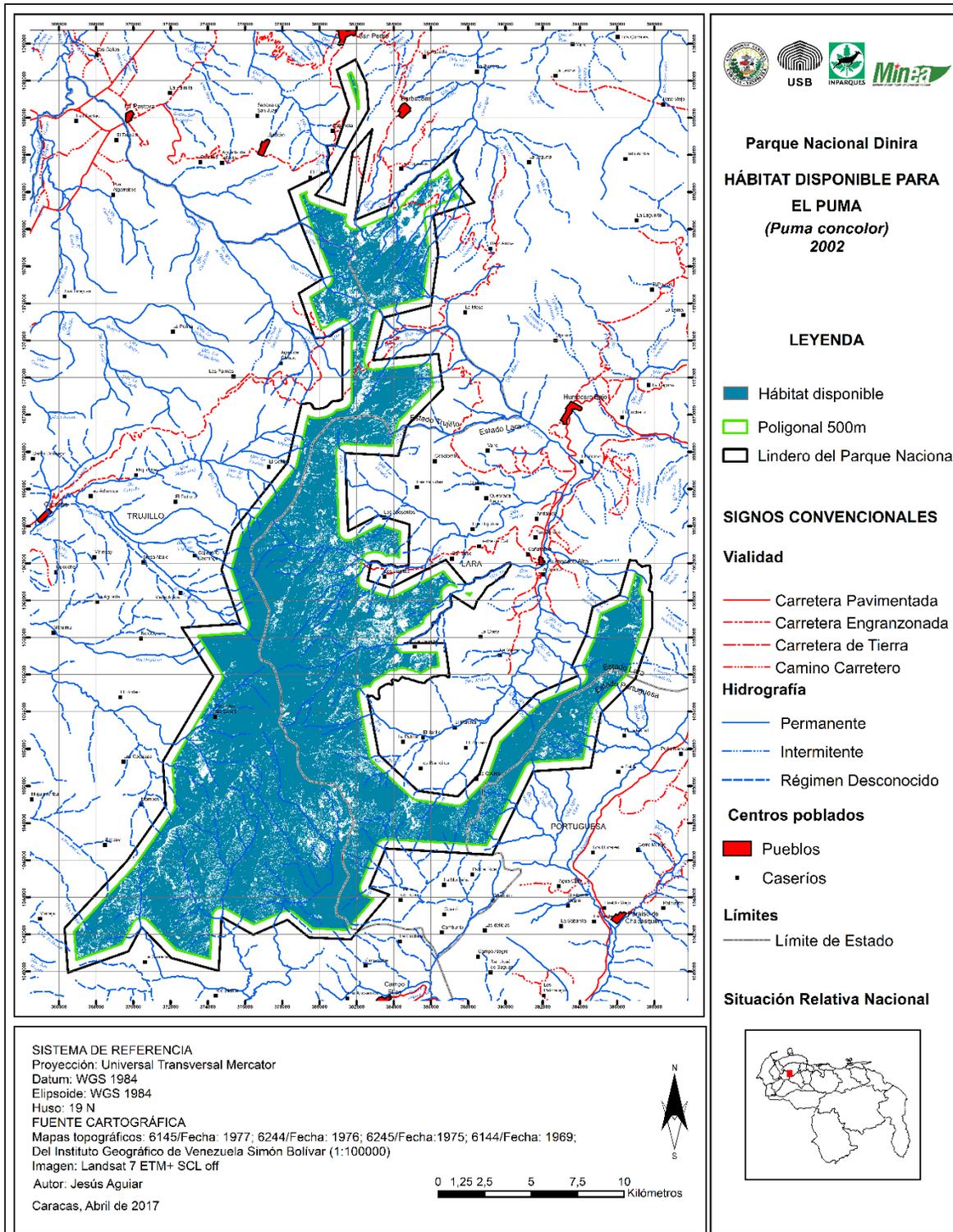
Apéndice 12. Mapa de hábitat disponible para la onza (*Puma yagouaroundi*) en el PN Dinira en 2016.



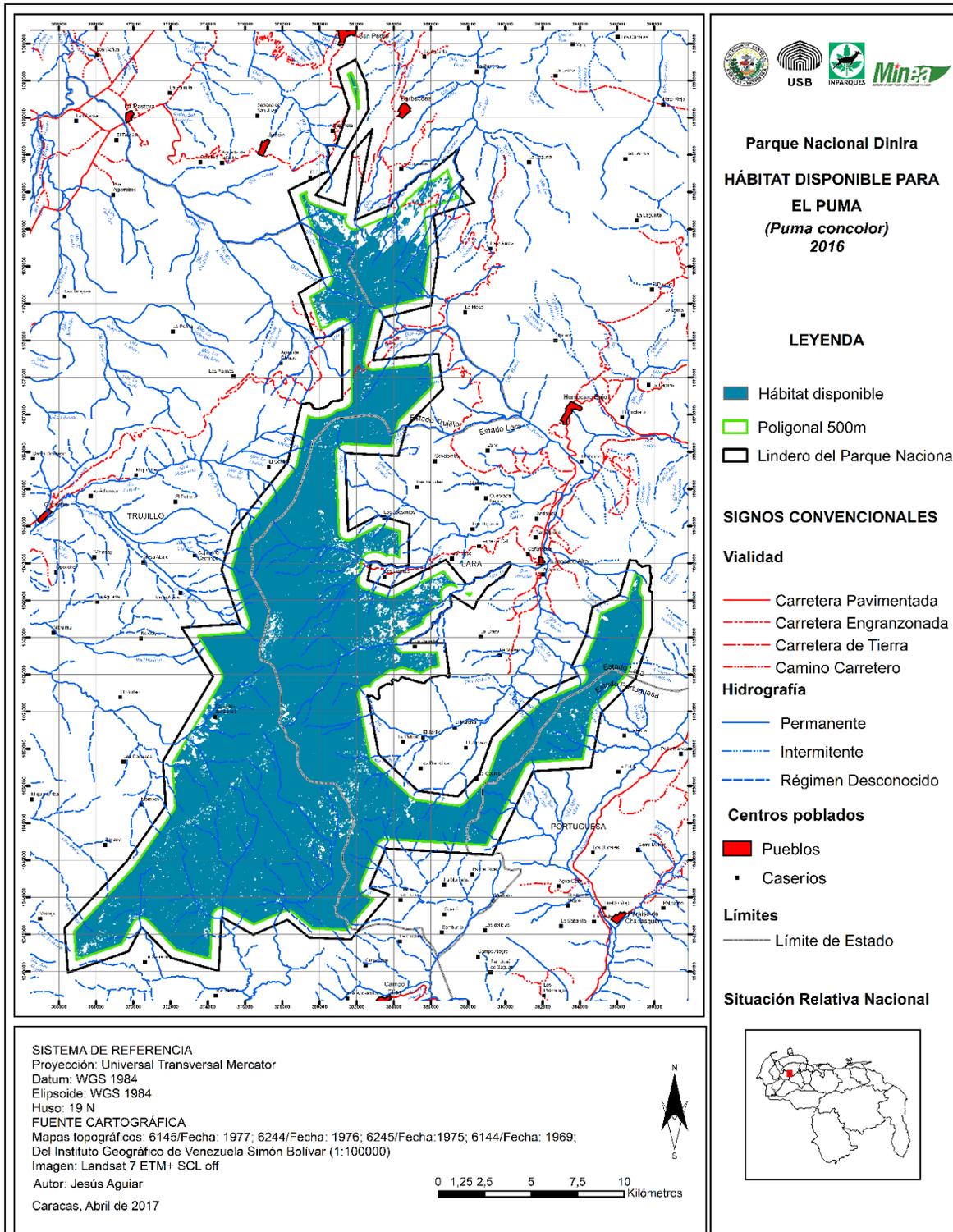
Apéndice 13. Mapa de hábitat disponible para el oso andino (*Tremarctos ornatus*) en el PN Dinira en 2002.



