



GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



1

INFORME CONTRATO No. 4600012276

Prestar servicios profesionales para modelar las redes ecológicas del departamento de Antioquia, con el fin de fortalecer la estructura ecológica adaptativa del Plan de Ordenamiento Departamental POD, en el marco del Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia SIDAP.

Carlos Ignacio Uribe Tirado

Secretario de Ambiente y Sostenibilidad
Gobernación de Antioquia (enero 2020-noviembre 2022)

Silvia Elena Gómez García

Secretaria de Ambiente y Sostenibilidad
Gobernación de Antioquia (noviembre 2022-2023)

Andrea Sanín Hernández

Supervisora y secretaria técnica del Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia SIDAP.

Ingeniera Ambiental, Msc

Servidora Pública adscrita a la Secretaría de Ambiente y Sostenibilidad
Gobernación de Antioquia

Ricardo José Pérez Montalvo

Contratista

Ecólogo y Especialista en Sistemas de Información Geográfica (SIG)
2023.





Tabla de Contenidos

Presentación	4
Introducción	6
Materiales y Métodos.....	14
Área de Estudio.	14
Análisis de Fragmentación de Hábitats.	18
Métricas a nivel de paisaje (<i>Landscape level</i>).	19
Métricas a nivel de clase (<i>Class level</i>).	20
Métricas de conectividad estructural.	22
Análisis de Conectividad Funcional del Paisaje.	24
Selección de especies emblemáticas.	24
Modelos de idoneidad de hábitats.	25
Modelo de resistencia del Paisaje.....	28
Identificación de nodos o áreas de importancia para la biodiversidad.	28
Resultados y discusión.	31
Descripción del proceso de fragmentación en el departamento de Antioquia.	31
Resultados a nivel de matriz.	31
Resultados a nivel de clase.....	36
Modelos de idoneidad de hábitats especies emblemáticas.....	41
Modelo de idoneidad de hábitat Jaguar (<i>Panthera onca</i>).	41
Modelo de idoneidad de hábitat Puma (<i>Puma concolor</i>).	47
Modelo de idoneidad de hábitat Mono Churuco (<i>Lagothrix lugens</i>).....	53
Modelo de idoneidad de hábitat Guagua Loba (<i>Dinomys branickii</i>).....	59
Modelo de idoneidad de hábitat Nutria (<i>Lontra longicaudis</i>).....	65
Modelo de idoneidad de hábitat Oso de Anteojos (<i>Tremarctos ornatus</i>).	71
Modelo de idoneidad de hábitat Manatí (<i>Trichechus manatus</i>).....	77
Modelo de resistencia y redes ecológicas.....	83
Modelo de redes ecológicas departamento de Antioquia.	85
Análisis de redes ecológicas jurisdicción Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).	86
Socialización de resultados jurisdicción Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).	90
Análisis de redes ecológicas jurisdicción Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).	91
Socialización de resultados jurisdicción Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).	95
Análisis de redes ecológicas jurisdicción Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).	96





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



3

Socialización de resultados jurisdicción Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).	100
Análisis de redes ecológicas jurisdicción Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA).....	101
Socialización de resultados jurisdicción Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA).	105
Consideraciones finales.....	106
Agradecimientos.....	108
Lista de acrónimos.....	108
Glosario de términos.....	110
Anexos.....	111
Referencias.....	125





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



4

Presentación

En febrero de 2020, Antioquia declaró el Estado de Emergencia Climática, siendo esta la primera acción clara y concreta para proponer cambios básicos en las personas y empresas que hacen parte de este extenso territorio que comprende 125 municipios distribuidos en 9 subregiones, y se priorizaron acciones en el Departamento desde todas las instancias y entidades para hacer frente al cambio climático y la adaptación, reto de gran importancia al que el Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia (SIDAP Antioquia) no es ajeno.

El Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia (SIDAP Antioquia), tiene como propósito contribuir al cumplimiento de los objetivos generales de conservación del país, entendiéndose este como “el conjunto de las áreas protegidas para la conservación de la diversidad biológica, los servicios ecosistémicos y el patrimonio geodiverso asociado a los valores del paisaje y biodiversidad existentes en el Departamento así como otras iniciativas y estrategias de conservación; de gobernanza pública, privada y comunitaria, que comprende los ámbitos de gestión nacional, regional y local, y vincula diferentes actores sociales e instituciones así como los instrumentos de gestión que las articulan”.

En el marco de sus competencias, al Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia SIDAP, en calidad de instancia articuladora, le es posible liderar y proponer estrategias de conservación encaminadas al fortalecimiento de la estructura ecológica principal del Departamento, siendo uno de los elementos clave para desarrollar el componente de conectividad y el diseño de la red ecológica principal departamental, que aporta al sostenimiento del medio natural y propicia la continuidad de procesos ecológicos y evolutivos, aportando así al mantenimiento de la oferta de bienes y servicios ambientales esenciales que sustentan la vida.

Todo esto en sintonía con las agendas internacionales, nacionales y locales, donde se destacan los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS, las metas de Aichi, la política nacional para la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (PNGIBSE), el CONPES 4050 “consolidación del sistema nacional de áreas protegidas SINAP”, el Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022 “Pacto por Colombia, pacto por la equidad”, las ordenanzas departamentales y el Plan de Desarrollo “Unidos por la Vida 2020-2023” donde en su programa denominado ecosistemas estratégicos y corredores ecológicos para la preservación de la biodiversidad, prioriza al Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia en el ejercicio de delimitación y consolidación en los diferentes ejercicios de planificación ambiental del Departamento.





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



5

Previo al desarrollo de ejercicios de conectividad, es necesario realizar análisis con especies paisaje seleccionadas bajo criterios ecológicos que representen objetivos claros y medibles de conservación a nivel de paisaje (Roncancio y Vélez, 2019), lo anterior facilita el mapeo y la identificación de las diferentes situaciones de manejo y las estrategias de conservación efectivas que deben proponerse para alcanzarlos, es así como a partir del ejercicio de selección elementos sustitutos ecológicamente justificados denominados “Valores Objeto de Conservación VOC” realizado y publicado en el año 2019 por el subsistema de áreas protegidas de los Andes Occidentales – SAO de Parques Nacionales Naturales de Colombia, y desde las ordenanzas departamentales N. 23 “Marco de acción y articulación interinstitucional para la identificación y consolidación de corredores biológicos” y N. 13 “Consolidación del corredor del Oso de Anteojos (*Tremarctos Ornatus*) ” del 2017 se seleccionaron un grupo de especies emblemáticas para el departamento de Antioquia las cuales cumplen funciones de especies sombrilla, piedra angular y bandera (Rasmussen, 2014), estas especies, al presentar amplios rangos de hogar y al ocupar extensas áreas y ecosistemas heterogéneos, permiten que se conserven los hábitats y zonas de movilidad de otras especies que se encuentran asociadas a sus requerimientos de hábitat, además de los valores naturales y/o culturales y los servicios ecosistémicos de la región.

Partiendo de análisis geográficos de coberturas la tierra, fragmentos, nodos, aptitud de hábitat de las especies sombrilla y resistencia del paisaje multiespecie, se desarrollan los análisis de conectividad y el diseño de redes ecológicas, los cuales se ha convertido en la última década en elemento clave para la formulación de estrategias de conservación, lo anterior debido a que su aplicabilidad a diferentes niveles de gestión ha permitido identificar procesos y situaciones sociales relacionadas con los hábitats naturales.

Como se mencionó al principio, actividades como la urbanización, conversión de tierras a agricultura y monocultivos a gran escala, minería, deforestación, el cambio climático y el aumento de la cantidad de incendios y los brotes de plagas son algunos ejemplos que muestran la necesidad urgente de un seguimiento adecuado y de una planificación sistemática del paisaje, que propenda por la conservación y mitigación de la degradación de áreas significativas para la biodiversidad (Carpenter et al., 2006; Vimal et al., 2012), y resaltan la importancia de definir una red ecológica departamental que fortalezca la estructura ecológica territorial adaptativa, para dirigir esfuerzos de conservación enfocados al mantenimiento y la continuidad de los procesos naturales, la oferta de bienes y servicios ambientales esenciales para el bienestar humano.





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



6

El estudio de conectividad realizado es el resultado del consenso de priorización intereses entre las entidades que hacen parte del Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia SIDAP, de acuerdo a los preceptos de la Ordenanza 16 de 2015, y lo estipulado en el Plan de Acción de los años 2021, 2022, y en adelante.

Intereses que desde la conformación del SIDAP han estado presentes, y desde donde se destacan los avances que desde el 2020 se han logrado en estandarización y aplicación de estas metodologías, propiciando análisis más allá de las áreas de influencia estrictas de cada autoridad ambiental, lo cual propicia los flujos de procesos ecológicos.

Todo esto con el fin de contar con insumos técnicos que permitan fortalecer la Estructura Ecológica Territorial Adaptativa (EE-TA) dispuesta en el Plan de Ordenamiento Departamental de Antioquia – POD (ordenanza N. 31 de 2019), y en beneficio de los procesos naturales del Departamento con enfoque socio ecosistémico y de la toma de decisiones basadas en información de calidad.

Introducción

Los ecosistemas representan la unidad básica, funcional y estructural de tipo ecológico con componentes bióticos, abióticos y culturales (Tansley, 1935; Odum, 1971), en estos se presentan diferentes procesos que van desde la regulación hidrológica, climática, energética, biodiversidad de plantas y animales, hasta la provisión de bienes y servicios esenciales para el bienestar humano (MEA, 2003).

Un ecosistema es un complejo dinámico de comunidades de plantas, animales, microorganismos y el medio ambiente no vivo interactuando como unidad funcional, son vitales en el equilibrio de procesos naturales globales y los seres humanos son una parte integral de ellos (Armenteras et al. 2016), es por esto que han sido ampliamente utilizados como un marco de referencia para entender el funcionamiento de los elementos bióticos que lo integran y sus relaciones con el medio natural, estas características han permitido definirlos como esenciales para priorizar estrategias de conservación y gestión para su protección (CDB, 2004).

Un elemento clave para el diseño de estrategias efectivas de conservación enmarcadas en el mantenimiento y la continuidad de los procesos naturales, la oferta de bienes y servicios ambientales esenciales para el bienestar humano que ofrecen los ecosistemas es el trabajo con redes ecológicas (Jongman y Kristiansen, 2001; Jongman y Pungetti, 2004), las cuales permiten, en el ejercicio de la planificación del territorio, identificar estructuras





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



7

ecológicamente relevantes para el establecimiento de prioridades de conservación, es por ello que su operatividad e implementación en las diferentes escalas de gestión exige una visión holística que va más allá de la designación de áreas protegidas para incluir un nivel espacial que engloba una gama de procesos ecológicos y sociales (Vimal et al., 2012).

De acuerdo a lo anterior y en respuesta a un desafío originado por la crisis mundial que atraviesa nuestra biodiversidad (Pimm et al., 1995), es necesario involucrar un concepto de conservación integral (Margoluis 1998; McShane 2004) que permita abordar las diferentes situaciones ambientales en un primer plano, es decir *¿cómo desde ejercicios académicos y técnicos se puede incidir en la construcción de modelos de gobernanza que impulsen la gestión y el manejo integral de las áreas protegidas y de los ecosistemas estratégicos?*, y que a la vez fomenten la prevención y resolución de fenómenos y/o conflictos en el manejo ambiental del territorio.

Colombia, a pesar de ser un país reconocido por su diversidad biológica, enfrenta un desafío en el manejo sustentable de sus recursos naturales (Ruiz, 2014), debido a que el conocimiento de las dinámicas ecológicas y del capital natural del país sigue siendo disperso (Balvanera et al., 2012), lo cual prioriza de manera obligatoria que las actividades enfocadas al proceso de desarrollo económico contemplen el conocimiento y la gestión sostenible de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos.

Para alcanzar el desarrollo económico el país ha priorizado dentro del Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022 “Pacto por Colombia, pacto por la equidad” proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, efectuando una ordenación de los bosques, luchando contra la desertificación, deteniendo y revertiendo la degradación de las tierras y así poner freno a la pérdida de la diversidad biológica, con acciones dirigidas a reducir en un 30% la tendencia de deforestación y aumentar el área bajo sistemas sostenibles de conservación (restauración, sistema agroforestales, manejo forestal sostenible) de 701.000 ha a 1.402.900 ha, lo anterior en el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) específicamente en el ODS 15 “Vida de Ecosistemas Terrestres”, es así como se evidencia la necesidad de incorporar en las políticas de manejo y ordenamiento del territorio marcos metodológicos homogéneos que sirvan de base técnica para la construcción de decisiones y acciones acertadas para el desarrollo ambiental, socioeconómico del territorio contemplando el valor de los ecosistemas (De Groot et al., 2002; Scolozzi et al., 2012; Seppelt et al., 2012; Di Sabatino et al., 2013).

En Colombia y en especial en los Andes colombianos se presentan las mayores tasas de deforestación, esta región cuenta solo con un 17.8 % de bosques naturales (Galindo et al.





IDEAM, 2014) y el departamento de Antioquia no es la excepción puesto que a nivel nacional representa el 7.8 % de deforestación y el primer lugar en emisiones y absorciones totales de gases efecto invernadero (IDEAM et al., 2016; IDEAM, 2020), cifra que es dramática dados los procesos antrópicos que han convertido extensas zonas naturales en paisajes rurales, estos presentan características bastante particulares, siendo porciones de la superficie terrestre donde la matriz se encuentra constituida por uno o varios tipos de coberturas antrópicas (ej. sistemas productivos) con características socioeconómicas y biológicas propias, a esto se suma que muchos de los ecosistemas y especies no se encuentran inmersos en áreas protegidas a pesar que se encuentran bajo alguna categoría de amenaza según la IUCN (Mendoza et al., 2006).

De acuerdo con lo anterior, el aprovechamiento y uso inadecuado de estas áreas naturales genera una progresiva pérdida en extensas zonas, formando procesos de fragmentación de hábitat, además de la facilidad de acceso para la extracción de los recursos naturales que en consecuencia trae un impacto negativo que se ve reflejado a nivel de ecosistemas, especies y genes (Silva y Tabarelli, 2000; Peres, 2001).

El primer paso para entender la conectividad de una región determinada es analizar el proceso de fragmentación en el paisaje, identificando los tipos de cobertura y usos del suelo, el segundo paso es una selección adecuada de métricas o índices de paisaje, los cuales nos darán datos numéricos sobre la composición, configuración y proporción de cada cobertura, las disposiciones espaciales y la forma de los elementos allí presentes (McGarigal y Marks, 1995; Forman, 1995; McGarigal et al., 2012; Hesselbarth et al., 2019), y el tercer paso es realizar comparaciones entre distintas configuraciones paisajísticas, la misma área en distintos momentos temporales o la definición de escenarios futuros.

El uso de cartográfica de coberturas de la tierra se ha convertido en una de las fuentes de información más valiosas en la toma de decisiones, dicha importancia radica no solo en la calidad de los datos obtenidos de dichos ejercicios sino también en el proceso de actualización y aplicación en la gestión territorial. Estas características han hecho que el resultado del mapeo de las coberturas de la tierra sea tomado sustancialmente en los procesos de ordenamiento, planificación y análisis territorial.

Según el IGAC et al., (2008) la cobertura de la tierra está definida como las diferentes fisionomías o rasgos que cubren la superficie de la tierra, entiéndase por estos los elementos tales como afloramientos rocosos, agua, bosques, arbustales, herbazales, entre otros tipos de vegetación y estructuras producto de la acción del hombre. Por otra parte, Di Gregorio





(2005), se refiere a esta como las diferentes coberturas biofísicas que se pueden identificar u observar de forma directa o través de imágenes como fotografías aéreas, satelitales o la combinación metódica de estas, lo anterior tomando en cuenta un proceso de selección ordenada, de acuerdo con los alcances en la escala del estudio. Además, el uso de la tierra según Vink (1975) está dado por cualquier tipo de intervención humana sobre los recursos naturales o artificiales del territorio y estas modificaciones están dirigidas a la producción de bienes y servicios para la población humana, siendo un indicador de los cambios en la cobertura de la tierra.

Las agendas internacionales demandan retos efectivos y claros de conservación, que garanticen el mantenimiento de la base natural esencial para el bienestar humano. Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) constituyen un llamamiento universal a la acción para poner fin a la pobreza, mejorar las vidas y las perspectivas de las personas, y sobre todo proteger el planeta, por lo cual los Estados Miembros de las Naciones Unidas en el año 2015 aprobaron 17 objetivos como parte de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. El objetivo 15 denominado “*Vida de Ecosistemas Terrestres*” aborda algunas de las amenazas a las que se enfrentan las especies silvestres y los ecosistemas, por lo cual propone las siguientes metas.

- Velar por la conservación, el restablecimiento y el uso sostenible de los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce y los servicios que proporcionan, en particular los bosques, los humedales, las montañas y las zonas áridas, en consonancia con las obligaciones contraídas en virtud de acuerdos internacionales.
- Promover la gestión sostenible de todos los tipos de bosques, poner fin a la deforestación, recuperar los bosques degradados e incrementar la forestación y la reforestación a nivel mundial
- Luchar contra la desertificación, rehabilitar las tierras y los suelos degradados, incluidas las tierras afectadas por la desertificación, la sequía y las inundaciones, y procurar lograr un mundo con una degradación neutra del suelo.
- Velar por la conservación de los ecosistemas montañosos, incluida su diversidad biológica, a fin de mejorar su capacidad de proporcionar beneficios esenciales para el desarrollo sostenible.





- Adoptar medidas urgentes y significativas para reducir la degradación de los hábitats naturales, detener la pérdida de la diversidad biológica y, para 2020, proteger las especies amenazadas y evitar su extinción.
- Promover la participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos y promover el acceso adecuado a esos recursos, como se ha convenido internacionalmente.
- Adoptar medidas urgentes para poner fin a la caza furtiva y el tráfico de especies protegidas de flora y fauna y abordar la demanda y la oferta ilegales de productos silvestres.
- Adoptar medidas para prevenir la introducción de especies exóticas invasoras y reducir de forma significativa sus efectos en los ecosistemas terrestres y acuáticos y controlar o erradicar las especies prioritarias.
- Integrar los valores de los ecosistemas y la diversidad biológica en la planificación nacional y local, los procesos de desarrollo, las estrategias de reducción de la pobreza y la contabilidad.
- Movilizar y aumentar de manera significativa los recursos financieros procedentes de todas las fuentes para conservar y utilizar de forma sostenible la diversidad biológica y los ecosistemas.
- Movilizar un volumen apreciable de recursos procedentes de todas las fuentes y a todos los niveles para financiar la gestión forestal sostenible y proporcionar incentivos adecuados a los países en desarrollo para que promuevan dicha gestión, en particular con miras a la conservación y la reforestación.
- Aumentar el apoyo mundial a la lucha contra la caza furtiva y el tráfico de especies protegidas, en particular aumentando la capacidad de las comunidades locales para promover oportunidades de subsistencia sostenibles

Por otra parte, Las metas Aichi buscan detener la pérdida de la naturaleza, garantizando el soporte vital de todas las formas de vida en el planeta, por lo cual buscan el cumplimiento del Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, el cual es un marco de acción decenal para que todos los países e interesados salvaguarden la diversidad biológica y los beneficios que proporciona a las personas. Este plan presenta 20 metas las cuales buscan *“Tomar medidas efectivas y urgentes para detener la pérdida de diversidad biológica a fin*





de asegurar que, para 2020, los ecosistemas sean resilientes y sigan suministrando servicios esenciales, asegurando de este modo la variedad de la vida del planeta y contribuyendo al bienestar humano y a la erradicación de la pobreza. A este fin, las presiones sobre la diversidad biológica se reducen, los ecosistemas se restauran, los recursos biológicos se utilizan de manera sostenible y los beneficios que surgen de la utilización de los recursos genéticos se comparten en forma justa y equitativa; se proveen recursos financieros adecuados, se mejoran las capacidades, se transversalizan las cuestiones y los valores relacionados con la diversidad biológica, se aplican eficazmente las políticas adecuadas, y la adopción de decisiones se basa en fundamentos científicos sólidos y el enfoque de precaución”.

Las metas de AICHI se agrupan en los siguientes 5 objetivos estratégicos:

- Abordar las causas subyacentes de la pérdida de diversidad biológica mediante la incorporación de la diversidad biológica en todos los ámbitos gubernamentales y de la sociedad.
- Reducir las presiones directas sobre la diversidad biológica y promover la utilización sostenible.
- Mejorar la situación de la diversidad biológica salvaguardando los ecosistemas, las especies y la diversidad genética.
- Aumentar los beneficios de la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas para todos.
- Mejorar la aplicación a través de la planificación participativa, la gestión de los conocimientos y la creación de capacidad.