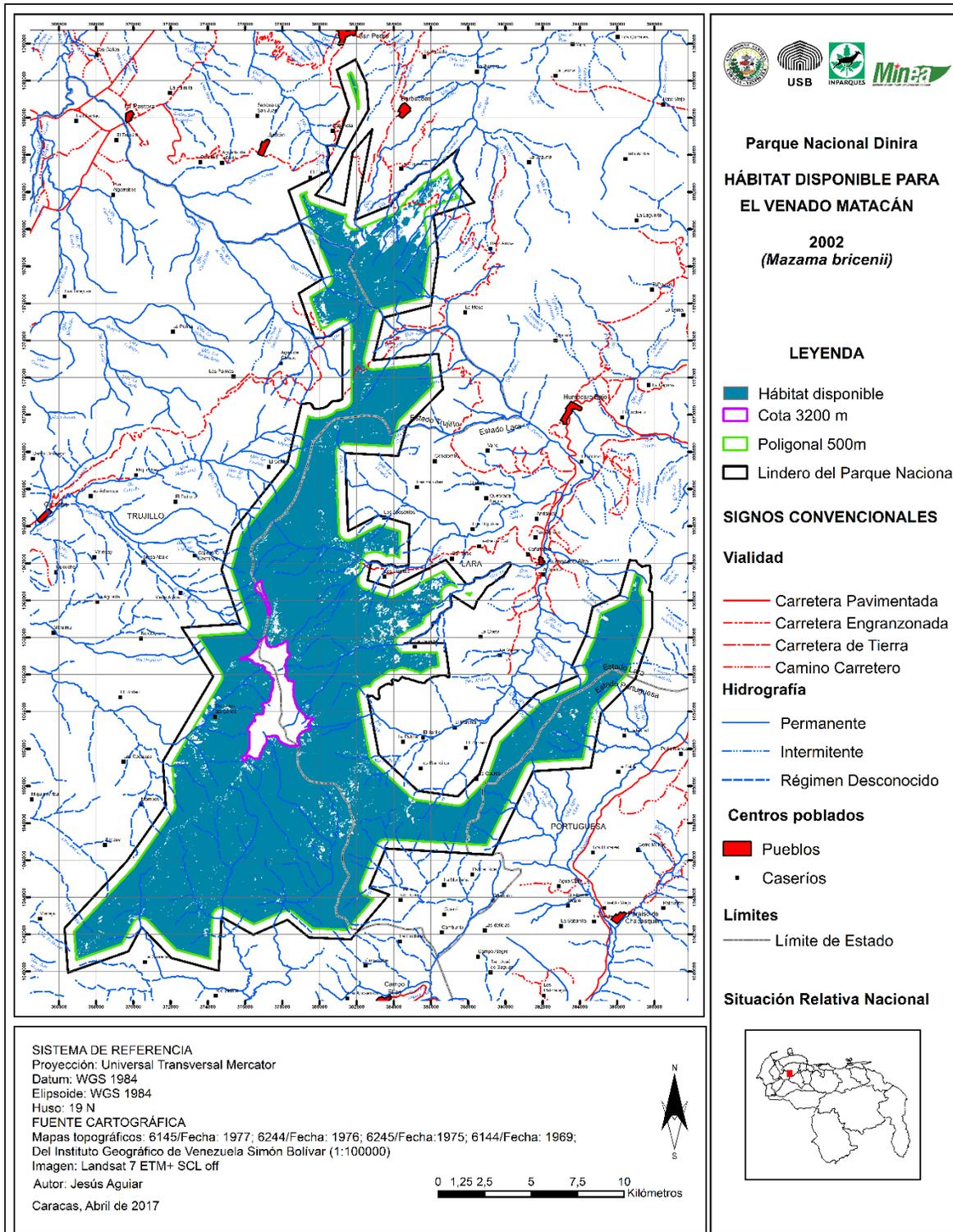
Apéndice 14. Mapa de hábitat disponible para el oso andino (*Tremarctos ornatus*) en el PN Dinira en 2016.



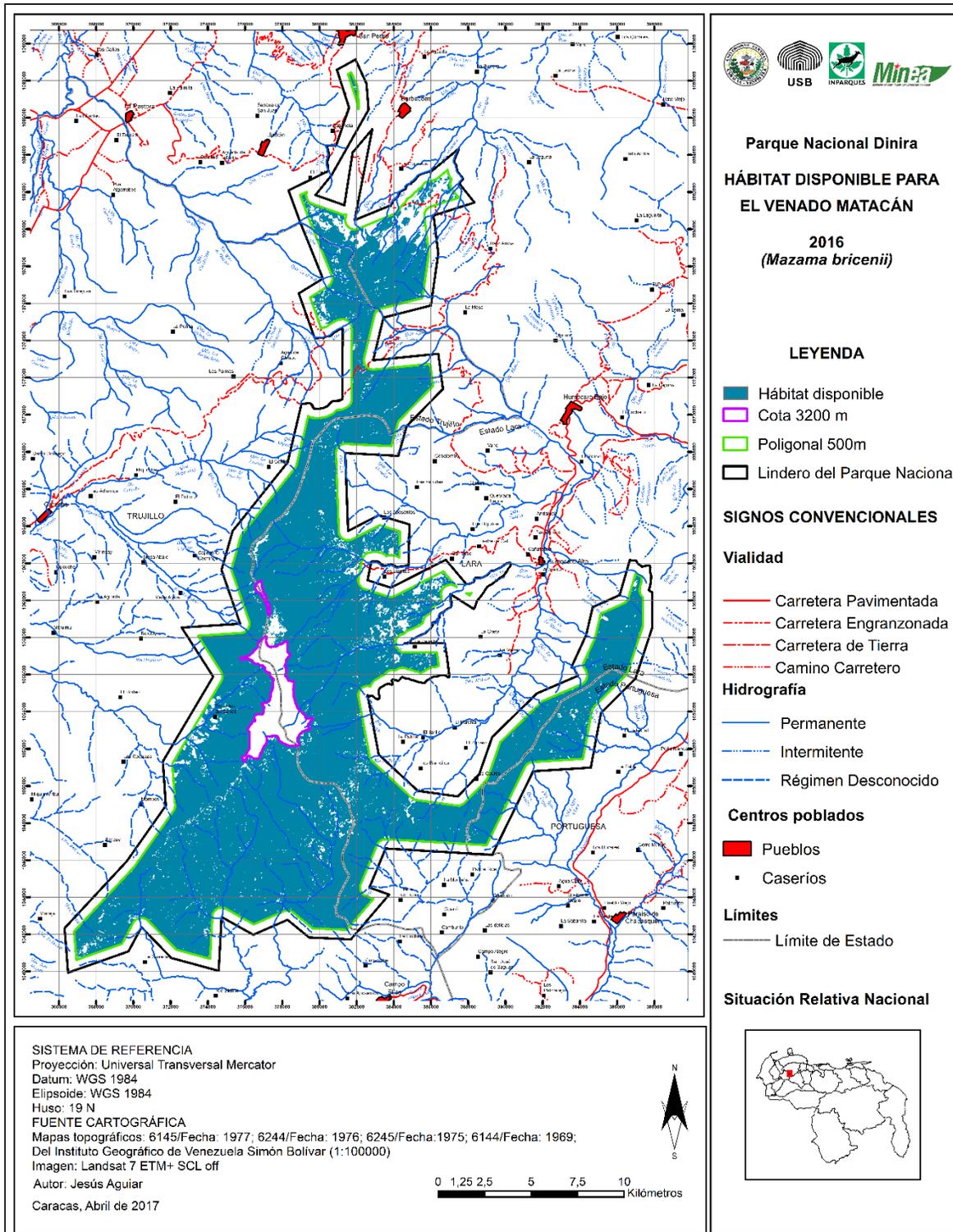
Apéndice 15. Mapa de hábitat disponible para el puma (*Puma concolor*) en el PN Dinira en 2002.



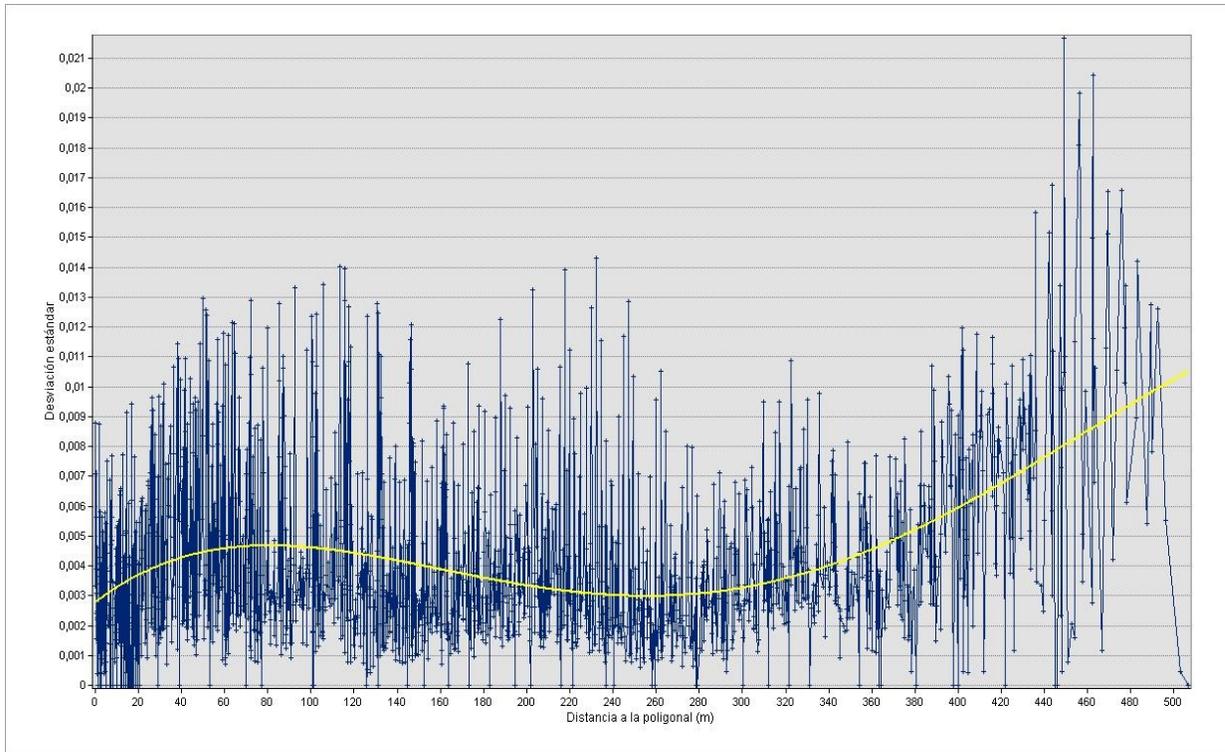
Apéndice 16. Mapa de hábitat disponible para el puma (*Puma concolor*) en el PN Dinira en 2016.