En Colombia, la legislación en el tema de conectividades inicia en los años 70s del siglo XX, cuando se promulga el Decreto 2811 de 1974 que tiene como objetivo la preservación, restauración y conservación del ambiente, por lo cual es importante mencionar que la conectividad busca garantizar el flujo de procesos ecológicos y la conservación de las áreas de importancia para la biodiversidad. En la Ley 99 de 1993 se establece que la biodiversidad del país, por ser patrimonio natural y de interés de la humanidad, deberá ser protegida prioritariamente y aprovechada de forma sostenible, esto exige a las diferentes entidades del estado tomar decisiones acertadas y dirigidas al mantenimiento del medio natural y la continuidad de procesos ecológicos y evolutivos, que permitan asegurar los





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



12

bienes y servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano. El Convenio de Diversidad Biológica aprobado para Colombia mediante la Ley 165 de 1994 retoma lo expuesto en este decreto el cual para el año 2012 es consolidado de manera estratégica en la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE), donde se reconoce la importancia de una gestión encaminada al manejo integral de los sistemas ecológicos y sociales para la conservación de la biodiversidad.

Actualmente, la política para la consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) dispuesta en el CONPES 4050, plantea como asunto estructural la conectividad entre áreas protegidas y los ecosistemas estratégicos, lo anterior en respuesta a los altos vacíos de conectividad que cuentan las áreas protegidas (42%) y a las altas tasas de transformación en que se encuentran los paisajes, lo que ha dificultado la conectividad de estas áreas con los ecosistemas naturales aledaños (Areiza et al., 2018), por lo que dentro de esta política se prioriza como línea estratégica reducir la transformación de los paisajes continentales y marinos que contienen a las áreas naturales, buscando mejorar y facilitar la resiliencia y la transición hacia el uso sostenible de estos paisajes, siendo una prelación la región de los Andes y el Caribe de las cuales hace parte del departamento de Antioquia.

Para el departamento de Antioquia se cuenta con las ordenanzas N. 16 de 2015 en la cual se moderniza en Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia, las categorías de manejo, así como los instrumentos y actores que lo conforman, sus objetivos se basan en asegurar la continuidad de los procesos ecológicos y evolutivos, garantizar la permeancia del medio natural y la oferta de bienes y servicios ambientales esenciales para el bienestar humano mediante la promoción de áreas estratégicas para su conservación, y dentro de sus funciones se encuentra la de contribuir en la elaboración de la estructura ecológica principal del Departamento donde la conectividad es un marco estructurante para su construcción y consolidación.

Seguidamente, se cuenta con la ordenanza N. 13 del 2017 donde se promueve la consolidación del corredor del Oso de Anteojos (*Tremarctos oratus*) en el suroeste y occidente de Antioquia como estrategia para la conservación de esta especie de la fauna silvestre, integrando acciones complementarias de conservación relacionadas con la conectividad con otras áreas y figuras de importancia en la gestión ambiental del territorio, por otra parte, se encuentra la ordenanza N. 23 de 2017 en la cual se genera un marco de acción y articulación interinstitucional para la identificación y consolidación de corredores biológicos con el fin de conservar especies de fauna silvestre, siendo catalogadas como emblemáticas y especies sombrilla el Oso de Anteojos (*Tremarctos oratus*), el tití gris





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



13

(*Saguinus leucopus*), el Manatí (*Trichechus manatus*), el puma (*Puma concolor*), el Jaguar (*Panthera onca*), dichos corredores complementaran al Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia y desde allí se implementarían medidas de gestión necesarias para su conservación.

Se encuentra la ordenanza N. 31 de 2019 por medio de la cual se aprueba y adopta el Plan de Ordenamiento Departamental de Antioquia (POD), el cual en su visión y modelo de ordenamiento del territorio reconoce como uno de sus elementos la estructura ecológica territorial adaptativa (EETA) esta incluye aspectos en la infraestructura ecológica departamental que son esenciales en el suministro de servicios ecosistémicos básicos para la sociedad, una red de áreas naturales y ecosistemas estratégicos sensibles al cambio climático, donde la conectividad entraría como un elemento estructurante del paisaje.

Una red ecológica está definida como un sistema de áreas de alto valor para la biodiversidad (áreas núcleo) y sus interconexiones, las cuales hacen de un sistema natural fragmentado uno con características funcionales óptimas para soportar más diversidad biológica que en forma no conectada, lo que facilita la dispersión de especies y por tanto la conservación de esta (Jongman et al., 2004; Boitani et al., 2007).

Cuando nos referimos a un sistema natural fragmentado hacemos alusión al proceso de pérdida y aislamiento de hábitats naturales en una porción de paisaje (Collinge, 1996), este fenómeno se puede apreciar en la estructura misma del paisaje la cual se constituye por el nivel de organización y la disposición espacial de las diferentes unidades de la tierra, esta organización puede representarse por una configuración particular en la región estudiada y responde a un proceso de origen antrópico, el cual está influenciado por diferentes factores y procesos, donde características como forma, composición y arreglo espacial proporcionan información importante para su caracterización y análisis (Bartel, 2000).

Uno de los conceptos básicos para la interpretación y análisis de los procesos de fragmentación es el concepto de mosaico en el que podemos diferenciar tres tipos de elementos: fragmentos, conexiones y matriz. Los fragmentos están definidos como elementos geomorfológicos, estructurales y diferenciables del paisaje, las conexiones son las franjas angostas y alargadas con dirección variable que unen y dirigen el flujo o la movilidad entre los fragmentos (Forman, 2008) y la matriz como el elemento que conforma el paisaje más extenso y conectado, esta integra fragmentos y conexiones, se le considera el hábitat de mayor importancia para una especie y sus características influyen en un alto grado sobre la dinámica del paisaje (Forman, 1995).





La conectividad, según Taylor et al., (1993) está definida como aquellas características del paisaje que facilitan en mayor o menor medida el movimiento y dispersión de las especies, el intercambio genético y otros flujos ecológicos a través de las zonas de hábitat existentes en el paisaje, este flujo de procesos ecológicos es esencial para el mantenimiento de la vida en la tierra (CMS, 2020).

Al realizar un estudio de conectividad este debe interpretarse de dos formas, primero a nivel estructural lo cual está dado por el grado de continuidad o adyacencia de los parches en el espacio, cuanto más separados o aislados estén los fragmentos de hábitat menor conectividad espacial tendrá dicho hábitat en el paisaje y la segundo con la cual se fundamenta el presente análisis es a nivel funcional este se interpreta mediante la pregunta de ¿cómo la configuración espacial y la calidad de los elementos en el paisaje afectan el desplazamiento de organismos entre parches de hábitat? (Taylor, 1993; Taylor et al., 2006, Saura, 2013). En este sentido se han propuesto diferentes métodos para evaluar la conectividad funcional del paisaje, desde modelos sencillos hasta teoría de grafos, teoría de circuitos, análisis de costo, superficies de resistencia, idoneidad de hábitat, especies focales etc. (Correa et al., 2016), con las cuales se fundamenta el presente estudio.

El presente estudio tiene como objetivo diseñar las redes ecológicas del departamento de Antioquia, con el fin de fortalecer la estructura ecológica adaptativa del Plan de Ordenamiento Departamental POD, en el marco del Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Antioquia SIDAP, para esto se realizan dos abordajes, el primero mediante la utilización de un conjunto de métricas de configuración y composición de paisaje a dos (2) niveles de análisis (matriz y clase), y el segundo mediante los principios de especies focales, idoneidad de hábitats y teoría de costos.

Materiales y Métodos

Área de Estudio.

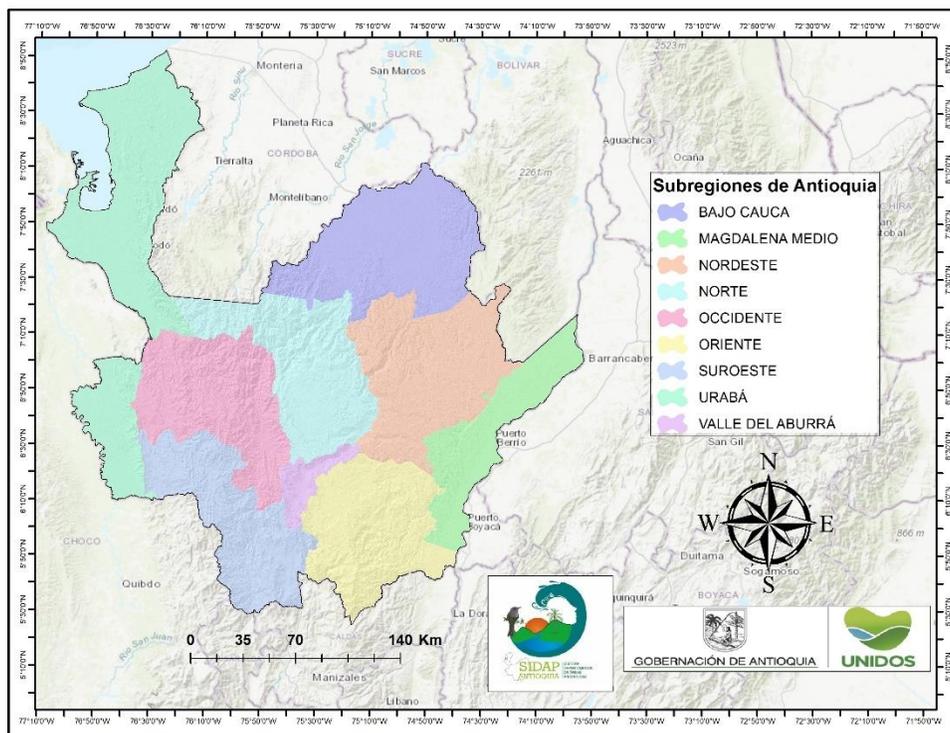
Antioquia es un departamento ubicado al noroeste de Colombia, localizado entre las coordenadas geográficas 76°24'45,1" longitud oeste - 8°51'29,9" latitud norte y 75°16'29,3" longitud oeste y 5°25'18,1" latitud norte, presenta alturas que fluctúan entre los 0 y 3.964 m.s.n.m, ocupa un territorio de 6.294.551,7 hectáreas integrado por 125 municipios, limitando al norte con el mar Caribe y con el departamento de Córdoba; al occidente con el departamento del Chocó; al oriente con los departamentos de Bolívar, Santander y Boyacá; y al sur con los departamentos de Caldas y Risaralda, en organización



territorial comprende nueve subregiones, Bajo Cauca la cual representa 13,7% del departamento con una extensión de 867.260,0 hectáreas, Magdalena Medio con 7,4% y una extensión de 470.995,9 ha, Nordeste con 7,4% y una extensión de 845.014,9 ha, Norte con 11,6% y una extensión de 735.701,8 ha, Occidente con 11,7% y una extensión de 737.934,5 ha, Oriente con 11,2% y una extensión de 710.343,3 ha, Suroeste con 10,4% y una extensión de 656.135,3 ha, Urabá con 18,4% y una extensión de 1.158.292,7 ha y la región del Valle de Aburrá con 1,7%, la cual cubre una extensión de 112.872,8 ha y en donde se encuentra su capital, la ciudad de Medellín (**Figura 1**).

Figura 1

Departamento de Antioquia, subregiones territoriales



Nota. Elaboración propia.



El departamento de Antioquia se encuentra constituido por seis autoridades ambientales, las cuales engloban geográficamente características geopolíticas, biogeográficas e hidrogeográficas, así como también las diferentes subregiones territoriales del departamento (*Bajo Cauca, Magdalena, Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Urabá y la región del Valle de Aburrá*), en sus funciones se encargan de administrar el medio ambiente y los recursos naturales renovables, además de garantizar el desarrollo sostenible, es así, como Antioquia cuenta con tres corporaciones autónomas regionales, una autoridad ambiental urbana y una entidad del orden nacional como lo es el sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia (**Figura 2**), a continuación se presentan algunos detalles y características geográficas de cada una de estas.

La corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia) presenta una jurisdicción en 80 municipios del departamento de Antioquia, se encuentra localizada entre las coordenadas geográficas 74°50'36,2" longitud oeste - 8°11'49,6" latitud norte y 75°54'23,1" longitud oeste y 5°28'54" latitud norte, presenta alturas que fluctúan entre los 100 y 3.900 m.s.n.m y presenta una extensión de 3.468.311,6 hectáreas. Corantioquia administra según el registro único nacional de áreas protegidas – RUNAP, un total de 58 áreas protegidas regionales las cuales representan el 66,6% de las áreas naturales en el departamento de Antioquia.

La Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare) presenta una jurisdicción en 26 municipios, se encuentra localizada entre las coordenadas geográficas 75°6'18,4" longitud oeste - 6°32'6,9" latitud norte y 75°16'33,7" longitud oeste y 5°25'7,1" latitud norte, presenta alturas que fluctúan entre los 200 y 3.300 m.s.n.m y presenta una extensión de 813.230,1 hectáreas. Cornare administra según el registro único nacional de áreas protegidas – RUNAP, un total de 49 áreas protegidas regionales las cuales representan el 56,3% de las áreas naturales en el departamento de Antioquia.

La Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (Corpourabá) presenta una jurisdicción en 19 municipios, se encuentra localizada entre las coordenadas geográficas 76°24'45,5" longitud oeste - 8°52'12,4" latitud norte y 76°24'58 longitud oeste y 6°9'58,2 latitud norte, presenta alturas que fluctúan entre los 100 y 3.900 m.s.n.m y presenta una extensión de 1.899.334,7 hectáreas. Corpourabá administra según el registro único nacional de áreas protegidas – RUNAP, un total de 22 áreas protegidas regionales las cuales representan el 25,2% de las áreas naturales en el departamento de Antioquia.





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



17

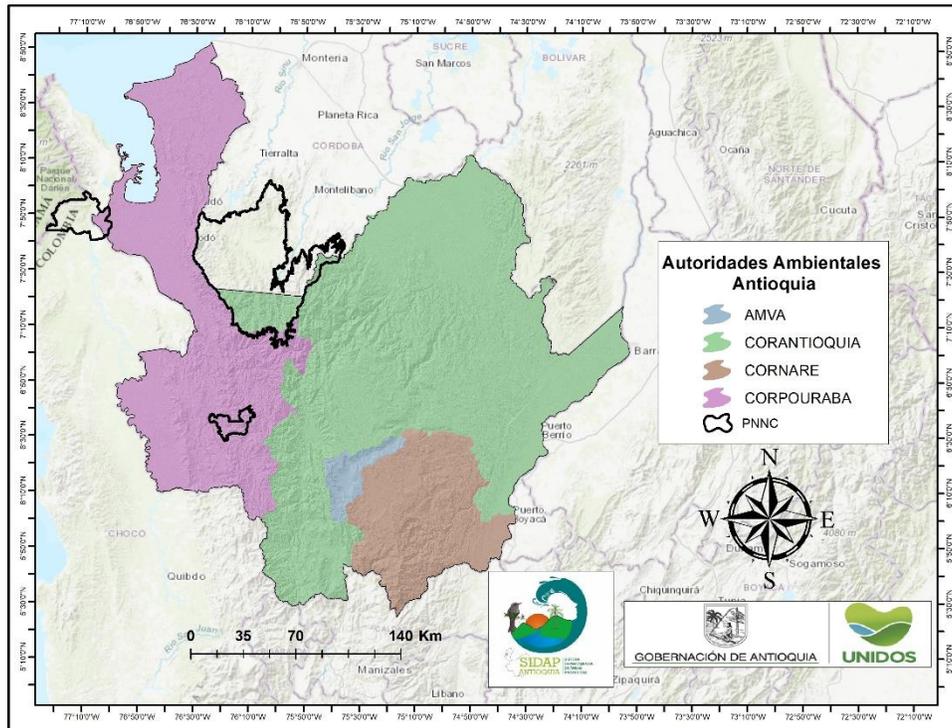
El Área Metropolitana del Valle de Aburra (AMVA), presenta una jurisdicción en 10 municipios que conforman el Valle de Aburrá, se encuentra localizada entre las coordenadas geográficas 75°40'14,278" longitud oeste - 5°59'34,32" latitud norte y 75°13'36,693" longitud oeste y 6°29'34,816" latitud norte, presenta alturas que fluctúan entre los 1200 y 3.100 m.s.n.m y presenta una extensión de 115.882,5 hectáreas. El AMVA administra según el registro único nacional de áreas protegidas – RUNAP, un total de 13 áreas protegidas regionales las cuales representan el 14,9% de las áreas naturales en el departamento de Antioquia.

Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC), presenta una jurisdicción en 9 municipios que se encuentra en jurisdicción de los Parques Nacionales Naturales Katíos con una extensión de 78.254,9 ha, Paramillo con 504.547,3 ha y Las Orquídeas con 28.794,2 ha, y son administradas por las Direcciones Territoriales de Caribe, Pacífico y Andes Occidentales, éstas 3 áreas protegidas de carácter nacional representan el 3,4% de las áreas naturales en el departamento de Antioquia.



Figura 2

Departamento de Antioquia, Jurisdicciones Autoridades Ambientales



Nota. Elaboración propia.

Análisis de Fragmentación de Hábitats.

Los análisis aplicados a la estructura del paisaje pueden ser realizados en tres niveles, lo anterior dependiendo del interés del investigador: nivel de fragmento, nivel de clase y nivel de paisaje (McGarigal et al., 2012), para el presente estudio en aras de describir los cambios en la configuración estructural de la conectividad y la fragmentación del paisaje los niveles adecuados de análisis correspondieron a paisaje y clase, el término fragmento hace referencia a las unidades morfológicas relativamente homogéneas que se pueden diferenciar en el territorio y pueden ser naturales o antrópicos (Forman, 1995), por otro lado las clases corresponden a un tipo de cobertura (Botequilha et al., 2006).

El análisis a nivel de paisaje se realizó con las herramientas de *Patch Analyst 5.1.0.0* para ArcGIS 10.8.1 (Rempel et al., 2012), el paquete *VLATE 2.0* (Lang y Tiede 2003), *FRAGSTATS 4.2.1* (McGarigal et al., 2012) y el paquete *Landscapemetrics 1.5.4* (Hesselbarth et al., 2019) en el software R 4.1.2, como insumo se utilizaron las coberturas de la tierra y usos del suelo escala 1:100.000 (**Tabla 1**), con un alcance de 2 periodos (2010 y 2018) utilizando la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia (IDEAM et al., 2010 y 2018), los cálculos realizados se aplicaron a dos niveles de paisaje “Matriz y Clase” y la selección de las métricas o estadísticas espaciales se realizó en función de su capacidad para caracterizar diversos aspectos de la fragmentación tales como: a) Dominancia, b) Equitatividad, c) Proporción, d) Tamaño de parche, c) Número de parches, e) Forma de los parches, f) Proximidad y posteriormente se llevó a cabo el análisis comparativo entre las fechas de la cartografía de cobertura y uso del suelo (2010 - 2018).

Tabla 1

Datos generales de la cartografía de cobertura de la tierra utilizadas 2010 y 2018.

Insumo	Año	Escala Cartográfica	Fuente
Coberturas de la Tierra y Usos de Suelo	2010	1:100.000	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)
Coberturas de la Tierra y Usos de Suelo	2018	1:100.000	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)

Nota. Esta tabla presenta los insumos cartográficos utilizados en el análisis de fragmentación.

A continuación, se presenta una breve descripción de las métricas analizadas en el presente estudio.

Métricas a nivel de paisaje (*Landscape level*).

Los cálculos se aplicarán conjunto del paisaje, es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez (**Tabla 2**), el resultado nos informa el grado de heterogeneidad o de homogeneidad

del conjunto del área que se ha cuantificado (McGarigal y Marks, 1995; Botequilha et al., 2006; McGarigal et al., 2012; Hesselbarth et al., 2019).

Tabla 2

Índices a nivel de paisaje seleccionados para el estudio.

Métrica a nivel de paisaje	Acrónimo	Descripción	Referencias
Porcentaje del Paisaje	PLAND	Corresponde al porcentaje que representa una clase de cobertura en el total del paisaje. Es la métrica más básica en el estudio de los patrones de paisaje. El cambio en el porcentaje en el tiempo da información acerca del incremento y la reducción de las áreas de cierta clase de cobertura. PLAND se aproxima a 0 cuando la clase de cobertura disminuye su área y se acerca a 100 cuando domina el total del paisaje. Unidad: porcentaje.	Turner, 1990, Badii y Landeros, 2007
Índice de Dominancia	SDI	Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad (igualdad) o equidad del paisaje. Toman en cuenta la representatividad de las coberturas con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las coberturas. Los valores van de 0 a 1; los cercanos a 1 o mayor indican un paisaje dominado por uno o varios tipos de cobertura, mientras que los cercanos a 0 indican que las proporciones de cada tipo de cobertura son casi iguales.	Moreno, 2001
Índice de Equitatividad de Shannon-Wiener	SEI	Este índice expresa la uniformidad (igualdad) de los valores de importancia a través de todos los factores (coberturas) de la muestra. Midiendo el grado promedio de incertidumbre en predecir a que cobertura pertenecerá una muestra escogida al azar. Sus valores van desde 0 a 1; aquellos cercanos a 1 indican que las proporciones de cada tipo de cobertura son casi iguales, mientras que los cercanos a 0 indican que el paisaje se encuentra dominado por uno o unos pocos tipos de cobertura.	Magurran, 1988 en Moreno 2001, Badii y Landeros, 2007
Grado de división del paisaje	DIVISIÓN	Calcula el grado en el cual el hábitat ha sido separado en fragmentos, dicho índice equivale a que dos lugares elegidos al azar dentro del paisaje bajo estudio no estén situados en el mismo fragmento de hábitat contiguo. Por lo tanto, conforme el hábitat se vuelva cada vez más subdividido en parches pequeños, la probabilidad aumenta. Unidad: porcentaje. Rango: $0 \leq \text{Division} < 1$	Jaeger, 2000

Nota. Fuente: Modificado de McGarigal et al., 2012; Botequilha et al., 2006; Hesselbarth et al., 2019).

Métricas a nivel de clase (*Class level*).

Los cálculos se aplican a cada fragmento individualmente (**Tabla 3**). Es el nivel adecuado, por ejemplo, para determinar cuál es el fragmento de mayor superficie entre todos los

representados (McGarigal y Marks, 1995; Botequilha et al., 2006; McGarigal et al., 2012; Hesselbarth et al., 2019).

Tabla 3

Índices a nivel de clase seleccionados para el estudio.

Métrica a nivel de clase	Acrónimo	Descripción	Referencias
Número de Parches	NumP	Corresponde al número de fragmentos totales. Es indicador de varios procesos ecológicos. Adicionalmente se emplea como índice de heterogeneidad del paisaje y como base para el cálculo de otras métricas. Rango: NumP \geq 1	McGarigal et al. 2012
Área de la Clase	CA	Hace referencia a la suma total de los fragmentos pertenecientes a una determinada clase de cobertura, esta métrica muestra si el paisaje es, por ejemplo, dominado por una clase o si todas las clases están igualmente presentes. Unidad: hectáreas. Rango: CA $>$ 0	McGarigal et al. 2012
Tamaño Medio de Parche	MPS	El tamaño medio del fragmento es el promedio aritmético del tamaño de cada fragmento de cierta clase de cobertura, este índice mide qué tan dividido se encuentra un tipo de cobertura. Si el fragmento ocupa el total del paisaje, el área del paisaje será el valor máximo del MPS. Unidad: hectáreas.	Forman y Godron, 1981; Gergel y Turner, 2002
Perímetro de los Parches	TE	La cantidad total de borde es relevante para el estudio de muchos fenómenos ecológicos, tal es el caso del efecto de borde en bosques que provocan cambios en la composición y estructura de la vegetación debido principalmente alteración en el microclima. La cantidad de borde entre parches puede ser muy importante para el movimiento de organismos o materia a través de las fronteras y es conocida la importancia del hábitat de borde para diversas especies. Unidad: kilómetros Rango: TE \geq 0	Turner, 1989
Índice de Forma Media	MSI	Calcula la complejidad de la forma media de los parches en comparación con una forma estándar, como sería la circunferencia en el entorno vectorial o el píxel en el entorno ráster. La forma del parche ejerce influencia en numerosos procesos inter-parches tales como migraciones de fauna. La forma de un parche está caracterizada por la longitud de sus bordes. Fragmentos que cuentan con una forma irregular como resultado de la fragmentación del bosque, tienden a contar con mayores longitudes de borde. Cuando los valores son iguales a 1, los patrones de forma son circulares y se incrementa al aumentar la irregularidad de la forma del parche. Rango: MSI \geq 1	Patton, 1975, Echeverría et al. 2007

Nota. Fuente: Modificado de McGarigal et al., 2012; Botequilha et al., 2006; Hesselbarth et al., 2019).

Métricas de conectividad estructural.

Los cálculos se aplican al conjunto de fragmentos con categoría natural, cuanto más separados o aislados estén los fragmentos de hábitat menor conectividad espacial tendrá dicho hábitat en el paisaje (**Tabla 4**).

Tabla 4

Índices de conectividad estructural para el estudio.

Métrica a nivel de Conectividad	Acrónimo	Descripción	Referencias
Índice de Proximidad Medio	MPI	El índice de proximidad media (MPI) caracteriza el grado de aislamiento espacial de los fragmentos, viene dado por el valor medio para cada tipo de categoría, este equivale a la suma de las áreas en m ² de los fragmentos de un uso existentes a una distancia dada del fragmento inicial dividida entre la suma de las distancias mínimas al cuadrado entre esos fragmentos y el inicial. Rango: MPI >= 0, crece en la medida que los parches de la misma clase se alejan unos de otros.	Gustafson y Parker, 1994; Hargis et al. 1998
Promedio de Vecinos más Cercanos	ANN	El índice de Vecino más próximo se expresa como la relación entre la distancia media observada y la distancia media esperada. La distancia esperada es la distancia promedio que hay entre vecinos en una distribución hipotética aleatoria. Si el índice es menor que 1, el patrón que exhibe es clustering; si el índice es mayor que 1, la tendencia es la dispersión. Rango: ENN > 0	McGarigal, y McComb, 1995; McGarigal et al. 2012

Nota. Fuente: Modificado de McGarigal et al., 2012; Botequilha et al., 2006; Hesselbarth et al., 2019).

A continuación, se presentan algunas de las principales fórmulas matemáticas de las métricas empleadas en el presente estudio:

- **Porcentaje del paisaje:** Representa la proporción ocupada por un tipo de cobertura en el paisaje.

$$PLAND = \frac{\text{Área de la clase de cobertura}}{\text{Área total del paisaje}} * 100$$

- **Índice de dominancia (SDI):** En este índice, S hace referencia al número de tipos de cobertura, pi, es la proporción de los tipos de cobertura. Los valores van de 0 a 1; los cercanos a 1 o mayor indican un paisaje dominado por uno o varios tipos de

cobertura, mientras que los cercanos a 0 indican que las proporciones de cada tipo de cobertura son casi iguales.

$$SDI = \frac{\ln(S) + \sum[pi * \ln(pi)]}{\ln(S)}$$

- **Índice de equitatividad de Shannon-Wiener (SEI):** Donde, S es el número de tipos de cobertura, pi es la proporción de los tipos de cobertura. Sus valores van desde 0 a 1; aquellos cercanos a 1 indican que las proporciones de cada tipo de cobertura son casi iguales, mientras que los cercanos a 0 indican que el paisaje se encuentra dominado por uno o unos pocos tipos de cobertura.

$$SEI = \frac{-\sum[pi * \ln(pi)]}{\ln(S)}$$

- **Área total (CA):** Calcula el área correspondiente a todos los fragmentos de una clase de cobertura. Es un índice básico para la determinación de muchos otros.
- **Número de parches (NumP):** equivale al número de fragmentos del tipo correspondiente en el paisaje.

$$\text{NumP} = ni$$

- **Tamaño medio de los fragmentos (MPS):** Es la media aritmética de cada fragmento de un tipo de cobertura dado.

$$MPS = \frac{\sum_{k=1}^m Ak}{m}$$

Donde, m= número de fragmentos para los cuales la media se está calculando y Ak= área total del tipo de fragmento.

Análisis de Conectividad Funcional del Paisaje.

Selección de especies emblemáticas.

El análisis de conectividad funcional entendido como aquellas características del paisaje que facilitan en mayor o menor medida el movimiento, la dispersión, el intercambio genético y los flujos ecológicos a través de este, se realizó inicialmente con la selección de objetos sustitutos ecológicamente justificada que englobara las características de especies sombrilla, focal, piedra angular y bandera, esta selección tomo como referencia las especies propuestas por (Roncancio y Vélez, 2019), para el Subsistema de Áreas Protegidas de los Andes Occidentales (SAO) de PNNC, en esta se empleó el método de especies paisaje (*Landscape Species Approach*) del *Living Landscapes Program* de la Wildlife Conservation Society (Stringberg, 2007) y tuvo como objetivo escoger un número limitado de especies animales con facilidad de definirles atributos de dispersión con características especiales que permitan representar todos los objetivos de conservación priorizados en el paisaje y que a la vez facilitaran el monitoreo de la efectividad de las implementaciones en conservación (Elzinga, et al., 2001; Sergio, et al., 2008).

La selección de los valores objeto de conservación, o especies paisaje, se basó inicialmente en una revisión de literatura, para el departamento de Antioquia se tienen unas especies definidas como emblemáticas según las ordenanzas 13 y 23 de 2017, seguidamente se tomaron revisaron las siguientes características documentadas en el estudio de (Roncancio y Vélez, 2019): a) Rango de hogar (*home range*) y necesidades de dispersión individual, b) heterogeneidad y área mínima para satisfacer sus requerimientos ecológicos, c) vulnerabilidad a actividades humanas, d) funcionalidad ecológica y e) el reconocimiento e interacción con las poblaciones humanas (Sattler et al., 2014; Baguette et al., 2013; Coppelillo et al., 2004).

A continuación se explican cada uno de los criterios anteriormente expuestos, a) Rango de hogar: relacionado con el área que las especies requieren para sostener poblaciones saludables y viables, b) la heterogeneidad: interpretada con el uso de las diferentes tipologías de coberturas en el paisaje para satisfacer sus requerimientos ecológicos, c) vulnerabilidad: el grado de amenaza presente y futuro por las actividades humanas en términos de la gravedad, reversibilidad y la proporción del área afectada, d) funcionalidad ecológica: entendida como las funciones de las especies dentro de los ecosistemas (polinización, degradación de materia orgánica, depredación, exclusión competitiva, etc.) y e) importancia socioeconómica: la cual se refiere con alto valor cultural o económico que

ejercen en un región determinada, además, de ser especies carismáticas (Roncancio y Vélez, 2019).

Modelos de idoneidad de hábitats.

De acuerdo con lo anterior se definieron siete especies emblemáticas para el departamento de Antioquia, el Oso de Anteojos (*Tremarctos oratus*), el Manatí (*Trichechus manatus*), el puma (*Puma concolor*), el Jaguar (*Panthera onca*), la Guagua loba (*Dinomys branickii*), la Nutria (*Lontra longicaudis*) y el Mono churuco (*Lagothrix lugens*), estas especies fueron tomadas como entrada principal en el modelamiento de la idoneidad de hábitat, la cual está dada por la calidad de hábitat para cada una de las especies en el área de estudio y enmascarar el hábitat inadecuado (**Figura 3**), estos modelos relacionan la idoneidad a capas de pixeles como uso del suelo, elevación, posición topográfica y disturbios humanos (Beier et al., 2007).

Figura 3

Esquema metodológico modelos espaciales de calidad de hábitat

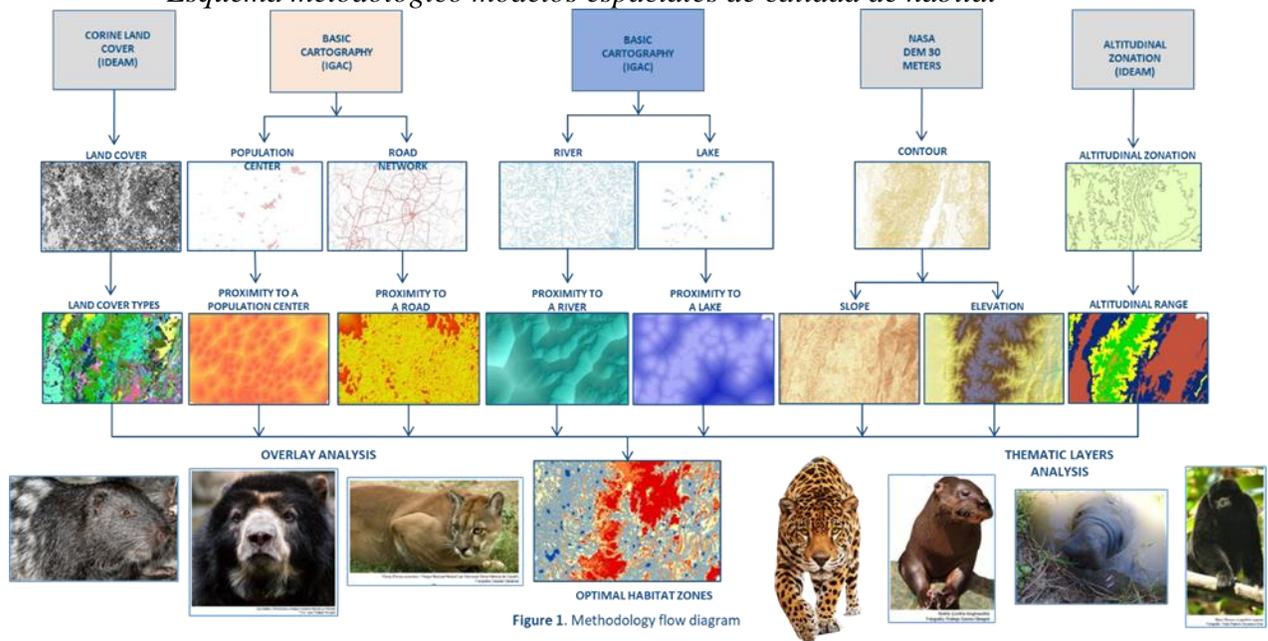


Figure 1. Methodology flow diagram

Nota. Fuente: Elaboración propia.

Para la construcción de los modelos de idoneidad de hábitat se asignaron pesos a cada factor, lo cual refleja la importancia para cada covariable evaluada, los puntajes de idoneidad para todos los factores de hábitat son combinados para formar un solo mapa de hábitat con un puntaje para cada píxel, su construcción inicio con la selección de 8 covariables ambientales (coberturas de la tierra y usos del suelo, altitud, pendiente, pisos térmicos, distancia a zonas urbanas, distancia a vías, distancia a cuerpos de agua y distancia a lagunas) (**Figura 4**), cada covariable fue analizada y ordenada por rangos, lo cual permitió ponderar en una escala de 0 a 100 la preferencia de cada especie a los atributos del territorio (**Anexos 1 al 8. Ejercicio de ponderación realizado por el equipo técnico de Parques Nacionales Naturales de Colombia Dirección Territorial Andes Occidentales vigencia 2018 -2019, revisión de planes de manejo de áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, libro rojo de mamíferos de Colombia y artículos de revista indexada en Roncancio y Vélez, 2019**), para el análisis de importancia relativa de cada variable se realizó con la utilización de una matriz en la cual los criterios de hábitat ocupan las filas y las alternativas propias de cada criterio ocupan las columnas (Barredo, 1998), después se analizó mediante el Método de las Jerarquías Analíticas – MAJ (Saaty, 1980), el cual tuvo como finalidad comparar la importancia de una de las covariables sobre cada una de las demás (aij), para posteriormente determinar el eigenvector principal, el cual establece los pesos (wj); y el eigenvalor que proporciona una medida cuantitativa de la consistencia de los juicios de valor entre pares de factores (Jankowski, 1995) (**Tabla 5**).

Tabla 5

Escala de clasificación (Saaty, 1980).

Intensidad de importancia	Definición	Explicación
1	Igual importancia	Los dos factores tienen una contribución igual al objetivo
3	Algo más importante	Experimenta y se considera ligeramente a favor de una sobre la otra
5	Más importante	Experimenta y se considera fuerte, a favor de una sobre la otra
7	Mucho más importante	Experimenta y se considera muy fuerte a favor de una sobre la otra. Esta importancia es demostrada en la práctica
9	Absolutamente más importante	La evidencia favorece una sobre la otra y es el mayor criterio posible y validado
2,4,6,8	Valores intermedios	Cuando el compromiso es necesario

Nota. Método de las Jerarquías Analíticas – MAJ (Saaty, 1980).

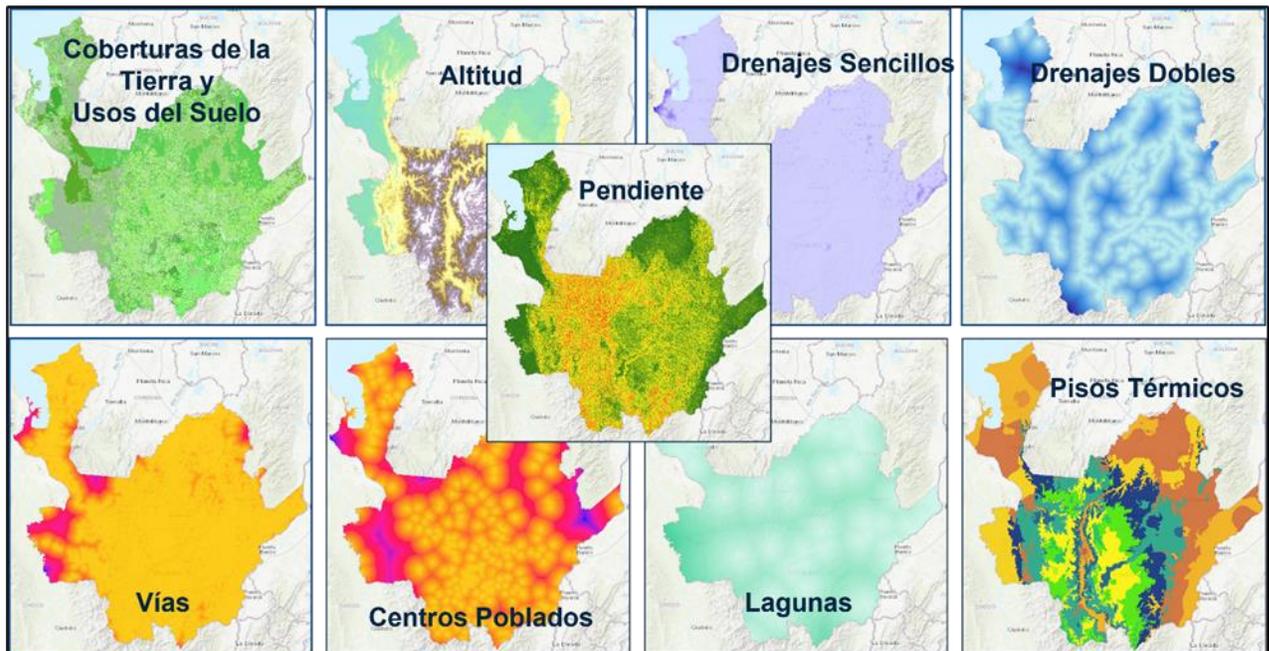
Para identificar las zonas con mejores condiciones para las especies seleccionadas, se utilizó la siguiente ecuación propuesta por Barredo (1998):

$$Calidad\ hábitat\ i = \sum_{i=1}^n (w_j * e_{ij})$$

Calidad de Hábitat i = Índice de calidad de hábitat para la especie i
 Wj = peso de la covariable j
 eji = Valor normalizado en la alternativa i en la covariable j
 n = Número de covariables utilizadas

Figura 4

Covariables del territorio tomadas para el modelamiento de calidad de hábitat.



Nota. Elaboración propia.

Modelo de resistencia del Paisaje.

Según Adriaensen, et al., (2003) la resistencia del paisaje está dada por el grado en el cual los elementos y características del de este facilitan o dificultan el desplazamiento de las especies focales a través de los diferentes elementos que lo componen, tomando los resultados de idoneidad de hábitat para cada una de las especies modeladas, la resistencia en el presente estudio es interpretada como la inversa de la calidad de hábitats (Mateo-Sanchez et al., 2014) para un grupo integral de modelos especie específicos, de ahora en adelante modelo multiespecie del área de estudio, este modelo espacial precisa que cada ráster se incluya en una operación de algebra de mapas denominada método de promedio aritmético, el cual retorna el valor medio de un conjunto de datos cuantitativos a partir de la suma de todos sus valores dividido entre el total de datos. Su formulación matemática para el cálculo de susceptibilidades viene definida por la siguiente ecuación:

$$Sm = \frac{1}{n} + \sum_{i=1}^n (Xi)$$

Donde:

Sm: Susceptibilidad media por componente

Xi: Variable analítica

n: Número de variables

El método de promedio aritmético entrega una superficie cuya mayor parte del área contiene valores de susceptibilidad medios a bajos, debido a que los valores altos de criticidad pueden ser atenuados por las celdas de menor valor, es así como la resistencia estará expresada en un rango de 0 a 100 para cada píxel, haciendo referencia a un atributo de idoneidad o menor fricción, es decir un valor igual o próximo a 100 indicaría una mayor dificultad para el desplazamiento de las especies focales a través de las características del paisaje y los valores cercanos a 0 presentarían las zonas con menor fricción para la movilidad y el flujo de procesos ecológicos (Majka et al., 2007).

Identificación de nodos o áreas de importancia para la biodiversidad.