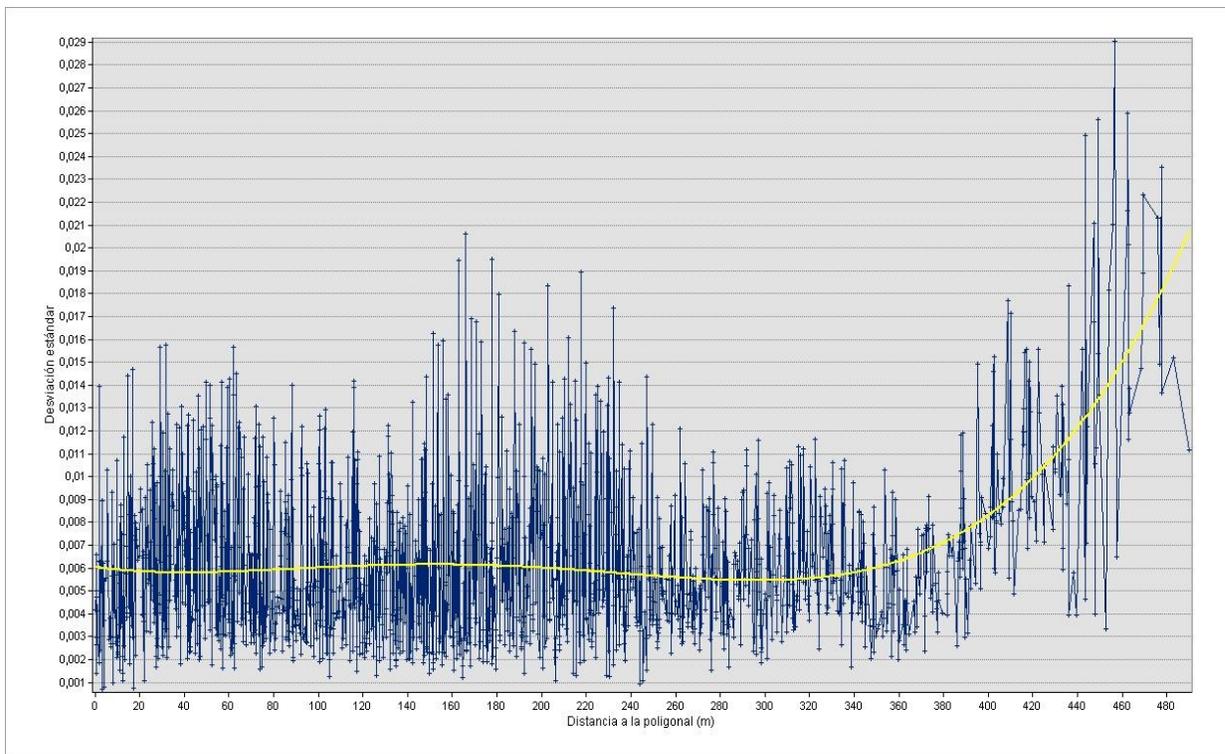
Apéndice 17. Mapa de hábitat disponible para el venado matacán (*Mazama bricenii*) en el PN Dinira en 2016.



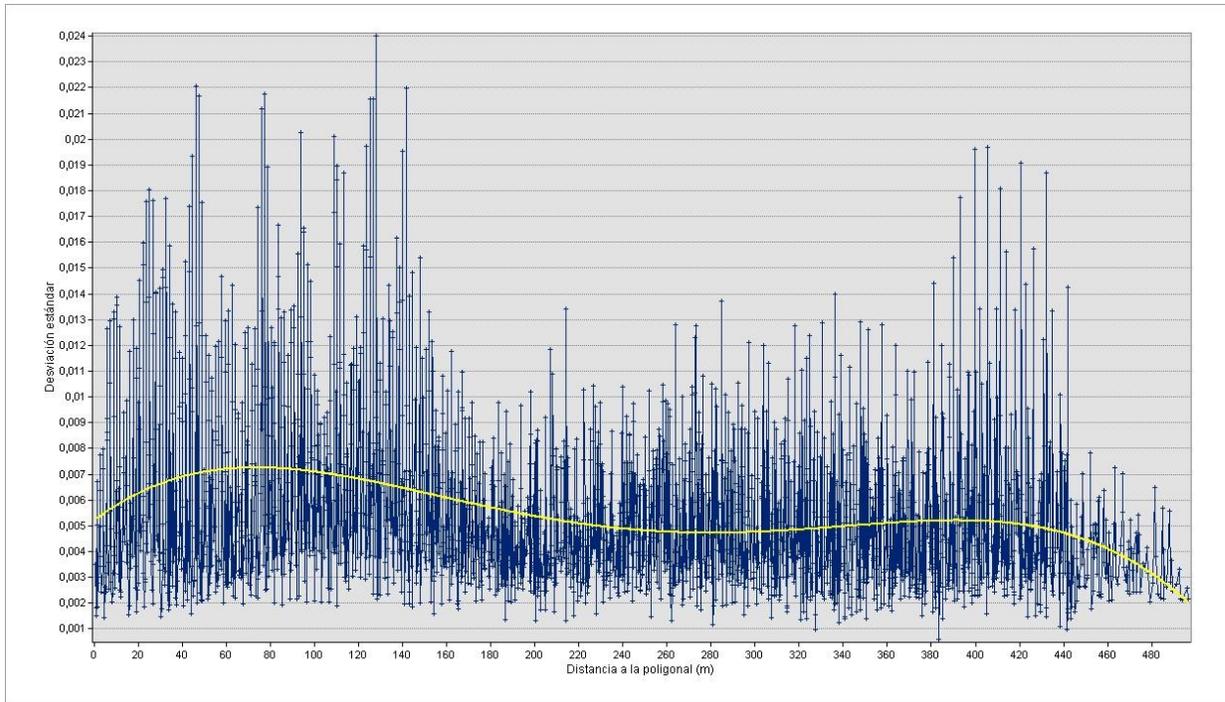
Apéndice 18. Mapa de hábitat disponible para el venado mataacán (*Mazama bricenii*) en el PN Dinira en 2016.