La selección de nodos o áreas se hace con el fin de identificar los polígonos que presentan los atributos óptimos para mejorar la conectividad y permitir los diferentes procesos ecológicos entre los diferentes elementos de biodiversidad incluidos en el del paisaje, esta selección se logra a partir de dos formas, la primera considerando el Rango de hogar (*home*

range) y las necesidades de dispersión de una de las especies de menor tamaño seleccionadas, en este caso considerando el área atravesada por un individuo en sus actividades normales de recolección de alimentos, apareamiento y cuidado (Roncancio y Velez, 2019), siendo la Guagua loba (*Dinomys branickii*) la especie focal que permitió seleccionar un tamaño de área ≥ 50 hectáreas de las zonas consideradas de alta importancia para la biodiversidad, la segunda forma fue mediante una búsqueda de información asociada a los ejercicios de identificación y mapeo de ecosistemas estratégicos para las autoridades ambientales de la región (Corporación Autónoma Regional del centro de Antioquia “CORANTIOQUIA”, Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare “CORNARE”, Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá “CORPOURABA”, Área Metropolitana del Valle de Aburrá “AMVA” y Parques Nacionales Naturales de Colombia “PNNC”).

Modelo de redes ecológicas.

El análisis de las redes ecológicas es una manera de examinar el estado de la conectividad del hábitat, a través de la forma en que están vinculados los elementos naturales, seminaturales, los individuos, las poblaciones y un sinnúmero de procesos ecológicos y sociales que están en constante interacción con el paisaje (Opdam et al. 2006; Vimal et al., 2012; CMS, 2020)

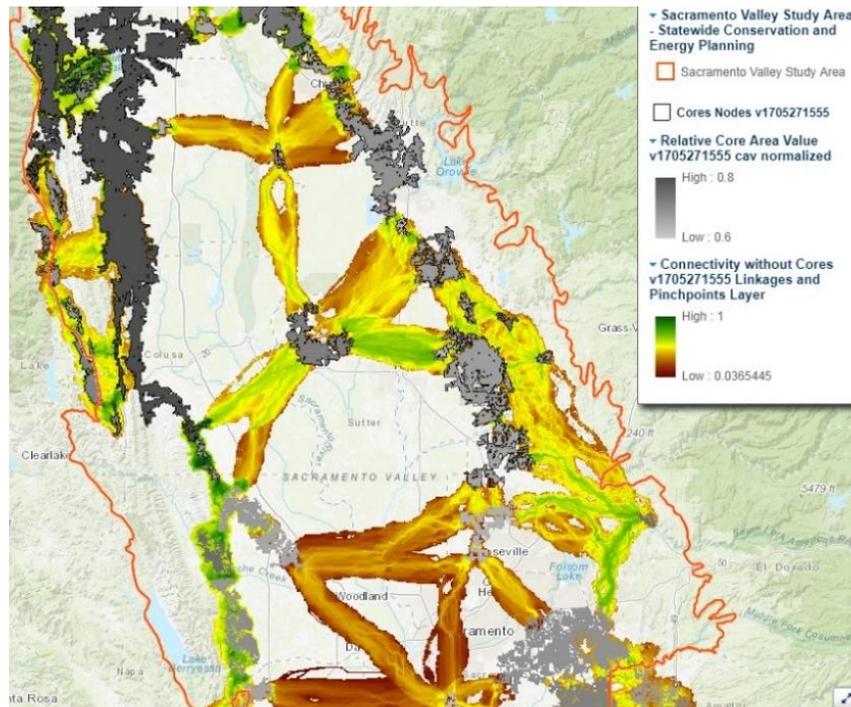
El diseño de las redes ecológicas consistió en un análisis de costo energético, partiendo del supuesto en el que una especie puede o no, desplazarse en el territorio y como la calidad de los elementos del mismo minimizan el riesgo de mortalidad de esta en dicho desplazamiento, para esto se propuso la herramienta “*Linkage Mapper Tools*” propuesta por (McRae y Kavanagh, 2011), donde al tomar las diferentes especies emblemáticas y las condiciones o elementos del paisaje se pueda analizar su movimiento selectivo por las diferentes rutas específicas dados los valores de conductividad / resistencia (Shah y McRae, 2008).

El modelo espacial precisó de dos entradas: la primera una serie de nodos para ser conectados y la segunda una superficie de resistencia. En el primer caso se seleccionaron las áreas de ecosistemas estratégicos ≥ 50 hectáreas y para el segundo caso se utilizó el modelo de resistencia como nuestra superficie de conducción la cual representa la facilidad con la que las especies pueden moverse en el paisaje. Este análisis permite identificar las rutas entre cada posible par de nodos (ej. un par es un nodo en el oeste y otro en este). Se le asignó un posible valor a estas rutas que representa la posibilidad de movimiento por un

píxel contra otro píxel vecino disponible. Los resultados de este análisis representan la probabilidad de desplazamiento en el territorio (**Figura 5**).

Figura 5

Síntesis de los resultados de Linkage Mapper para proporcionar una estimación de las prioridades de conservación de la conectividad.



Nota. Fuente: Tomado de (Gallo et al., 2019).

Es importante mencionar que los modelos de costos relacionan la configuración del paisaje con la conectividad, esto implica un menor volumen de datos en comparación de otros modelos de poblaciones que son especializados o la utilización de diferentes índices de paisaje ecológicamente escalados (Cubides, 2011), por esto han sido muy útiles en diferentes estudios en los cuales han sido aplicados.

Resultados y discusión.

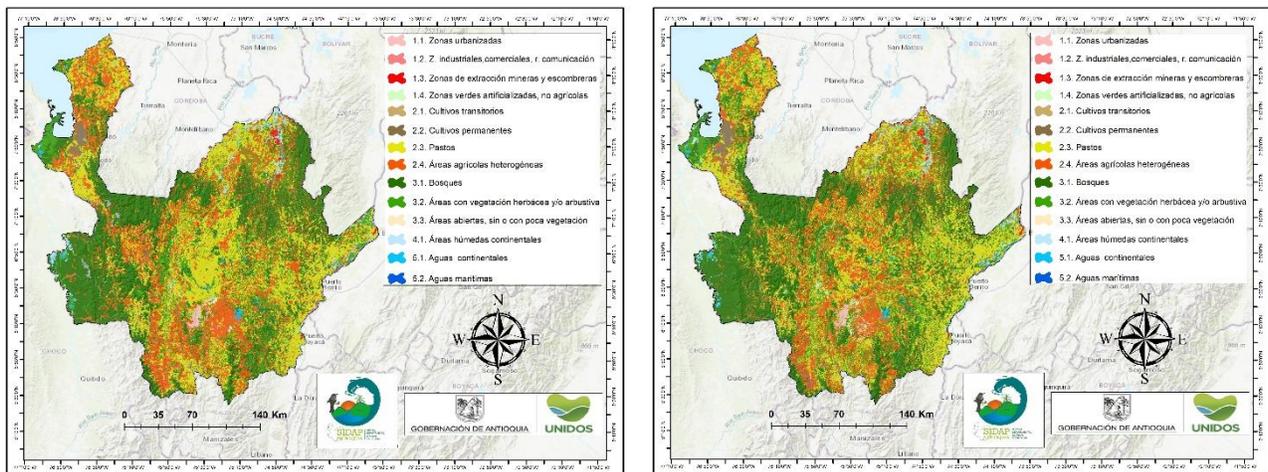
Descripción del proceso de fragmentación en el departamento de Antioquia.

Resultados a nivel de matriz.

La fragmentación hace referencia a la pérdida de continuidad de la vegetación natural o ecosistemas, dejando relictos de menor tamaño denominados parches o fragmentos, lo cual afecta tanto la estructura como la diversidad del paisaje. Para el presente análisis de paisaje en función de las métricas seleccionadas a nivel de matriz se logró identificar que el departamento de Antioquia se encuentra caracterizado por 14 tipos de coberturas de la tierra y usos del suelo (**Figura 6**), de las cuales 6 presentaron un grado de naturalidad y 3 de estas un marcado tipo de cambio entre los periodos evaluados, los análisis se realizaron en un nivel 2 según la metodología *Corine Land Cover* (IDEAM, 2010) (**Gráfico 1**).

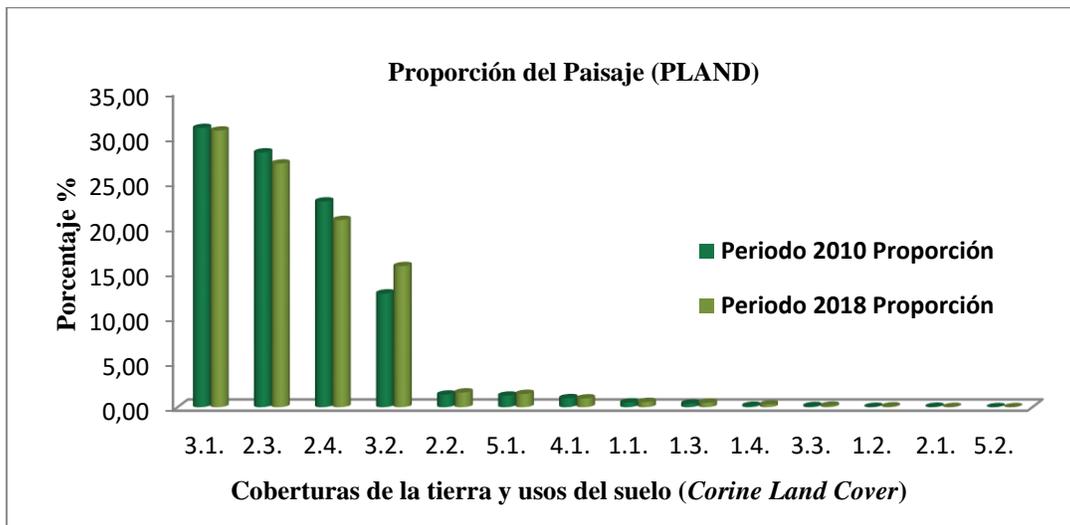
Figura 6

Representación espacial de las coberturas de la tierra y usos del suelo.



Nota. Elaboración propia (imagen lado izquierdo 2.010 y lado derecho 2.018).

Gráfico 1
Proporción de las coberturas de la tierra y usos del suelo.



Nota. Este gráfico presenta la distribución en porcentaje de las coberturas en el área de estudio.

La cobertura de bosques disminuyó en porcentaje (PLAND) de un 31,0 % en el año 2010 a un 30,7 % para el 2018, dicha reducción de este tipo de cobertura natural correspondió en un cambio del área de la clase (CA) el cual pasó de tener 1.953.524,5 a 1.935.168,7 hectáreas entre los dos periodos respectivamente, se presentó un índice de División que aumentó entre los periodos analizados pasando de un 95,7 para el año 2010 a 96,9 para el periodo 2018, estos resultados asociados a este tipo de cobertura evidencian una disminución en el área de esta clase, un aumento en el número de elementos que la componen y una mayor disposición espacial en el paisaje que responde a una mayor división (**Tabla 6**).

Para el caso de la cobertura de áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva estas presentaron una variación en el porcentaje (PLAND) pasando de 12,6 % para el periodo 2010 a un 15,6 % en el 2018, este aumento se observó en el área de la clase (CA) el cual pasó de tener un área de 794.764,1 a 986.262,0 hectáreas y un índice de División de 99,8

a 99,9 respectivamente, esto indica que este tipo de cobertura aumento tanto en área como en el número de elementos dispuestos en la matriz del paisaje (**Tabla 6**).

Por otro lado, la cobertura asociada a áreas húmedas continentales evidencio una disminución en el porcentaje (PLAND), pasando de un 1,0 % en 2.010 a 0,97 % en 2.018, esta reducción en el área de la clase (CA) de 62.641,0 a 61.085,4 hectáreas se vio reflejada en índice de División el cual vario de 97,6 a 99,0 indicando una mayor división y perdidas de área de estas zonas para el establecimiento de otros tipos de cobertura de uso antrópico (**Tabla 6**).

Tabla 6

Métricas de paisaje Proporción PLAND – Área Clase CA – División.

Coberturas de la tierra y usos del suelo	2010			2018		
	PLAND	CA	División	PLAND	CA	División
1.1. Zonas urbanizadas	0,52	32.494,5	80,6	0,58	36.357,7	95,5
1.2. Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación	0,03	1.635,0	92,9	0,08	4.733,8	98,1
1.3. Zonas de extracción mineras y escombreras	0,40	25.078,6	95,2	0,49	30.915,6	98,2
1.4. Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	0,15	9.669,4	83,9	0,30	18.926,8	98,0
2.1. Cultivos transitorios	0,04	2.601,5	92,3	0,02	1.429,1	88,5
2.2. Cultivos permanentes	1,40	87.851,9	89,6	1,63	102.659,6	89,9
2.3. Pastos	28,32	1.782.521,3	98,0	27,08	1.704.204,0	99,5
2.4. Áreas agrícolas heterogéneas	22,86	1.438.584,4	99,7	20,80	1.309.104,8	100,0
3.1. Bosques	31,04	1.953.524,5	95,7	30,75	1.935.168,7	96,9
3.2. Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	12,63	794.764,1	99,8	15,67	986.262,0	99,9
3.3. Áreas abiertas, sin o con poca vegetación	0,12	7.354,7	98,7	0,16	10.145,1	98,4
4.1. Áreas húmedas continentales	1,00	62.641,0	97,6	0,97	61.085,4	99,0
5.1. Aguas continentales	1,28	80.790,0	79,7	1,47	92.709,5	85,1
5.2. Aguas marítimas	0,00	260,0	84,8	0,00	12,5	0,0
0.0. Nubes	0,22	14.070,9	79,8	---	---	---

Nota. Se presentan los valores obtenidos para las métricas a nivel de paisaje (Porcentaje PLAND – Área de las Clases CA – División).

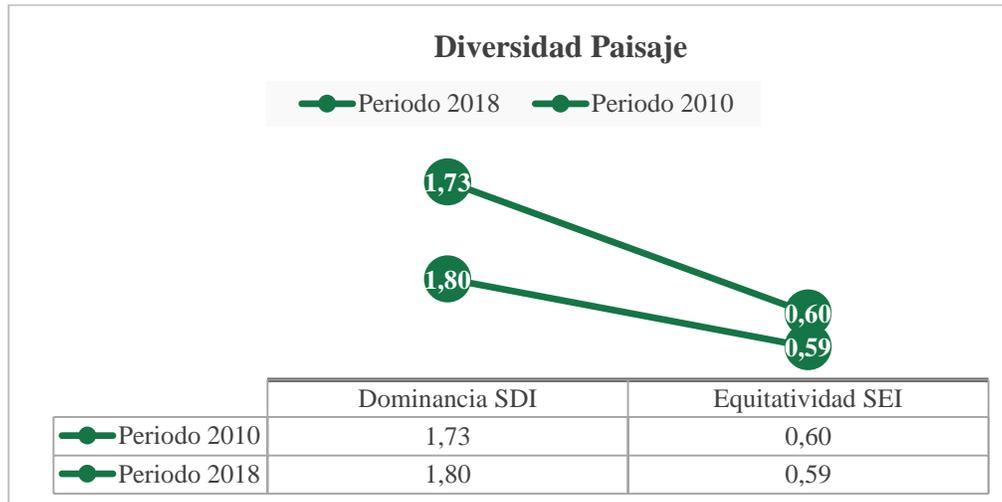
Para el caso de las coberturas de origen antrópico se identificaron un total de 8 tipos de coberturas (**Tabla 6**), de estas solo 2 presentaron una marcada variación en los periodos evaluados, para el caso de los pastos estos presentaron un cambio en el porcentaje (PLAND) pasando de 28,3% en el 2.010 a 27,0 % en 2.018, el área de la clase (CA) disminuyo de 1.782.521,3 a 1.704.204,0 hectáreas entre los dos periodos respectivamente, seguidamente se evidencio que la cobertura de áreas agrícolas heterogéneas pasó de tener un porcentaje (PLAND) de 22,8 % con un área de la clase (CA) de 1.438.584,4 hectáreas a un porcentaje (PLAND) de 20,8 % lo cual representa en el área de la clase (CA) 1.309.104,8 hectáreas entre dos periodos analizados, en cuanto a la disposición de los elementos en la matriz del paisaje el índice de División para los Pastos aumento de 98,0 a un 99,0 en dos periodos evaluados, comportamiento similar para la cobertura de Áreas agrícolas heterogéneas la cual paso de tener un índice de División de 99,7 a 100,0 entre los periodos 2.010 y 2.018, estos comportamiento asociados a una disminución de área y una disposición mayor de estos elementos en el paisaje responden con el establecimiento de nuevas zonas para otros usos antrópicos en el territorio, lo cual genera un proceso de división de estas clases de cobertura, sin embargo este proceso no causa una eliminación total del tipo de uso, comportamiento que fue observado para la cobertura de cultivos transitorios la cual paso de tener un porcentaje (PLAND) 0,04 % en el año 2.010 a un 0,02 % en 2.018, presentando un cambio de 2.601,5 a 1.429,1 hectáreas y un índice de División que vario de 92,3 a 88,5 entre los dos periodos (**Tabla 6**).

Para el caso de las coberturas asociadas a zonas urbanizadas se observó un aumento en el área de la clase (CA) de 32.494,5 en 2.010 a 36.357,7 hectáreas para el periodo 2.018, este aumento se evidencio en el porcentaje (PLAND) el cual vario de 0,52 % a 0,58 % entre los dos periodos respectivamente, en cuanto a la cobertura de zonas industriales o comerciales y redes de comunicación esta paso tener un porcentaje (PLAND) de 0,03 % a 0,08 % cambiando en el área de la clase (CA) de 1.635,0 a 4.733,8 hectáreas, para el caso de las coberturas de zonas de extracción mineras y escombreras se evidencio un aumento en el porcentaje (PLAND) de 0,40 % a 0,49 % variando en el área de la clase de 25.078,6 a 30.915,6 hectáreas, finalmente las coberturas de zonas verdes artificializadas, no agrícolas aumentaron en el área de la clase (CA) 9.669,4 a 18.926,8 hectáreas y en porcentaje (PLAND) de 0,15 % al 0,30 %, y los cultivos permanentes pasaron de tener un área de la clase (CA) de 87.851,9 a 102.659,6 hectáreas entre los periodos 2.010 y 2.018 (**Tabla 6**).

Una forma de cuantificar la variabilidad en la estructura del paisaje es mediante índices que describen la totalidad de las características de los elementos que lo integran (Badii y Landeros, 2007), para el paisaje correspondiente al departamento de Antioquia se encontró según los índices de Dominancia (SDI) 2.010 = 1,73; Dominancia (SDI) 2.018 = 1,80 y Equitatividad (SEI) 2.010= 0.60; Equitatividad (SEI) 2.018= 0,59, para los dos periodos evaluados una baja heterogeneidad del paisaje (**Gráfico 2**), sin embargo se evidencia una disminución entre cada periodo evaluado, estas variaciones pueden ser consecuencia de varios factores, a) cambio de proporción entre las clases de cobertura, b) diferenciación en el número de parches, c) por un cambio en el reparto espacial de dichos elementos y d), por una diferencia en las áreas de las coberturas, en este caso el análisis indica que el paisaje se encuentra dominado por uno o diversos tipos de cobertura, lo anterior se corrobora en la en el porcentaje (PLAND) de las coberturas de origen antrópico más representativas como son los pastos con un porcentaje de 28,32 % y 27,08 % para los periodos 2.010 y 2.018 respectivamente, seguidamente de las áreas agrícolas heterogéneas con un porcentaje de 22,8 % para el 2.010 y 20,8 % en 2.018, para el caso de las coberturas que mantienen un grado de naturalidad se observó que los bosques disminuyeron entre los dos periodos con porcentajes (PLAND) de 31,04 % para el 2.010 y 30,75 % para el 2.018, lo cual indica una pérdida en sus áreas y por último tenemos la cobertura de áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva que cambio en porcentaje (PLAND) de 12,63 % a 15,67 % entre un periodo y el otro respectivamente.

Gráfico 2

Métricas de diversidad del paisaje.



Nota. Este gráfico presenta métricas de paisaje SDI= índice de dominancia, SEI = índice de equitatividad.

Resultados a nivel de clase.

A nivel de clase los valores de los índices analizados mostraron que la cobertura de bosques, las áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva y las áreas húmedas continentales fueron las coberturas naturales que presentaron mayores diferencias entre cada periodo evaluado, la cobertura de bosque representada por el área de la clase (CA) (**Tabla 7; Tabla 8; fila 09**) disminuyó de 1.953.524,5 para el periodo 2.010 a 1.935.168,7 hectáreas para el periodo 2018, identificándose la máxima disminución para esta clase de cobertura en el paisaje entre los periodos analizados (18.355,9 hectáreas perdidas), dicho comportamiento de pérdida de área se observa en el tamaño medio de los parches (MPS) de este tipo de cobertura representado, los cuales presentaron disminuciones de MPS= 585,41 en el 2.010 y MPS= 517,15 hectáreas para 2.018, también se observó un aumento en la irregularidad de la forma media de los parches pasando de un índice de forma media (MSI) para el 2.010 de 3,02 a un MSI para el 2.018 de 3,08 (ver Tabla 3; Tabla 4, fila 09), lo que indica con relación a la disminución de área que esta cobertura perdió área núcleo y se volvió más vulnerable al proceso de división de fragmentos.