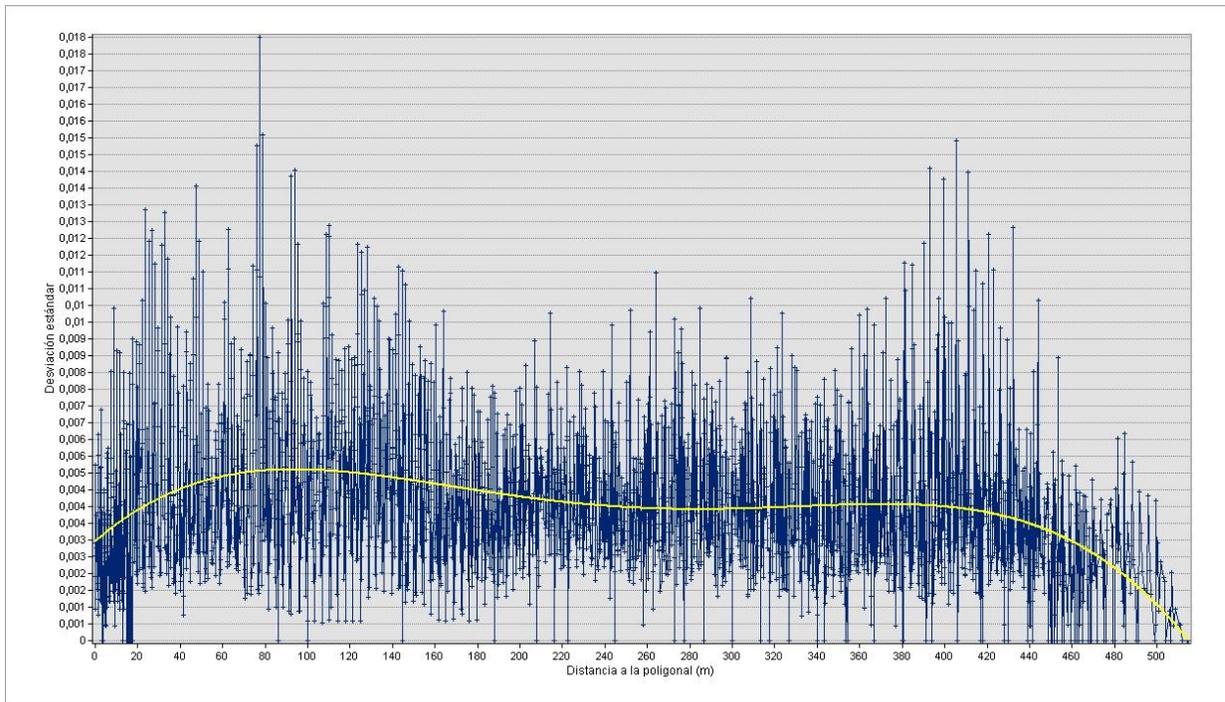
Apéndice 19. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2002 en la zona G4 del mapa de accesos.



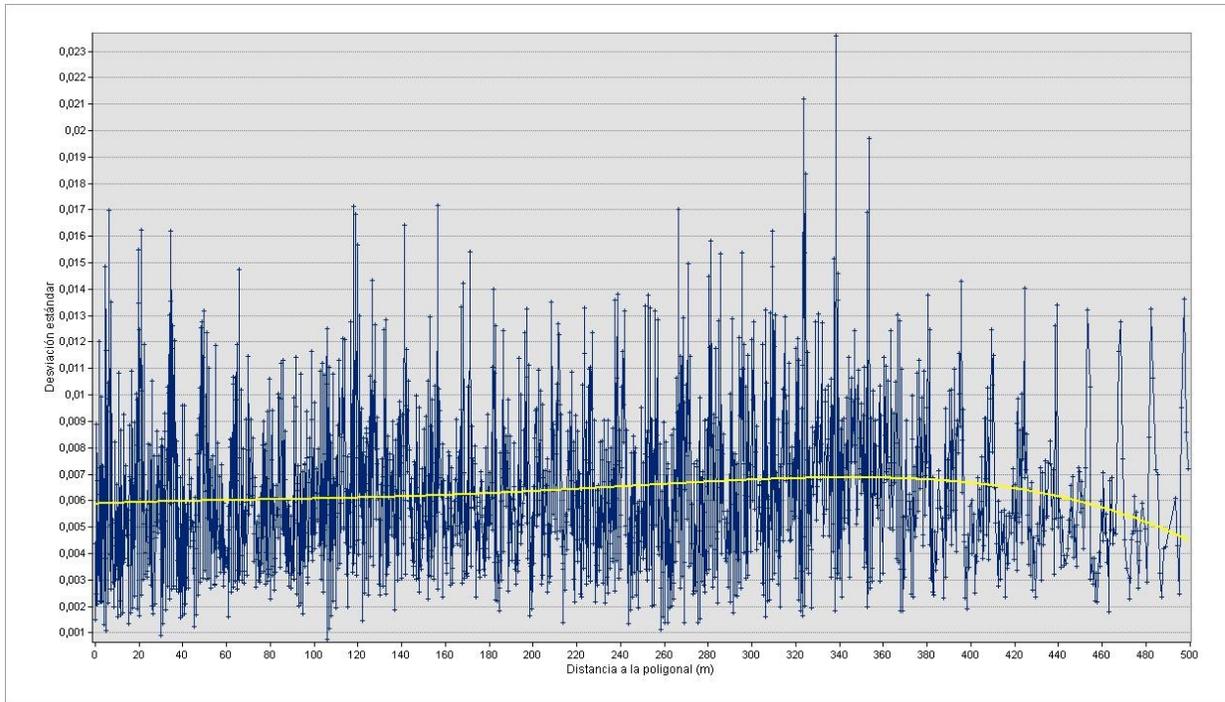
Apéndice 20. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2016 en la zona G4 del mapa de accesos.



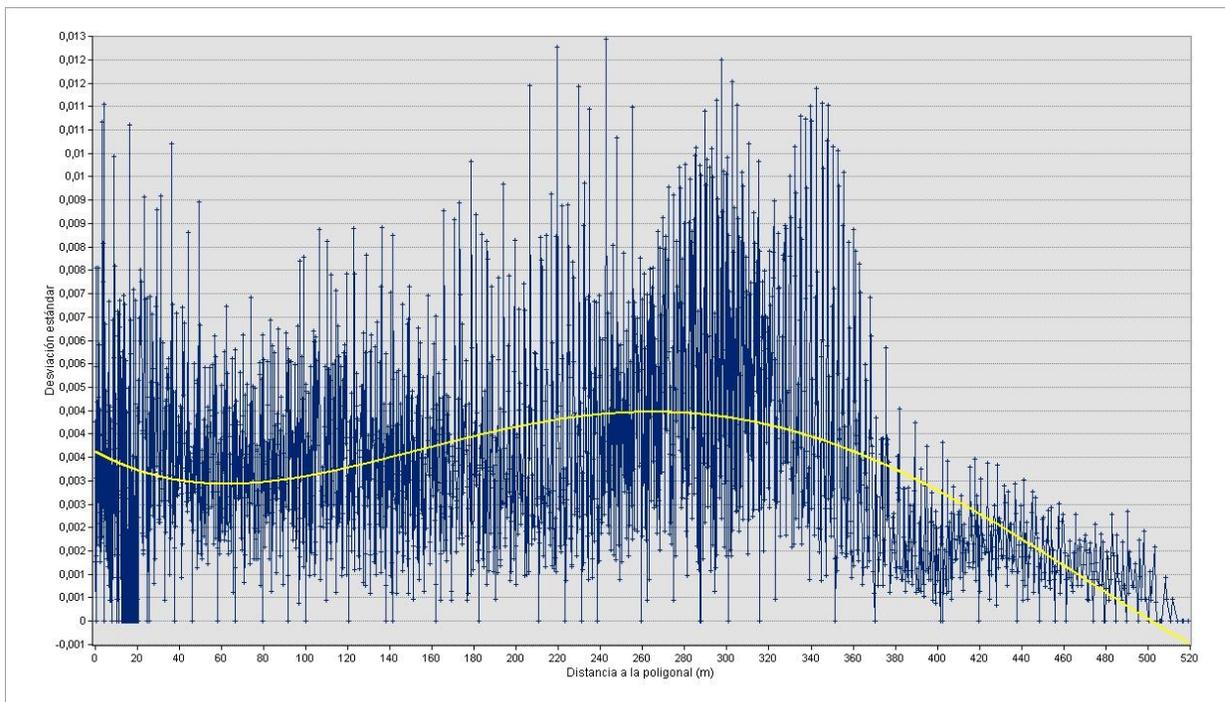
Apéndice 21. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2002 en la zona G5 del mapa de accesos.



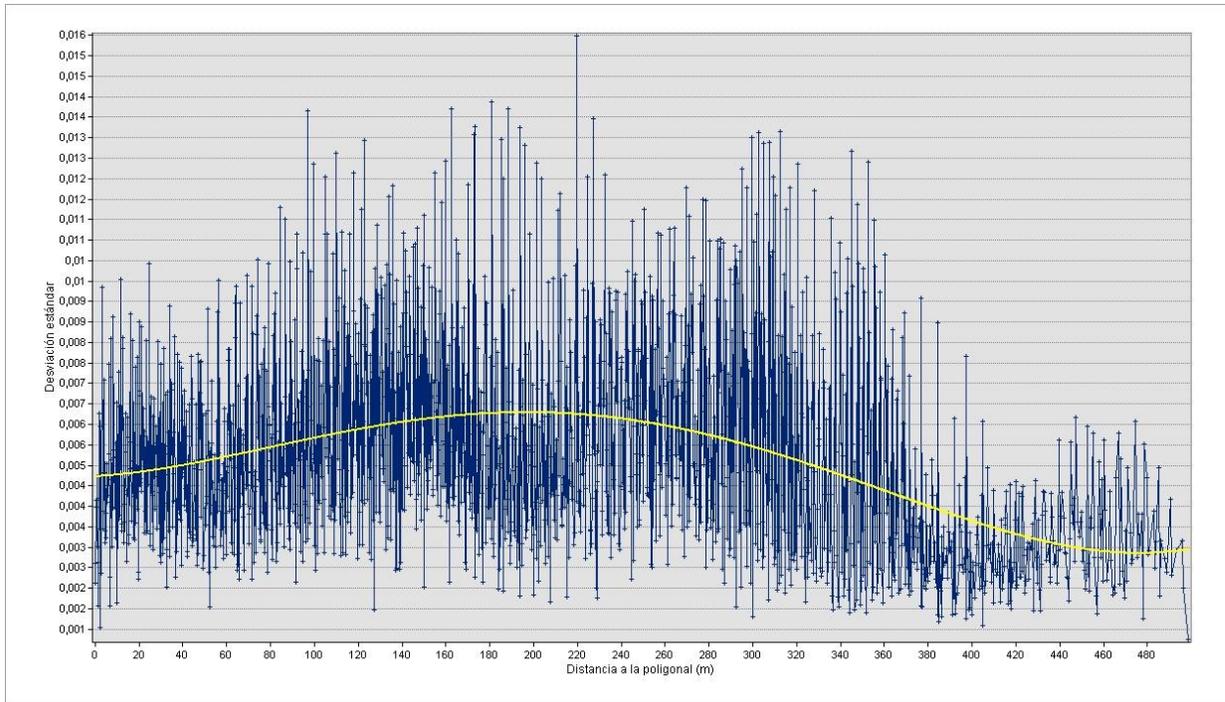
Apéndice 22. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2016 en la zona G5 del mapa de accesos.



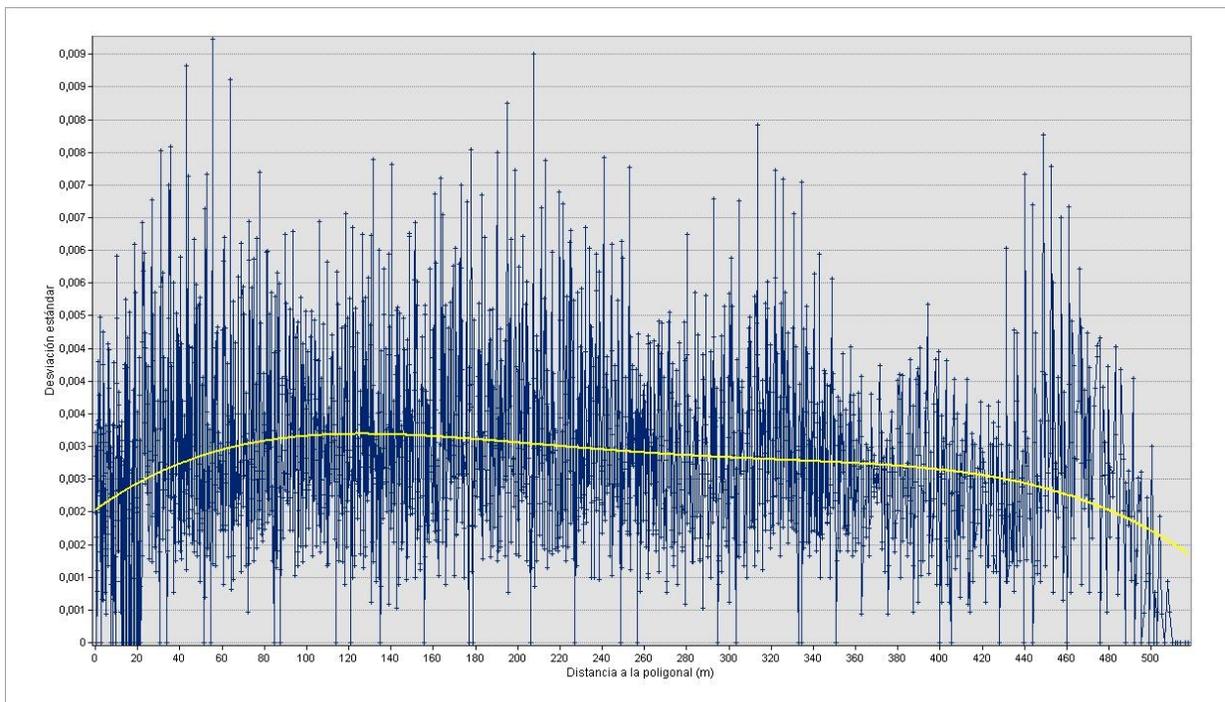
Apéndice 23. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2002 en la zona G11 del mapa de accesos.