Tabla 7

Métricas a nivel de clase periodo 2.010.

Coberturas de la tierra y usos del suelo	2010					
	NumP	MPS	TE	MSI	CA	MPI
1.1. Zonas urbanizadas	252	128,95	1.808,15	2,0	32.494,51	---
1.2. Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación	29	56,38	135,78	1,8	1.635,03	---
1.3. Zonas de extracción mineras y escombreras	169	148,39	1331,15	2,0	25.078,56	---
1.4. Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	28	345,34	402,15	2,2	9.669,39	---
2.1. Cultivos transitorios	19	136,92	145,72	1,9	2.601,54	---
2.2. Cultivos permanentes	314	279,78	3.160,41	2,0	87.851,93	---
2.3. Pastos	6.235	285,89	92.502,21	2,4	1.782.521,34	---
2.4. Áreas agrícolas heterogéneas	6.245	230,36	81.448,66	2,4	1.438.584,38	---
3.1. Bosques	3.337	585,41	73.011,56	3,0	1.953.524,54	1.359,3
3.2. Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	4.684	169,68	55.466,22	2,5	794.764,13	44,5
3.3. Áreas abiertas, sin o con poca vegetación	127	57,91	708,89	2,1	7.354,74	---
4.1. Áreas húmedas continentales	223	280,90	2.930,33	2,3	62.640,96	---
5.1. Aguas continentales	152	531,51	10.588,72	5,7	80.789,96	---
5.2. Aguas marítimas	54	4,82	106,06	2,8	260,03	---
6.0. Nubes	30	469,03	381,62	1,9	14.070,89	---

Nota. Métricas a nivel de clase: NumP = número de parches, MPS = tamaño medio de los parches, TE = perímetro de los parches, MSI = índice de forma media, CA= total de áreas de parches en el paisaje, MPI= proximidad media.

Un aspecto vinculado en la transformación de las coberturas naturales es la modificación en el número de parches (NumP) que nos brinda información básica relativa de la configuración de un paisaje, ya que indica cuán dividida puede estar la cobertura vegetal, dado lo anterior los parches asociados a la cobertura de bosques (**Tabla 7; Tabla 8; fila 09**) aumentaron en NumP= 3.337 en el 2.010 a NumP= 3.742 para el 2.018, este comportamiento al ser relacionado con la pérdida de área en la superficie de las coberturas boscosas y en el tamaño promedio de sus áreas núcleo (CA y MPS), nos indica que la estructura del paisaje podría estar afectando varios procesos ecológicos, entre los cuales hay que resaltar la disminución de diferentes poblaciones de especies animales y vegetales por la pérdida de hábitat natural (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Tabla 8

Métricas a nivel de clase periodo 2.018.

Coberturas de la tierra y usos del suelo	2018					
	NumP	MPS	TE	MSI	CA	MPI
1.1. Zonas urbanizadas	561	64,81	2.925,93	2,0	36.357,69	---
1.2. Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación	148	31,99	574,07	1,9	4.733,79	---
1.3. Zonas de extracción mineras y escombreras	393	78,67	2.284,25	2,0	30.915,63	---
1.4. Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	268	70,62	1.698,22	2,2	18.926,84	---
2.1. Cultivos transitorios	13	109,93	86,00	1,9	1.429,11	---
2.2. Cultivos permanentes	395	259,90	3.801,56	2,0	102.659,62	---
2.3. Pastos	8.512	200,21	109.691,90	2,5	1.704.204,00	---
2.4. Áreas agrícolas heterogéneas	9.002	145,42	88.748,04	2,3	1.309.104,76	---
3.1. Bosques	3.742	517,15	79.959,11	3,0	1.935.168,68	3.417,31
3.2. Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	7.785	126,69	77.978,60	2,4	986.261,95	54,81
3.3. Áreas abiertas, sin o con poca vegetación	184	55,14	951,91	2,0	10.145,11	---
4.1. Áreas húmedas continentales	344	177,57	3.689,29	2,3	61.085,42	---
5.1. Aguas continentales	222	417,61	13.857,95	5,2	92.709,48	---
5.2. Aguas marítimas	1	12,49	10,57	8,4	12,49	---
0.0. Nubes	---	---	---	---	---	---

Nota. Métricas a nivel de clase: NumP = número de parches, MPS = tamaño medio de los parches, TE = perímetro de los parches, MSI = índice de forma media, CA= total de áreas de parches en el paisaje, MPI= proximidad media.

Por otra parte, los parches asociados a la cobertura de bosques presentaron un aumento en el perímetro total (TE) para los periodos 2.010 y 2.018 (**Tabla 7; Tabla 8; fila 9**), la mayoría de los efectos adversos de la fragmentación de bosques parecen estar relacionados de manera directa o indirecta a los efectos de borde (McGarrigal y Marks, 1995), los datos obtenidos muestran un aumento del perímetro total (TE) de los parches para dichos periodos TE= 73.011,56 para 2.010 y TE= 79.959,11 kilómetros para el periodo 2.018, estos resultados al relacionarse con el aumento en el grado de complejidad de los parches medidos por el índice de forma (MSI) (**Tabla 7; Tabla 8; fila 9**), nos dice que de un periodo a otro las áreas se volvieron más irregulares, con menos área núcleo y con formas más alargadas, este aumento de borde entre parches de bosque puede estar afectando el movimiento de diversos organismos a través de las fronteras, como también entre los hábitats reducidos (Turner, 1989).

Para las coberturas de áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva, se evidenció un aumento de área de la clase (CA) en este tipo de cobertura, pasando de un CA= 794.764,13 para el 2.010 a un CA= 986.261,95 hectáreas en el 2.018, lo cual se vio reflejado en el aumento del número de parches (NumP= 4.684; NumP= 7.785) entre los dos periodos analizados, estos elementos naturales presentaron disminución en el tamaño promedio de los fragmentos MPS= 169,6 del 2.010 a MPS= 126,6 hectáreas para el 2.018, comportamiento similar ocurrió para el índice de forma media (MSI) el cual paso de un MSI= 2,5 para el 2.010 a MSI= 2,4 para el 2.018, para el perímetro total (TE) de esta clase de cobertura se evidencio un aumento TE= 708,8 para el 2.010 a un TE= 951,9 kilómetro en el 2.018, el patrón de este tipo de cobertura nos indica que la estructura del paisaje podría estar respondiendo a un proceso de recuperación que se logra observar en el aumento de elementos de esta clase en la matriz del paisaje (**Tabla 7;Tabla 8; fila 10**).

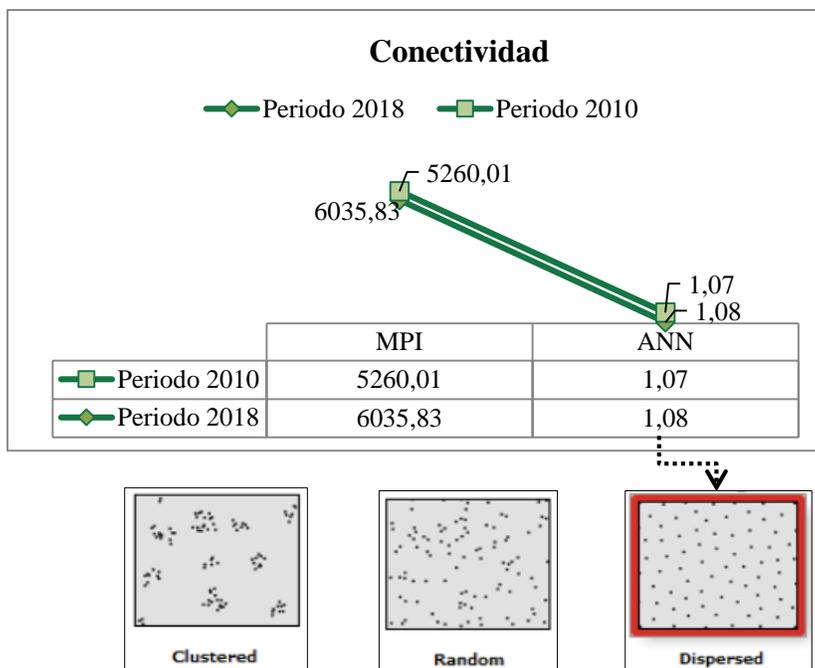
Finalmente para la clase de cobertura asociada a áreas húmedas continentales se observó una disminución en el área de la clase (CA) (**Tabla 7;Tabla 8; fila 12**) pasando de tener en el periodo 2.010 un área de 62.640,9 a 61.085 hectáreas para el 2.018, también se observó un aumento en el número de los fragmentos (NumP= 223 en 2.010 ; NumP= 344 en 2.018), lo anterior se ve reflejado en el tamaño promedio de los parches el cual paso de MPS= 280,9 para el 2.010 y MPS= 177,5 hectáreas para el 2.018, indicando una disminución de área y un mantenimiento en la irregularidad de la forma media de los parches MSI= 2,3 para los dos periodos analizados (**Tabla 7;Tabla 8; fila 12**), para el caso del perímetro total (TE) de este tipo de cobertura se presentó un aumento entre las dos temporalidades (TE= 2.930,3 ; TE= 3.689,2 kilómetros) para 2010 y 2018 respectivamente.

La conectividad es la función principal de una red ecológica y está definida como el grado en el cual el paisaje facilita o impide el movimiento de la biota entre las diferentes unidades naturales, dando como resultado diferentes interacciones entre procesos de comportamiento como son el movimiento, la reproducción, el forrajeo y la dispersión de las especies (Taylor et al., 1993; Taylor et al., 2006 ; Crooks y Sanjayan, 2006), se presenta cuando dos o más fragmentos se mantienen conectados por una franja de clase de hábitat similar y su ausencia incrementa la fragmentación del paisaje (Rabinowitz y Zeller, 2010), el departamento de Antioquia y en especial las áreas naturales que integran este paisaje muestran según los datos analizados para las coberturas naturales un patrón disperso que aumenta de un periodo a otro. Es decir, para el periodo 2.010 se presentó de acuerdo con el índice del promedio del vecino más cercano (ANN) un valor del 1,07 y para el periodo 2.018 un ANN= 1,08 dada la sensibilidad del índice (McGarigal et al., 2012) este exhibe un agrupamiento de las unidades cuando su valor está por debajo de 1 y una dispersión

cuando son cercanos y mayores a este (**Gráfico 3**). Los datos para el paisaje analizado muestran un proceso de aislamiento entre las coberturas naturales entre los dos periodos evaluados, lo anterior dado el aumento en índice de proximidad media (MPI), la distancia media que existe entre los parches de cobertura natural (MPI= 5.260,0; MPI= 6.035,8) entre los periodos 2.010 y 2.018 en la matriz del paisaje. Estos índices se relacionan con la dispersión y la capacidad de colonización de los organismos en el paisaje, por lo que la cobertura de bosques, las áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva y las áreas húmedas continentales de acuerdo a las características de estructura física del paisaje estarían disminuyendo la capacidad de ofrecer una mayor dispersión y colonización de la biota entre los parches de hábitat asociados a estos tipos de cobertura natural (Rutledge, 2003), en el departamento de Antioquia.

Gráfico 3

Métricas de conectividad estructural de paisaje.



Nota. Este gráfico presenta métricas de conectividad estructural del paisaje MPI= índice de proximidad medio, ANN= índice del promedio del vecino más cercano.



El proceso de fragmentación en una región determinada está relacionado con diferentes procesos antrópicos que directa e indirectamente configuran la estructura física de los paisajes, para el Departamento de Antioquia se evidencia cuatro efectos del proceso de fragmentación asociado al patrón del paisaje: (a) reducción en la cantidad de hábitat, (b) aumento en número de parches de hábitat, (c) disminución del tamaño de los parches de hábitat, y (d) aumento en el aislamiento de los parches de hábitat natural, estos efectos han sido ampliamente documentados donde una gran extensión de hábitat natural es transformado en una serie de parches más pequeños con un área total más pequeña, aislados unos de otros por una matriz de hábitats diferente a la original (Wilcove et al., 1986; Fahrig, 2003; Crooks y Sanjayan, 2006; Gurrutxaga, 2008).

Modelos de idoneidad de hábitats especies emblemáticas.

Modelo de idoneidad de hábitat Jaguar (*Panthera onca*).

El Jaguar o tigre es conocido como el felino más grande de América, su distribución se ha reducido en un 45% extinguiéndose totalmente en países como Estados Unidos, El Salvador y Uruguay (Rabinowitz y Zeller, 2010), para Colombia el panorama sigue siendo desconsolador ya que se evidencian cuatro bloques de poblaciones de esta especie, pero en tamaños decadentes: Amazonas, Orinoquia, Chocó Biogeográfico y el Caribe (Payan y Soto, 2012).

Este tipo de mamífero se desplaza por una amplia variedad de hábitats boscosos, sabanas, bosques riparios y de galería hasta ciénagas, playones, sabanas y bosques montanos (Hoogesteijn y Mondolfi, 1992, Nowell y Jackson, 1996, Sanderson et al., 2002). Las necesidades de hábitat para la especie la hacen tener preferencias por lugares con presencia de una densa cobertura vegetal y baja perturbación humana.

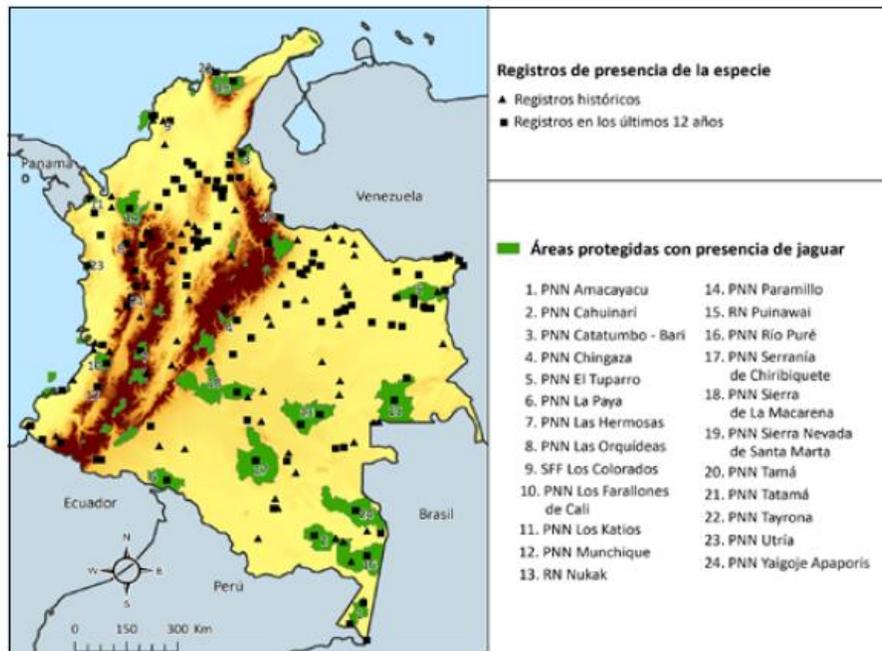
El Jaguar es una especie solitaria y territorial, está activa a cualquier hora del día y de la noche, dentro del territorio de un macho viven en promedio dos o tres hembras, las cuales se reproducen solo con ese macho (Nowell y Jackson, 1996), su dieta es principalmente carnívora con preferencias hacía especies como los pecaríes, chigüiros y caimanes, dado lo anterior cumple unas funciones en el control de poblaciones de vertebrados menores, rol importante dentro de los ecosistemas que habita, por lo que es considerado importante con cualidades de “*especie sombrilla*”, ya que requiere grandes extensiones de terreno, gran variedad de presas y su conservación facilita la protección de otras.



Esta especie de felino es el único de gran tamaño y manchado, los ocelotes son más pequeños y presentan líneas negras en el cuello, a continuación, se presentan su distribución y algunos registros de su presencia en el territorio colombiano (**Figura 7**).

Figura 7

Distribución y registros de la presencia de Jaguares en Colombia.



Nota. Tomado de (Payan y Soto, 2012).

Una vez realizada la reclasificación de cada una de las 7 covariables (**Tabla 9**) se construyó la matriz de comparación por pares (Saaty, 1980) para la especie de referencia, dicha matriz integro las siguientes capas temáticas: a) coberturas de la tierra y usos del suelo, b) pendiente, c) altitud, d) distancia a red de drenaje, e) distancia a lagunas, f) distancia a construcciones y g) distancia a vías, las cuales se ajustaron a los requerimientos ecológicos del Jaguar, estas fueron ponderadas para ser integradas en el respectivo índice de calidad de hábitat del paisaje.

Tabla 9

Covariables utilizadas en el modelo de calidad de hábitat.

Covariables	ID
Coberturas LULC	V1
Distancia Red Drenaje	V2
Distancia Lagunas	V3
Temperatura	V4
Pendientes	V5
Altura	V6
Distancia Vías	V7
Distancia Urbes	V8

Nota. Elaboración propia.

A continuación, se presentan los pesos obtenidos con el análisis de comparación por pares, los cuales fueron utilizados en la ecuación del índice de calidad de hábitat (**Tabla 10;Tabla 11**). Como resultado se obtuvo un modelo de calidad de hábitat que muestran las zonas óptimas en cuanto a disponibilidad de hábitat y requerimientos ecológicos del Jaguar (**Figura 8**).

Tabla 10

Matriz de comparación por pares para la especie Jaguar.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
V1	1,000	3,000	5,000	7,000	7,000	7,000	3,000	3,000
V2	0,333	1,000	1,000	5,000	7,000	5,000	3,000	3,000
V3	0,333	1,000	1,000	5,000	7,000	5,000	3,000	3,000
V4	0,143	0,143	0,143	1,000	3,000	1,000	0,143	0,143
V5	0,143	0,143	0,143	0,333	1,000	0,333	0,143	0,143
V6	0,143	0,200	0,200	1,000	0,333	1,000	0,200	0,200
V7	0,333	0,333	0,333	7,000	7,000	5,000	1,000	1,000
V8	0,333	0,333	0,333	7,000	7,000	5,000	1,000	1,000
Totales	2,762	6,152	8,152	33,333	39,333	29,333	11,486	11,486

Nota. Elaboración propia.

Tabla 11

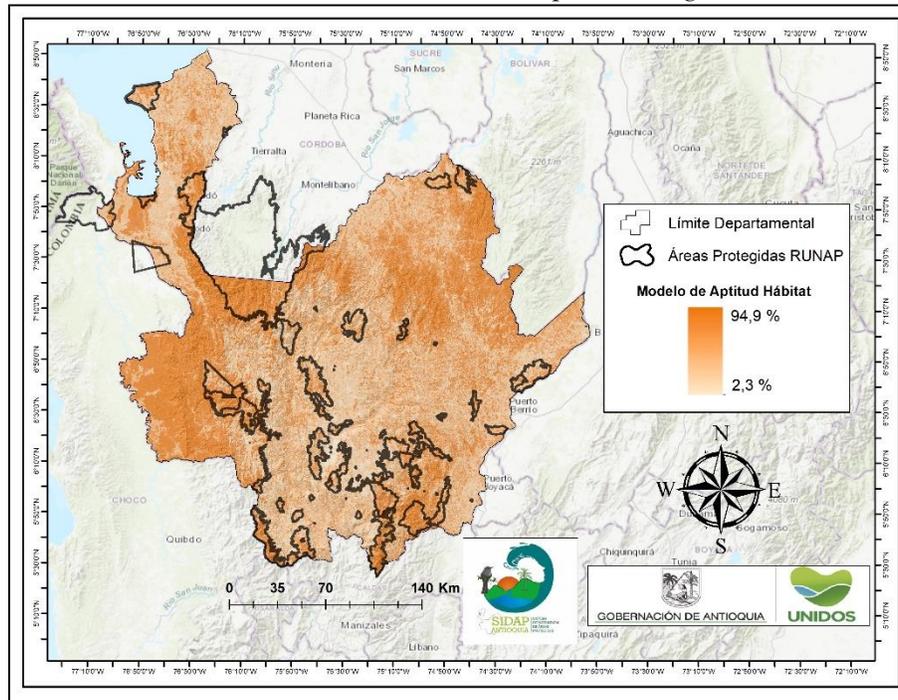
Matriz con los pesos de las covariables para la especie Jaguar.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	Peso variable
V1	0,362	0,488	0,613	0,210	0,178	0,239	0,261	0,261	33%
V2	0,121	0,163	0,123	0,150	0,178	0,170	0,261	0,261	18%
V3	0,121	0,163	0,123	0,150	0,178	0,170	0,261	0,261	18%
V4	0,052	0,023	0,018	0,030	0,076	0,034	0,012	0,012	3%
V5	0,052	0,023	0,018	0,010	0,025	0,011	0,012	0,012	2%
V6	0,052	0,033	0,025	0,030	0,008	0,034	0,017	0,017	3%
V7	0,121	0,054	0,041	0,210	0,178	0,170	0,087	0,087	12%
V8	0,121	0,054	0,041	0,210	0,178	0,170	0,087	0,087	12%
Totales	1	1	1	1	1	1	1	1	100%

Nota. Elaboración propia.