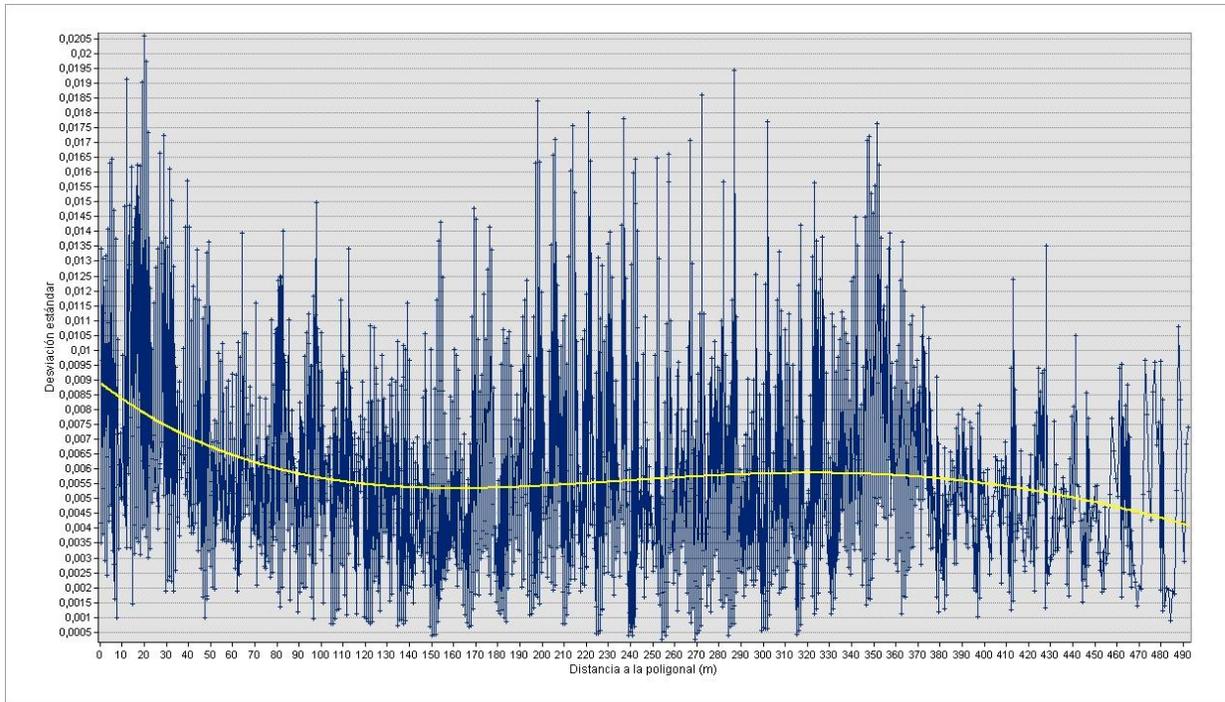
Apéndice 24. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2016 en la zona G11 del mapa de accesos.



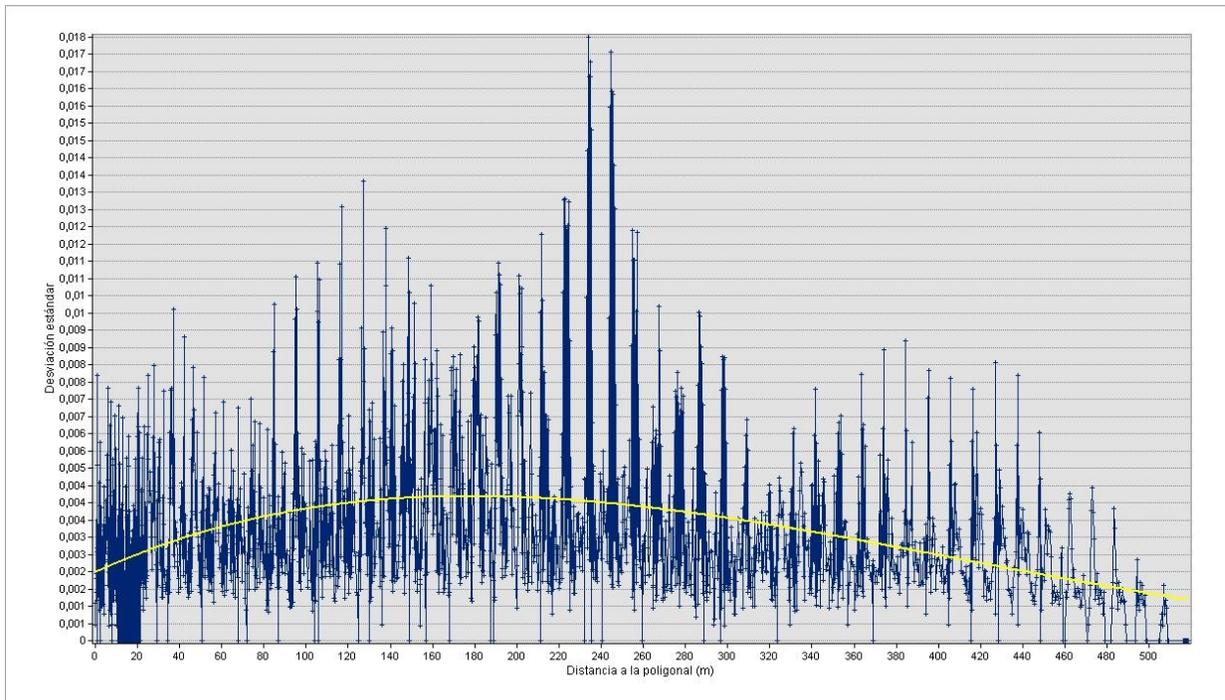
Apéndice 25. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2002 en la zona G13 del mapa de accesos.



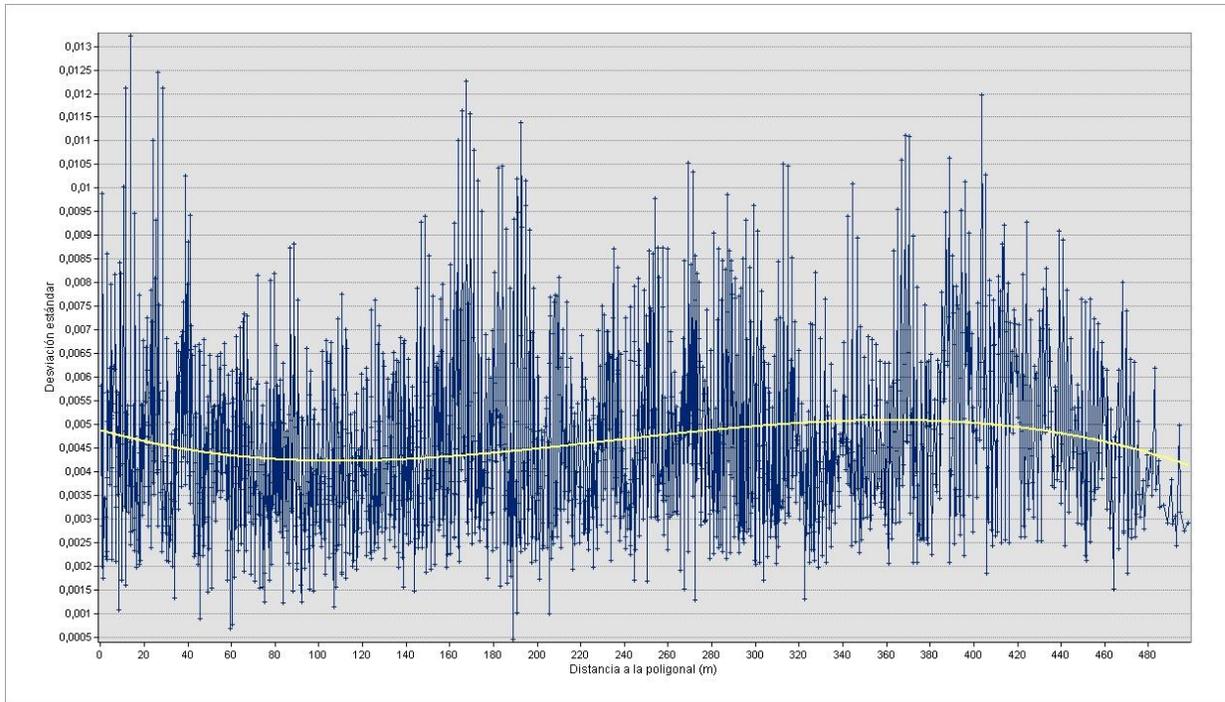
Apéndice 26. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2016 en la zona G13 del mapa de accesos.



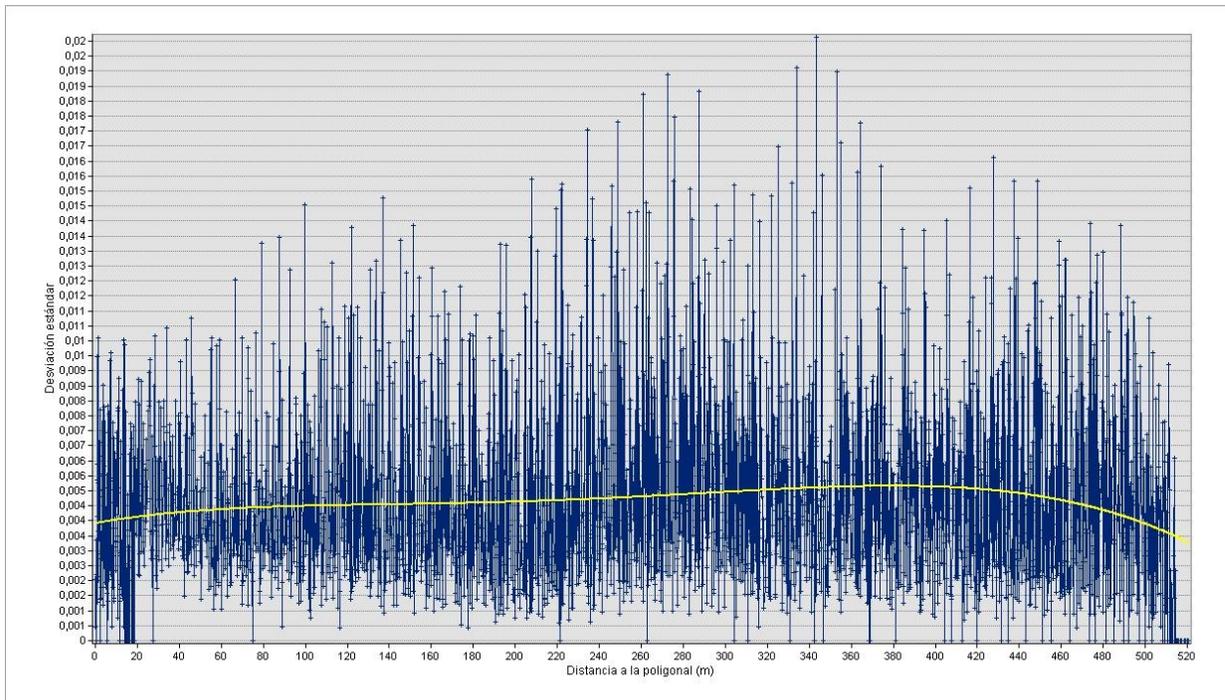
Apéndice 27. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2002 en la zona G24 del mapa de accesos.



Apéndice 28. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2016 en la zona G24 del mapa de accesos.



Apéndice 29. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2002 en la zona G42 del mapa de accesos.



Apéndice 30. Desviación estándar de los valores de reflectancia vs la distancia a la poligonal de los píxeles de la imagen de 2016 en la zona G42 del mapa de accesos.