Figura 8

Modelo de calidad de hábitat para el Jaguar.



Nota. Elaboración propia.

El resultado de los modelos espacialmente explícitos para el Jaguar nos indican que existen zonas potenciales con calidad de hábitat para un sinnúmero de especies en el área de análisis, estas áreas se encuentran categorizadas con valores de media y alta calidad de hábitat, cuentan con características óptimas y se agrupan en tres extensas zonas, una en el costado nor-oriental, otra al costado sur y otra al occidente del área de análisis, de acuerdo a lo anterior estas áreas son las que se encuentran menos habitadas y con menor densidad humana dentro de la zona de estudio, por tanto pueden ser consideradas como áreas con buen potencial de hábitat dadas las características que presentan.

Además, para identificar la proporción de área de calidad de hábitat en el Departamento y para cada una de las jurisdicciones en las autoridades ambientales, el modelo fue recategorizado en cuartiles agrupando las áreas de la siguiente manera: Q1 (< 25%), Q2 (25% y 50%), Q3 (50% y 75%) y Q4 (> 75%). De esta forma podemos observar en cada ente territorial, cual es cubrimiento de cada cuartil y su distribución espacial (**Tabla 12**;

Figura 9). Lo que nos muestra que para esta especie la mayor proporción de áreas en el Departamento tiene una de calidad de hábitat en el rango entre 50% y 75%, con áreas naturales en algún grado de transformación, con excepción del AMVA cuya mayor área se encuentra en el rango < 25%, dado el grado de urbanización del territorio.

Tabla 12

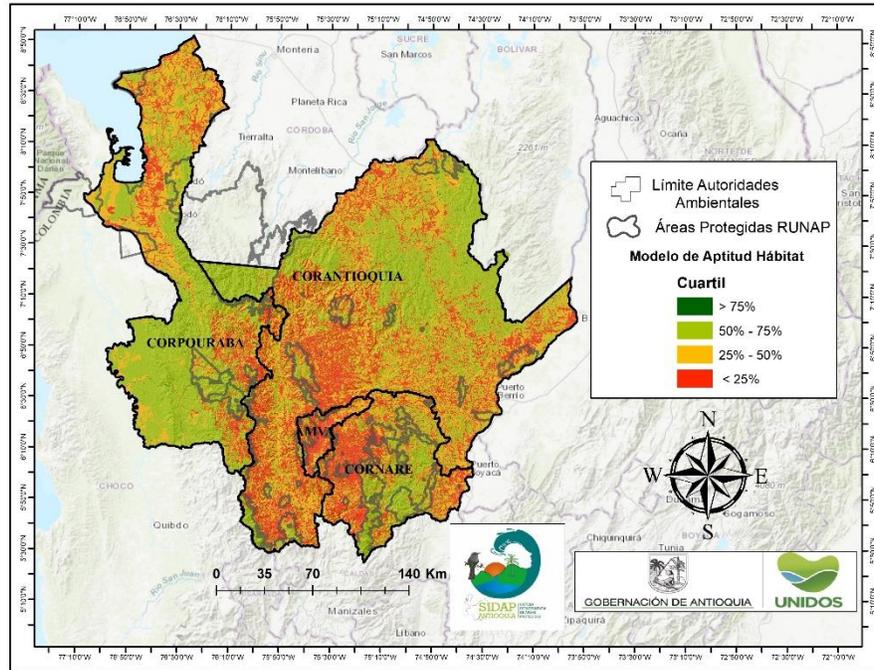
Distribución porcentual de los valores de calidad de hábitat en las autoridades ambientales de Antioquia, para la especie Jaguar.

AUTORIDAD AMBIENTAL	CALIDAD DE HÁBITAT (CUARTIL)			
	< 25%	25% - 50%	50% - 75%	> 75%
AMVA	58,9%	31,0%	10,2%	0,01%
CORANTIOQUIA	26,6%	30,1%	43,0%	0,2%
CORNARE	33,7%	25,9%	40,3%	0,1%
CORPOURABA	15,4%	27,6%	56,6%	0,3%
DEPARTAMENTO ANTIOQUIA	24,7%	28,8%	46,2%	0,2%

Nota. Elaboración propia.

Figura 9

Modelo de calidad de hábitat para el Jaguar en el departamento de Antioquia, distribuido en cuartiles.



Nota. Elaboración propia.

Modelo de idoneidad de hábitat Puma (*Puma concolor*).

El Puma o león de montaña es la segunda especie de felino más grande en América. Se distribuye desde Canadá hasta la Patagonia y debido a su gran plasticidad ecológica puede encontrarse en una gran variedad de hábitats como desiertos, sabanas y bosques húmedos, desde el nivel del mar hasta los 5.000 msnm, siendo el principal depredador en ecosistemas de montaña, especialmente sobre los 2.000 msnm (Nowell y Jackson, 1996).

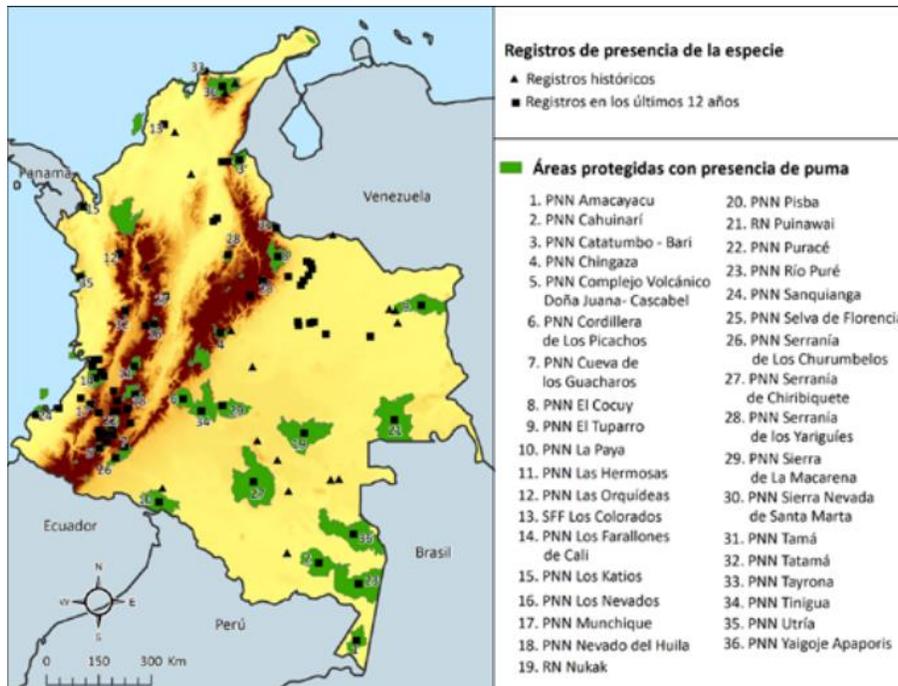
En Colombia el Puma es el segundo felino más grande después del jaguar. Su piel es de tonos habanos, cafés, rojizos o grises, pero no presenta variación, tal como lo describe su epíteto en latín, concolor: un solo color. Es una especie solitaria y territorial que está activa a cualquier hora del día y de la noche, dentro del territorio que ocupa un macho pueden vivir en promedio dos o tres hembras, las cuales se reproducen solo con ese macho (Currier, 1983).

Los pumas tienen una dieta carnívora generalista y son altamente adaptables y exitosos para sobrevivir en diferentes hábitats. Comen cualquier animal que puedan atrapar y matar (Franklin 1991, Núñez et al., 2000; Rau y Jiménez 2002, Pacheco et al., 2004, Foster et al., 2010). Se ha reconocido una preferencia en la dieta por venados y armadillos en bosques y sabanas. Para Colombia, recientemente se descubrió que el puma de páramo depende significativamente de venado enano y coatíes (Hernandez-Guzman et al., 2011).

En Colombia habita desde playas manglares, pasando por bosques y montañas hasta el páramo andino (> 4,000 m.s.n.m). Las grandes poblaciones de pumas existen en bloques de los ecosistemas de Amazonas, Llanos, Chocó biogeográfico y los Andes montañosos por encima de 2.000 msnm (Payán et al., 2007) (**Figura 10**).

Figura 10

Distribución y registros de la presencia de pumas en Colombia.



Nota. Tomado de (Payán y Soto, 2012).

Una vez realizada la reclasificación de cada una de las 7 covariables (**Tabla 13**) se construyó la matriz de comparación por pares (Saaty, 1980) para la especie de referencia, dicha matriz integro las siguientes capas temáticas: a) coberturas de la tierra y usos del suelo, b) pendiente, c) altitud, d) distancia a red de drenaje, e) distancia a lagunas, f) distancia a construcciones y g) distancia a vías, las cuales se ajustaron a los requerimientos ecológicos del puma, estas fueron ponderadas para ser integradas en el respectivo índice de calidad de hábitat del paisaje.

Tabla 13

Covariables utilizadas en el modelo de calidad de hábitat.

Covariables	ID
Coberturas LULC	V1
Distancia Red Drenaje	V2
Distancia Lagunas	V3
Temperatura	V4
Pendientes	V5
Altura	V6
Distancia Vías	V7
Distancia Urbes	V8

Nota. Elaboración propia.

A continuación, se presentan los pesos obtenidos con el análisis de comparación por pares, los cuales fueron utilizados en la ecuación del índice de calidad de hábitat (**Tabla 14;Tabla 15**). Como resultado se obtuvo un modelo de calidad de hábitat que muestra las zonas óptimas en cuanto a disponibilidad de hábitat y requerimientos ecológicos del Puma (**Figura 11**).

Tabla 14

Matriz de comparación por pares para la especie Puma.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
V1	1,00	5,00	9,00	7,00	7,00	7,00	3,00	3,00
V2	0,20	1,00	3,00	5,00	7,00	5,00	0,14	0,14
V3	0,11	0,33	1,00	0,33	0,33	0,33	0,14	0,14
V4	0,14	3,00	3,00	1,00	3,00	1,00	0,14	0,14
V5	0,14	0,14	3,00	0,33	1,00	0,33	0,14	0,14
V6	0,14	0,20	3,00	1,00	3,00	1,00	0,14	0,14
V7	0,33	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
V8	0,33	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
Totales	2,41	23,68	36,00	28,67	35,33	28,67	5,71	5,71

Nota. Elaboración propia.

Tabla 15

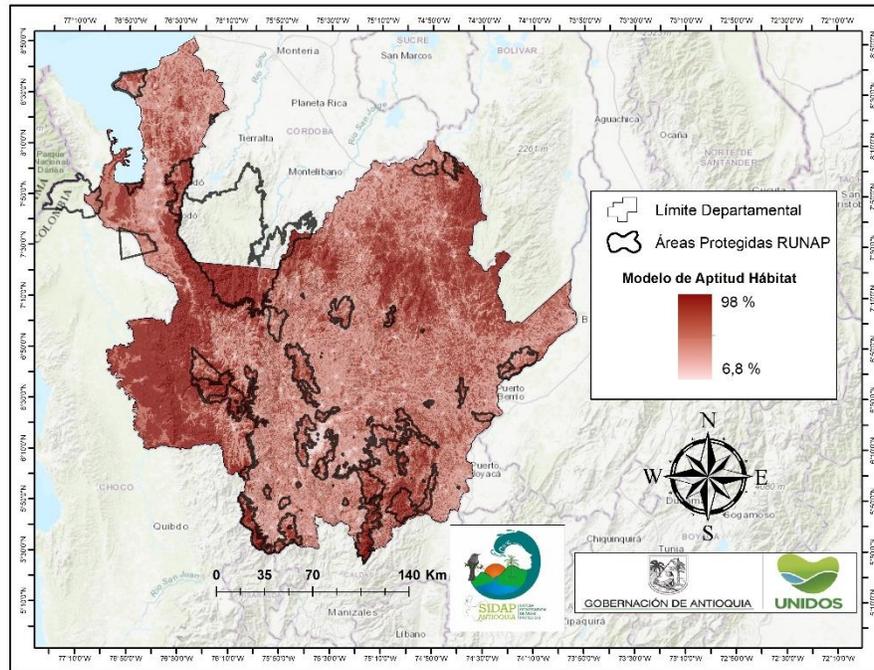
Matriz con los pesos de las covariables para la especie Puma.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	Peso Variable
V1	0,416	0,211	0,250	0,244	0,198	0,244	0,525	0,525	33%
V2	0,083	0,042	0,083	0,174	0,198	0,174	0,025	0,025	10%
V3	0,046	0,014	0,028	0,012	0,009	0,012	0,025	0,025	2%
V4	0,059	0,127	0,083	0,035	0,085	0,035	0,025	0,025	6%
V5	0,059	0,006	0,083	0,012	0,028	0,012	0,025	0,025	3%
V6	0,059	0,008	0,083	0,035	0,085	0,035	0,025	0,025	4%
V7	0,139	0,296	0,194	0,244	0,198	0,244	0,175	0,175	21%
V8	0,139	0,296	0,194	0,244	0,198	0,244	0,175	0,175	21%
Totales	1	1	1	1	1	1	1	1	100%

Nota. Elaboración propia.

Figura 11

Modelo de calidad de hábitat para el Puma.



Nota. Elaboración propia.

El resultado de los modelos espacialmente explícitos para el Puma nos indica que existen zonas potenciales con calidad de hábitat para un sinnúmero de especies en el área de análisis, estas áreas se encuentran categorizadas con valores de media y alta calidad de hábitat, cuentan con características óptimas y se agrupan en tres extensas zonas, una en el costado occidental y nor-occidental, nor-oriental y otra al costado sur oriente de Antioquia. De acuerdo con lo anterior, estas áreas son las que se encuentran menos habitadas y con menor densidad humana dentro de la zona de estudio, por tanto, pueden ser consideradas como áreas con buen potencial de hábitat dadas las características que presentan.

Además, para identificar la proporción de área de calidad de hábitat en el Departamento y para cada una de las jurisdicciones en las autoridades ambientales, el modelo fue recategorizado en cuartiles agrupando las áreas de la siguiente manera: Q1 (< 25%), Q2 (25% y 50%), Q3 (50% y 75%) y Q4 (> 75%). De esta forma podemos observar en cada ente territorial, cual es cubrimiento de cada cuartil y su distribución espacial (**Tabla 16; Figura 12**).

Lo que nos muestra que para esta especie la mayor proporción de área en el Departamento tiene una calidad de hábitat en el rango entre 25% y 50%, con áreas moderadamente transformadas, condición generalizada en todas las autoridades ambientales, con excepción de CORPOURABA, cuya mayor área se encuentra en el rango > 75%, cuyas áreas presentan los mejores atributos naturales.

Tabla 16

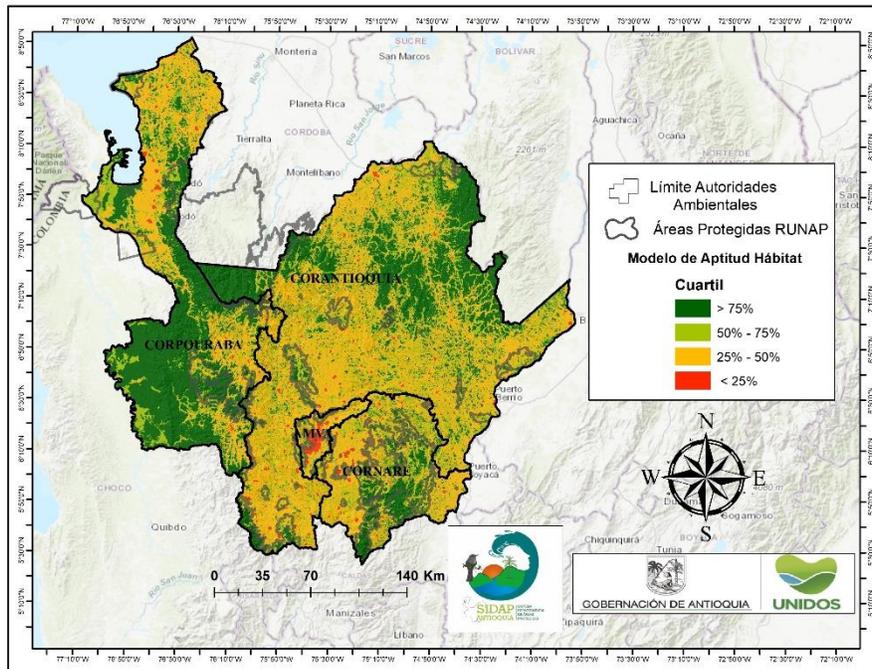
Distribución porcentual de los valores de calidad de hábitat en las autoridades ambientales de Antioquia, para la especie Puma.

AUTORIDAD AMBIENTAL	CALIDAD DE HÁBITAT (CUARTIL)			
	< 25%	25% - 50%	50% - 75%	> 75%
AMVA	16,6%	57,1%	22,0%	4,31%
CORANTIOQUIA	0,9%	46,0%	25,1%	27,9%
CORNARE	1,7%	48,0%	26,3%	24,0%
CORPOURABA	0,8%	30,3%	19,1%	49,8%
DEPARTAMENTO ANTIOQUIA	1,2%	41,7%	23,4%	33,5%

Nota. Elaboración propia.

Figura 12

Modelo de calidad de hábitat para el Puma en el departamento de Antioquia, distribuido en cuartiles.



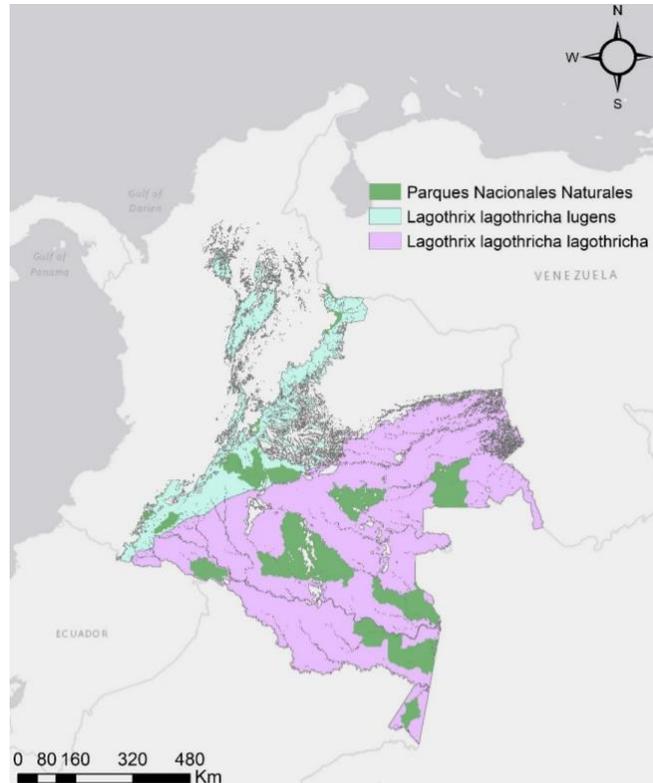
Nota. Elaboración propia.

Modelo de idoneidad de hábitat Mono Churuco (*Lagothrix lugens*).

El Mono Churuco es uno de los primates con mayor tamaño en América. La especie *L. lagotricha* se distribuye en los bosques húmedos de la Amazonía, en la cuenca del Orinoco y región Andina de Colombia, adicionalmente se encuentra en la zona nororiental de Perú y Ecuador, noroccidental de Brasil y suroccidental de Venezuela (Stevenson et al., 1994). *L. lagotricha lugens* se distribuye en el piedemonte de la cordillera y la vertiente oriental de la cordillera central hacia el valle del Magdalena y las estribaciones hacia Córdoba y Bolívar (Rodríguez-Bolaños et al., 2013) (Figura 13).

Figura 13

*Distribución potencial de *Lagothrix lagothericha* en Colombia con presencia de Parques Nacionales Naturales. Se diferencia la distribución de cada subespecie, *L. l. lugens* y *L. l. lagothericha*.*



Nota. Tomado de (D. Linero, 2018).

El pelaje del Mono Churuco o conocido también como mono lanudo oscila entre negro o marrón negruzco hasta gris claro; el vientre, la cabeza, los miembros y la cola tienen un tinte más oscuro. El pelo es corto, denso y suave. La cabeza es grande y redondeada, la cara aplanada y la nariz achatada. (JRank Articles, 2012).

La madurez tardía y los largos periodos intergenésicos de alrededor de 3 años, hace difícil la recuperación de la caza y otras amenazas. Las hembras son fértiles hasta los 5 o 6 años cuando dejan su grupo natal, pero no conciben sino hasta 1,5 a 3 años después. (Stevenson

y Link, 2008). Su dieta se basa principalmente frutos, seguido de hojas jóvenes, flores y otros alimentos como cortezas, madera y artrópodos. (Cifuentes et al., 2013).

Una vez realizada la reclasificación de cada una de las 7 covariables se construyó la matriz de comparación por pares (Saaty, 1980) para la especie de referencia, dicha matriz integro las siguientes capas temáticas: a) coberturas de la tierra y usos del suelo, b) pendiente, c) altitud, d) distancia a red de drenaje, e) distancia a lagunas, f) distancia a construcciones y g) distancia a vías, las cuales se ajustaron a los requerimientos ecológicos del Mono Churuco, estas fueron ponderadas para ser integradas en el respectivo índice de calidad de hábitat del paisaje para los dos periodos evaluados (**Tabla 17**).

Tabla 17

Covariables utilizadas en el modelo de calidad de hábitat.

Covariables	ID
Coberturas LULC	V1
Distancia Red Drenaje	V2
Distancia Lagunas	V3
Temperatura	V4
Pendientes	V5
Altura	V6
Distancia Vías	V7
Distancia Urbes	V8

Nota. Elaboración propia.

A continuación, se presentan los pesos obtenidos con el análisis de comparación por pares, los cuales fueron utilizados en la ecuación del índice de calidad de hábitat (**Tabla 18;Tabla 19**). Como resultado se obtuvo un modelo de calidad de hábitat que muestra las zonas óptimas en cuanto a disponibilidad de hábitat y requerimientos ecológicos del Mono Churuco (**Figura 14**).

Tabla 18

Matriz de comparación por pares para la especie Mono Churuco.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
V1	1,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	7,00	7,00
V2	0,11	1,00	1,00	5,00	5,00	5,00	0,14	0,14
V3	0,11	1,00	1,00	3,00	3,00	3,00	0,14	0,14
V4	0,11	0,20	0,33	1,00	0,33	1,00	0,14	0,14
V5	0,11	0,20	0,33	3,00	1,00	3,00	0,14	0,14
V6	0,11	0,20	0,33	1,00	0,33	1,00	0,14	0,14
V7	0,14	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
V8	0,14	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
Totales	1,84	25,60	26,00	36,00	32,67	36,00	9,71	9,71

Nota. Elaboración propia.

Tabla 19

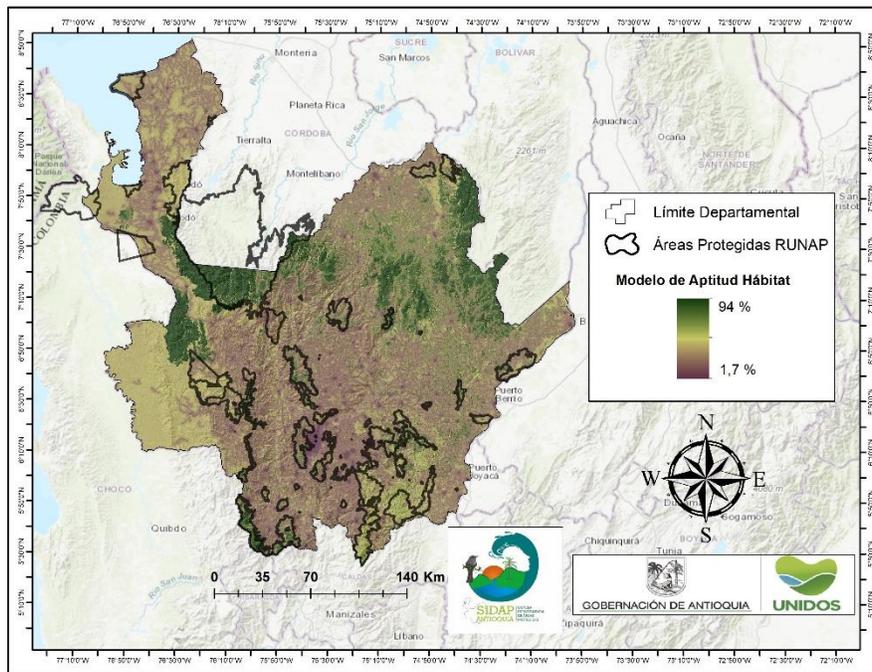
Matriz con los pesos de las covariables para la especie Mono Churuco.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	Peso Variable
V1	0,54	0,35	0,35	0,25	0,28	0,25	0,72	0,72	43%
V2	0,06	0,04	0,04	0,14	0,15	0,14	0,01	0,01	7%
V3	0,06	0,04	0,04	0,08	0,09	0,08	0,01	0,01	5%
V4	0,06	0,01	0,01	0,03	0,01	0,03	0,01	0,01	2%
V5	0,06	0,01	0,01	0,08	0,03	0,08	0,01	0,01	4%
V6	0,06	0,01	0,01	0,03	0,01	0,03	0,01	0,01	2%
V7	0,08	0,27	0,27	0,19	0,21	0,19	0,10	0,10	18%
V8	0,08	0,27	0,27	0,19	0,21	0,19	0,10	0,10	18%
Totales	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	100%

Nota. Elaboración propia.

Figura 14

Modelo de calidad de hábitat para el Mono Churuco.



Nota. Elaboración propia.

El resultado de los modelos espacialmente explícitos para el Mono Churuco nos indican que existen zonas potenciales con calidad de hábitat para un sinnúmero de especies en el área de análisis, estas áreas se encuentran categorizadas con valores de media y alta calidad de hábitat, cuentan con características óptimas y se agrupan en tres extensas zonas, una en el costado nor-oriental y otra al nor-occidente del área de análisis, de acuerdo a lo anterior estas áreas son las que se encuentran menos habitadas y con menor densidad humana dentro de la zona de estudio, por tanto pueden ser consideradas como áreas con buen potencial de hábitat dadas las características que presentan.

Además, para identificar la proporción de área de calidad de hábitat en el Departamento y para cada una de las jurisdicciones en las autoridades ambientales, el modelo fue recategorizado en cuartiles agrupando las áreas de la siguiente manera: Q1 (< 25%), Q2 (25% y 50%), Q3 (50% y 75%) y Q4 (> 75%). De esta forma podemos observar en cada ente territorial, cual es cubrimiento de cada cuartil y su distribución espacial (**Tabla 20; Figura 15**). Lo que nos muestra que para esta especie la mayor proporción de área en

el Departamento con una calidad de hábitat en el rango entre 25% y 50%, en áreas con moderado grado de transformación, condición que se manifiesta en las CAR, con excepción del AMVA cuya mayor área se encuentra en el rango < 25%, denotando ambientes más transformados.

Tabla 20

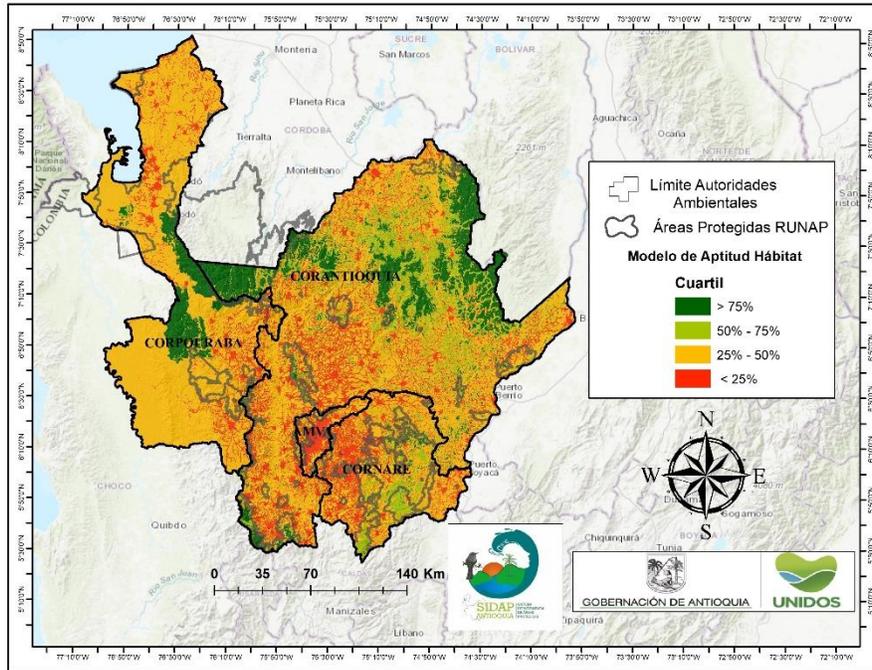
Distribución porcentual de los valores de calidad de hábitat en las autoridades ambientales de Antioquia, para la especie Mono Churuco.

AUTORIDAD AMBIENTAL	CALIDAD DE HÁBITAT (CUARTIL)			
	< 25%	25% - 50%	50% - 75%	> 75%
AMVA	54,7%	41,0%	3,1%	1,15%
CORANTIOQUIA	17,6%	49,5%	15,8%	16,9%
CORNARE	25,4%	58,7%	13,6%	2,2%
CORPOURABA	10,5%	79,1%	0,6%	9,7%
DEPARTAMENTO ANTIOQUIA	17,1%	59,5%	10,7%	12,5%

Nota. Elaboración propia.

Figura 15

Modelo de calidad de hábitat para el Mono Churuco en el departamento de Antioquia, distribuido en cuartiles.



Nota. Elaboración propia.

Modelo de idoneidad de hábitat Guagua Loba (*Dinomys branickii*).

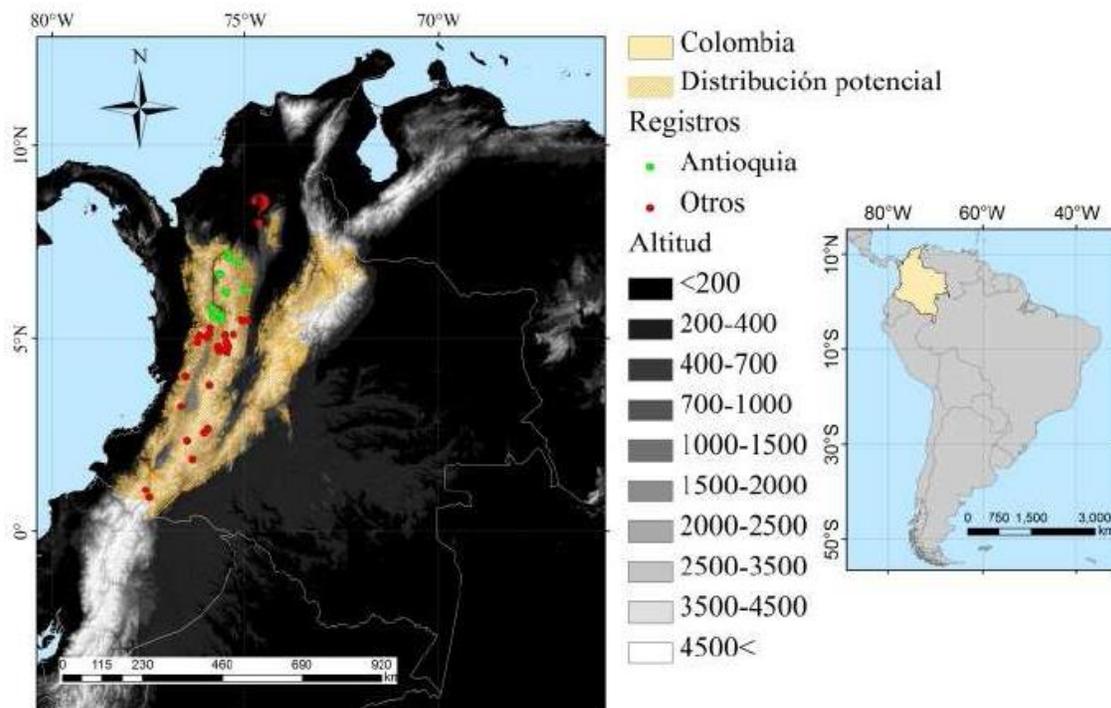
La Guagua Loba o pacarana es un roedor propio de la región andina, desde Venezuela hasta el piedemonte brasileño (White y Alberico, 1992). Particularmente en Colombia, la presencia de la especie se reporta en zonas de ecosistemas de montaña en los departamentos de Antioquia, Boyacá, Cauca, Chocó, Caldas, Caquetá, Cundinamarca, Huila, Nariño, Risaralda, Tolima, Norte de Santander y Valle del Cauca (Castaño et al., 2003, Ramírez-Chaves y Pérez 2010, Saavedra- Rodríguez et al., 2010, Ramírez-Chaves y Noguera, 2010, Saavedra-Rodríguez et al., 2012, Solari et al., 2013) (**Figura 16**). En Antioquia es poco lo que se conoce sobre la distribución de la especie. Hasta el momento sólo se conocían reportes anecdóticos y sin localidades específicas en las subregiones Valle de Aburrá, Norte, Suroeste y Oriente (Cuartas-Calle y Muñoz-Arango, 2003).

Es el roedor más grande de los que habitan la región Andina de Sudamérica y el único representante de la familia Dinomyidae. La especie habita principalmente zonas de superficies rocosas y pendientes dentro de áreas de bosques protectores de quebradas.

La Guagua Loba es uno de los mamíferos andinos más escasos y menos conocidos. Es de gran tamaño y de cuerpo robusto. Los machos en la edad adulta llegan a pesar entre 18 y 20 libras, lo cual equivale a 9 y 10 kilogramos. Las hembras adultas son algo más pequeñas con un peso alrededor de 16 libras (8 kilogramos). El pelaje de ambos es denso de color castaño oscuro o negro, salpicado con pelos blancos. Por esto la “guagua loba” toma un color grisáceo. Woods (1984) y White y Alberico (1992) sostienen que es herbívoro o fitófago estricto, que incluye en su dieta frutos de palmas, de hojas y de tallos. La especie vive en grupos familiares conformados por pocos miembros, usualmente no mayores a ocho individuos. La gestación es muy larga, llegando desde los 223 hasta los 283 días lo que la hace una especie con baja natalidad.

Figura 16

Distribución potencial de la Guagua Loba Dinomys branickii en Colombia.



Nota. Tomado de (Arias et al., 2014)

Una vez realizada la reclasificación de cada una de las 7 covariables (**Tabla 21**) se construyó la matriz de comparación por pares (Saaty, 1980) para la especie de referencia, dicha matriz integro las siguientes capas temáticas: a) coberturas de la tierra y usos del suelo, b) pendiente, c) altitud, d) distancia a red de drenaje, e) distancia a lagunas, f) distancia a construcciones y g) distancia a vías, las cuales se ajustaron a los requerimientos ecológicos de la Guagua Loba, estas fueron ponderadas para ser integradas en el respectivo índice de calidad de hábitat del paisaje para los dos periodos evaluados.

Tabla 21

Covariables utilizadas en el modelo de calidad de hábitat.

Covariables	ID
Coberturas LULC	V1
Distancia Red Drenaje	V2
Distancia Lagunas	V3
Temperatura	V4
Pendientes	V5
Altura	V6
Distancia Vías	V7
Distancia Urbes	V8

Nota. Elaboración propia.

A continuación, se presentan los pesos obtenidos con el análisis de comparación por pares, los cuales fueron utilizados en la ecuación del índice de calidad de hábitat (**Tabla 22;Tabla 23**). Como resultado se obtuvo un modelo de calidad de hábitat que muestra las zonas óptimas en cuanto a disponibilidad de hábitat y requerimientos ecológicos de la Guagua Loba (**Figura 17**).

Tabla 22

Matriz de comparación por pares para la especie Guagua Loba.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
V1	1,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	7,00	7,00
V2	0,11	1,00	1,00	5,00	5,00	5,00	0,14	0,14
V3	0,11	1,00	1,00	3,00	3,00	3,00	0,14	0,14
V4	0,11	0,20	0,33	1,00	0,33	1,00	0,14	0,14
V5	0,11	0,20	0,33	3,00	1,00	3,00	0,14	0,14
V6	0,11	0,20	0,33	1,00	0,33	1,00	0,14	0,14
V7	0,14	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
V8	0,14	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
Totales	1,84	25,60	26,00	36,00	32,67	36,00	9,71	9,71

Nota. Elaboración propia.

Tabla 23

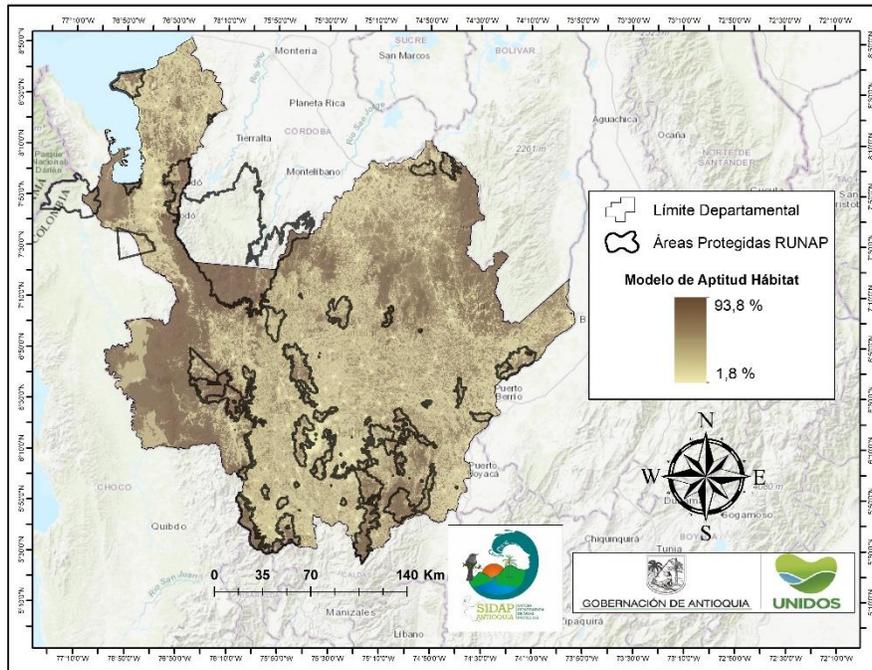
Matriz con los pesos de las covariables para la especie Guagua Loba.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	Peso Variable
V1	0,543	0,352	0,346	0,250	0,276	0,250	0,721	0,721	43%
V2	0,060	0,039	0,038	0,139	0,153	0,139	0,015	0,015	7%
V3	0,060	0,039	0,038	0,083	0,092	0,083	0,015	0,015	5%
V4	0,060	0,008	0,013	0,028	0,010	0,028	0,015	0,015	2%
V5	0,060	0,008	0,013	0,083	0,031	0,083	0,015	0,015	4%
V6	0,060	0,008	0,013	0,028	0,010	0,028	0,015	0,015	2%
V7	0,078	0,273	0,269	0,194	0,214	0,194	0,103	0,103	18%
V8	0,078	0,273	0,269	0,194	0,214	0,194	0,103	0,103	18%
Totales	1	1	1	1	1	1	1	1	100%

Nota. Elaboración propia.

Figura 17

Modelo de calidad de hábitat para la Guagua Loba.



Nota. Elaboración propia.

El resultado de los modelos espacialmente explícitos para la Guagua Loba nos indican que existen zonas potenciales con calidad de hábitat para un sinnúmero de especies en el área de análisis, estas áreas se encuentran categorizadas con valores de media y alta calidad de hábitat, cuentan con características óptimas y se agrupan extensas zonas, en el costado noroccidental, otra al costado sur-oriental y otra al occidente y noroccidente de Antioquia, de acuerdo a lo anterior estas áreas pueden ser consideradas como zonas con buen potencial de hábitat dadas las características que presentan.

Además, para identificar la proporción de área de calidad de hábitat en el Departamento y para cada una de las jurisdicciones en las autoridades ambientales, el modelo fue recategorizado en cuartiles agrupando las áreas de la siguiente manera: Q1 (< 25%), Q2 (25% y 50%), Q3 (50% y 75%) y Q4 (> 75%). De esta forma podemos observar en cada ente territorial, cual es cubrimiento de cada cuartil y su distribución espacial (**Tabla 24; Figura 18**).

Lo que nos muestra que para esta especie la mayor proporción de área de calidad de hábitat se encuentra en el rango entre 25% y 50%, tanto en el Departamento como para las CAR, con excepción de CORPOURABA cuya mayor área se encuentra en el rango > 75%, con territorios más naturales, mientras en la jurisdicción del AMVA también cuenta con una proporción de calidad de hábitat alta en el rango < 25%, por ser este con alto grado de transformación.

Tabla 24

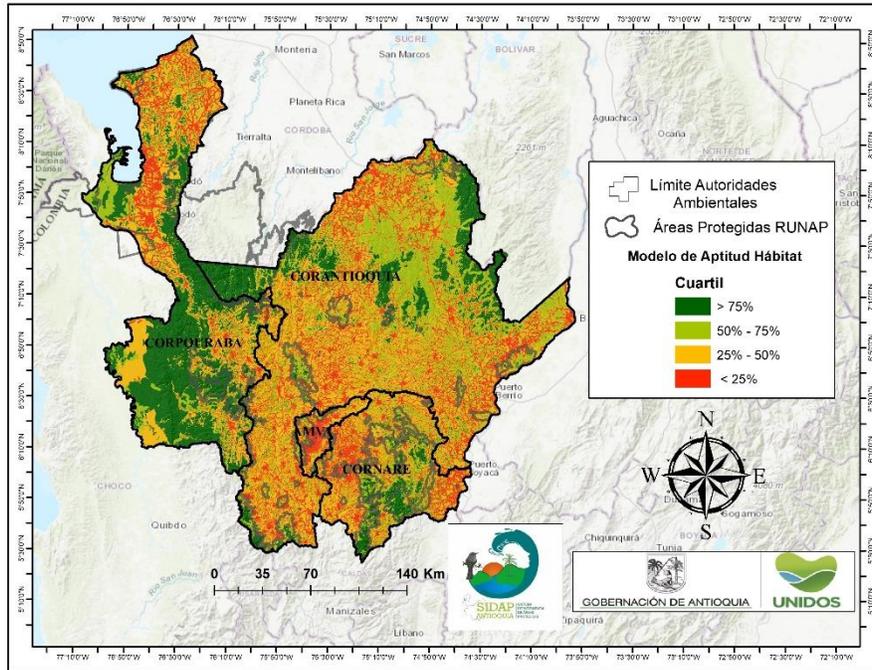
Distribución porcentual de los valores de calidad de hábitat en las autoridades ambientales de Antioquia, para la especie Guagua Loba.

AUTORIDAD AMBIENTAL	CALIDAD DE HÁBITAT (CUARTIL)			
	< 25%	25% - 50%	50% - 75%	> 75%
AMVA	42,8%	44,2%	11,6%	1,43%
CORANTIOQUIA	20,3%	36,2%	29,7%	13,6%
CORNARE	23,8%	37,7%	24,8%	13,6%
CORPOURABA	13,6%	30,7%	14,5%	41,1%
DEPARTAMENTO ANTIOQUIA	19,1%	34,9%	24,2%	21,7%

Nota. Elaboración propia.

Figura 18

Modelo de calidad de hábitat para la Guagua Loba en el departamento de Antioquia, distribuido en cuartiles.



Nota. Elaboración propia.

Modelo de idoneidad de hábitat Nutria (*Lontra longicaudis*).

En Colombia, la distribución de la Nutria Neotropical (*Lontra longicaudis*), incluye las cinco regiones naturales del país: Amazonia, Orinoquia, Pacífico, Caribe y Andina (Alberico et al. 2000, Trujillo et al. 2016). Este mamífero habita en una gran variedad de ecosistemas de clima frío a templado desde bosques deciduos o tropicales, sabanas, llanos, pantanos (Emmons y Feer, 1997), en ambientes costeros (Alarcon y Simões-Lopes, 2004), ríos altoandinos (Botero-Botero, 2013) en lagos, zonas estuarinas, sistemas de riego y embalses, bordeados por una zona amplia de vegetación boscosa media o alta. Es considerada uno de los carnívoros más importantes en los ecosistemas acuáticos con una dieta piscívora, carnívora e insectívora, además de frutos (**Figura 19**).

Figura 19
Distribución potencial de la Nutria.

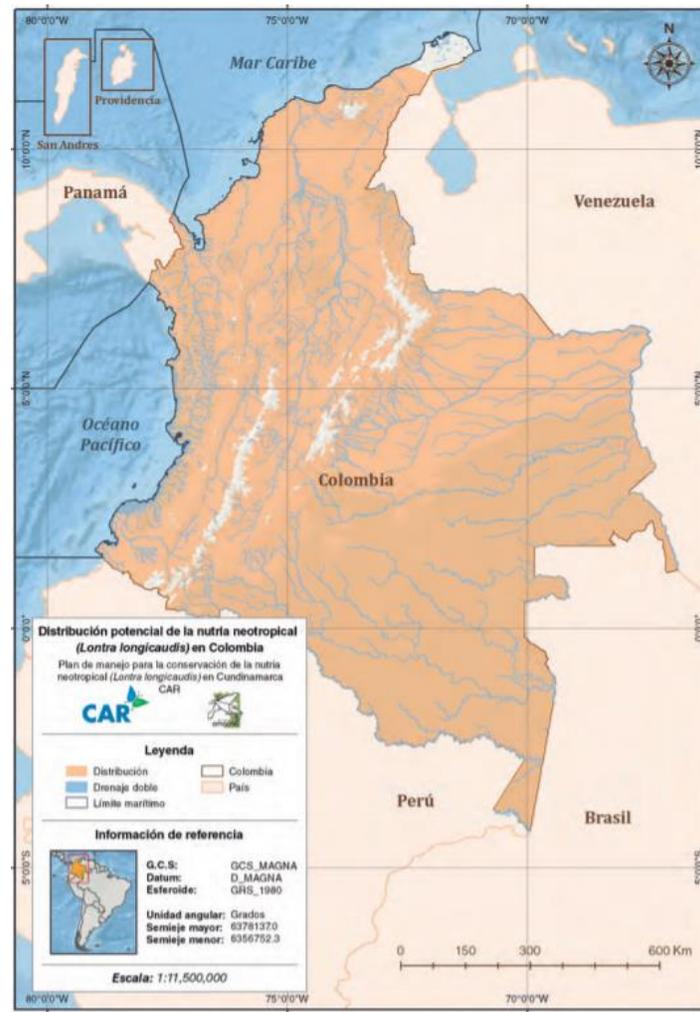


Figura 1. Distribución potencial de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en Colombia.

Nota. Tomado de (Mosquera et al., 2018).

Es usualmente solitaria, sin embargo, ha sido observada en grupos de máximo tres individuos compuesta por la hembra y sus crías. El macho por lo general acompaña a la hembra durante el celo y el resto de su vida generalmente es solitaria. Sus hábitos de alimentación o forrajeo son diurnos y la mayoría de sus actividades son realizadas durante

el día, raramente efectúa actividades en la noche, aunque dependiendo de su distribución, en algunos lugares, la nutria puede tener hábitos completamente nocturnos provocados por la presencia humana (Lariviere, 1999).

Una vez realizada la reclasificación de cada una de las 7 covariables se construyó la matriz de comparación por pares (Saaty, 1980) para la especie de referencia, dicha matriz integro las siguientes capas temáticas: a) coberturas de la tierra y usos del suelo, b) pendiente, c) altitud, d) distancia a red de drenaje, e) distancia a lagunas, f) distancia a construcciones y g) distancia a vías, las cuales se ajustaron a los requerimientos ecológicos de la Nutria, estas fueron ponderadas para ser integradas en el respectivo índice de calidad de hábitat del paisaje para los dos periodos evaluados.

Tabla 25

Covariables utilizadas en el modelo de calidad de hábitat.

Covariables	ID
Coberturas LULC	V1
Distancia Red Drenaje	V2
Distancia Lagunas	V3
Temperatura	V4
Pendientes	V5
Altura	V6
Distancia Vías	V7
Distancia Urbes	V8

Nota. Elaboración propia.

A continuación, se presentan los pesos obtenidos con el análisis de comparación por pares, los cuales fueron utilizados en la ecuación del índice de calidad de hábitat (**Tabla 26;Tabla 27**). Como resultado se obtuvo un modelo de calidad de hábitat que muestra las zonas óptimas en cuanto a disponibilidad de hábitat y requerimientos ecológicos de la Nutria (**Figura 20**).

Tabla 26

Matriz de comparación por pares para la especie Nutria.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
V1	1,00	1,00	1,00	7,00	7,00	7,00	3,00	3,00
V2	1,00	1,00	1,00	7,00	7,00	7,00	5,00	5,00
V3	1,00	1,00	1,00	7,00	7,00	7,00	5,00	5,00
V4	0,14	0,14	0,14	1,00	0,14	0,14	0,14	0,14
V5	0,14	0,14	0,14	0,33	1,00	0,33	0,14	0,14
V6	0,14	0,14	0,14	1,00	3,00	1,00	0,14	0,14
V7	0,33	0,20	0,20	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
V8	0,33	0,20	0,20	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
Totales	4,10	3,83	3,83	37,33	39,14	36,48	15,43	15,43

Nota. Elaboración propia.

Tabla 27

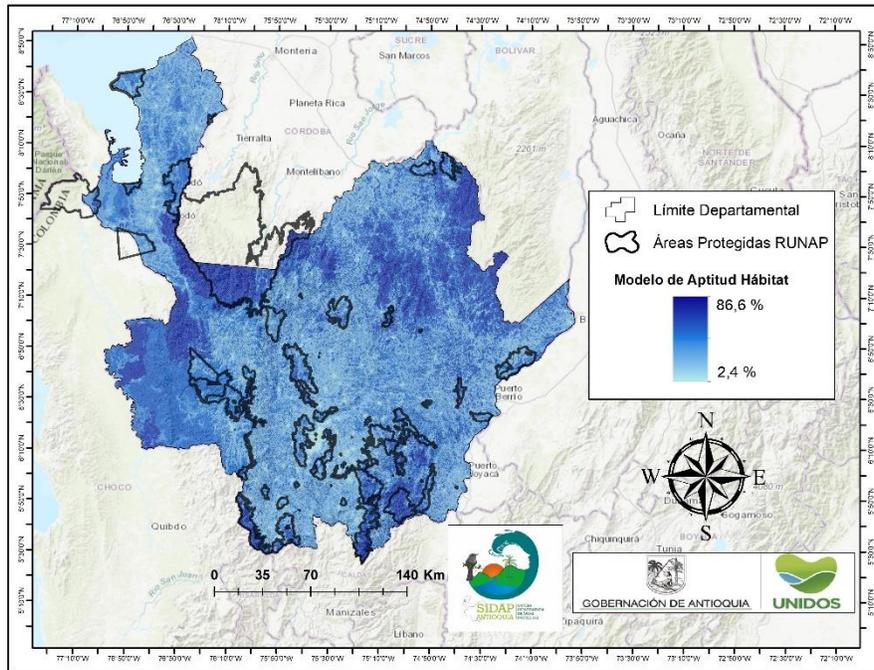
Matriz con los pesos de las covariables para la especie Nutria.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	Peso Variable
V1	0,244	0,261	0,261	0,188	0,179	0,192	0,194	0,194	21%
V2	0,244	0,261	0,261	0,188	0,179	0,192	0,324	0,324	25%
V3	0,244	0,261	0,261	0,188	0,179	0,192	0,324	0,324	25%
V4	0,035	0,037	0,037	0,027	0,004	0,004	0,009	0,009	2%
V5	0,035	0,037	0,037	0,009	0,026	0,009	0,009	0,009	2%
V6	0,035	0,037	0,037	0,027	0,077	0,027	0,009	0,009	3%
V7	0,081	0,052	0,052	0,188	0,179	0,192	0,065	0,065	11%
V8	0,081	0,052	0,052	0,188	0,179	0,192	0,065	0,065	11%
Totales	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	100%

Nota. Elaboración propia.

Figura 20

Modelo de calidad de hábitat para la Nutria.



Nota. Elaboración propia.

El resultado de los modelos espacialmente explícitos para la Nutria nos indican que existen zonas potenciales con calidad de hábitat para un sinnúmero de especies en el área de análisis, estas áreas se encuentran categorizadas con valores de media y alta calidad de hábitat, cuentan con características óptimas y se agrupan en tres extensas zonas, una en el costado nor-oriental, otra al costado sur oriental y otra al occidente y noroccidente de Antioquia, de acuerdo a lo anterior estas áreas tienen buen potencial de hábitat dadas las características que presentan.

Además, para identificar la proporción de área de calidad de hábitat en el Departamento y para cada una de las jurisdicciones en las autoridades ambientales, el modelo fue recategorizado en cuartiles agrupando las áreas de la siguiente manera: Q1 (< 25%), Q2 (25% y 50%), Q3 (50% y 75%) y Q4 (> 75%). De esta forma podemos observar en cada ente territorial, cual es cubrimiento de cada cuartil y su distribución espacial (**Tabla 28; Figura 21**).

Lo que nos muestra que para esta especie la mayor proporción de calidad de hábitat se encuentra en el rango entre 25% y 50%, tanto en el departamento como para las CAR, con excepción del AMVA cuya mayor área se encuentra en el rango < 25%.

Tabla 28

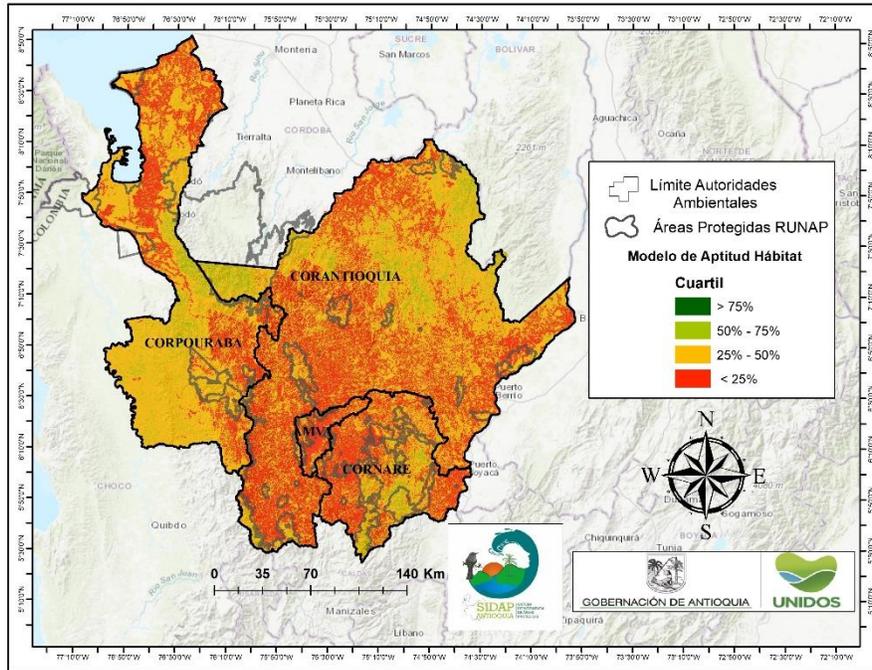
Distribución porcentual de los valores de calidad de hábitat en las autoridades ambientales de Antioquia, para la especie Nutria.

AUTORIDAD AMBIENTAL	CALIDAD DE HÁBITAT (CUARTIL)			
	< 25%	25% - 50%	50% - 75%	> 75%
AMVA	68,4%	31,1%	0,5%	0,001%
CORANTIOQUIA	39,5%	53,6%	6,7%	0,001%
CORNARE	44,2%	50,1%	5,7%	0,000%
CORPOURABA	25,8%	68,3%	5,8%	0,000%
DEPARTAMENTO ANTIOQUIA	36,5%	57,2%	6,2%	0,001%

Nota. Elaboración propia.

Figura 21

Modelo de calidad de hábitat para la Nutria en el departamento de Antioquia, distribuido en cuartiles.



Nota. Elaboración propia.

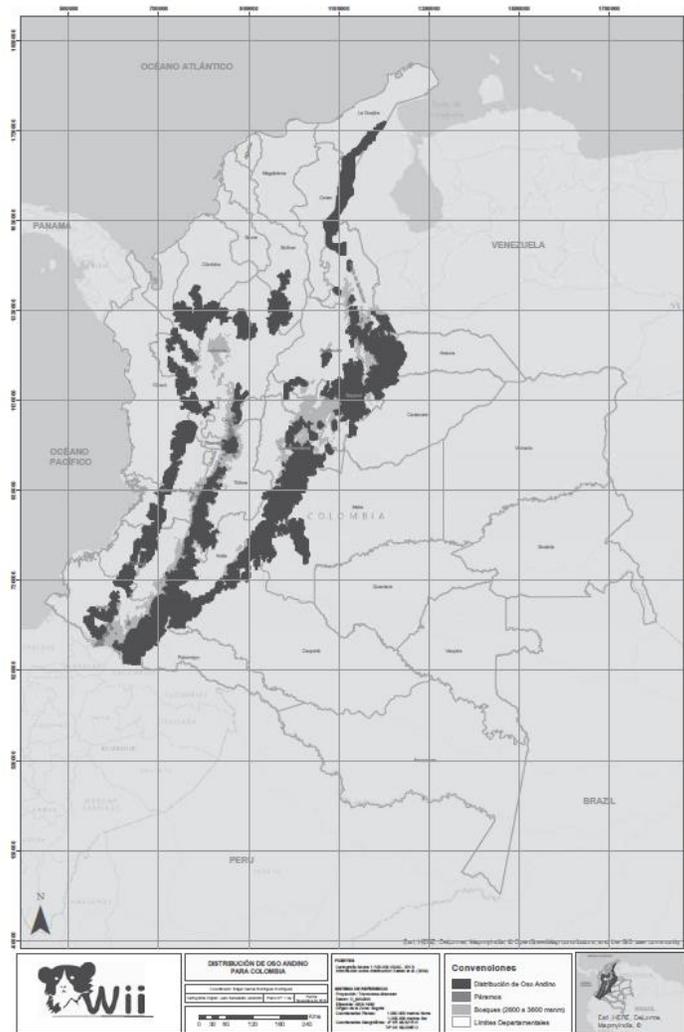
Modelo de idoneidad de hábitat Oso de Anteojos (*Tremarctos ornatus*).

El Oso de Anteojos u Oso Andino hace presencia en la cordillera de los Andes desde la Serranía de portuguesa en Venezuela y de Perijá en Colombia, hasta el norte de Argentina. En Colombia, el oso sufre una reducción de su hábitat y de su población, debido a la expansión de la frontera agrícola, el desarrollo de infraestructuras, la cacería en retaliación por conflicto oso-gente en las áreas agrícolas y ganaderas (**Figura 22**).

Su hábitat está constituido por los biomas de la montaña, tanto húmedos como secos y zonas de chaparral desértico y espinoso (Goldstein et al., 2008a y 2008b). Suelen construir su nido en el suelo o también en arboles altos con el propósito de descansar y alimentarse sin interrupciones. Son animales de actividad diurna, nocturna y crepuscular; su actividad es notable a cualquier hora del día. Pueden encontrarse generalmente individuos solos, en parejas o hembras con crías.

Figura 22

Distribución de los hábitats potenciales para el Oso de Anteojos.



Nota. Tomado de (Kattan et al., 2004).

Su peso y tamaño pueden oscilar entre 70 a 195 kg y mide de 1,5 a 2,1 m; el macho es más grande que la hembra, su coloración es negra o café negruzca, con pelo áspero, largo y esparcido, el hocico es café claro, blanco o crema, y la cara tiene una línea que se extiende sobre y alrededor de los ojos, la nariz, las mejillas, y baja por el cuello hasta el pecho.

Generalmente su dieta incluye frutos maduros, cogollos de bromelias, partes tiernas de palmas, bulbos de orquídeas o incluso cortezas de árboles (Castellanos et al., 2005). Sin embargo, sus hábitos alimenticios pueden cambiar acorde al lugar en el que se encuentre y de la disponibilidad de los recursos (Peralvo et al., 2005). Si el alimento es escaso, puede incluso llegar a cazar venados, roedores y en ocasiones terneros (Goldstein, 2002; Castellanos et al., 2010).

Una vez realizada la reclasificación de cada una de las 7 covariables (**Tabla 29**), se construyó la matriz de comparación por pares (Saaty, 1980) para la especie de referencia, dicha matriz integro las siguientes capas temáticas: a) coberturas de la tierra y usos del suelo, b) pendiente, c) altitud, d) distancia a red de drenaje, e) distancia a lagunas, f) distancia a construcciones y g) distancia a vías, las cuales se ajustaron a los requerimientos ecológicos del Oso de Anteojos, estas fueron ponderadas para ser integradas en el respectivo índice de calidad de hábitat del paisaje para los dos periodos evaluados.

Tabla 29

Covariables utilizadas en el modelo de calidad de hábitat.

Covariables	ID
Coberturas LULC	V1
Distancia Red Drenaje	V2
Distancia Lagunas	V3
Temperatura	V4
Pendientes	V5
Altura	V6
Distancia Vías	V7
Distancia Urbes	V8

Nota. Elaboración propia.

A continuación, se presentan los pesos obtenidos con el análisis de comparación por pares, los cuales fueron utilizados en la ecuación del índice de calidad de hábitat (**Tabla 30;Tabla 31**). Como resultado se obtuvo un modelo de calidad de hábitat que muestra las zonas óptimas en cuanto a disponibilidad de hábitat y requerimientos ecológicos del Oso de Anteojos (**Figura 23**).

Tabla 30

Matriz de comparación por pares para la especie Oso de Anteojos.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
V1	1,00	5,00	9,00	7,00	3,00	7,00	3,00	3,00
V2	0,20	1,00	3,00	5,00	0,33	5,00	0,14	0,14
V3	0,11	0,33	1,00	0,33	0,20	0,33	0,14	0,14
V4	0,14	3,00	3,00	1,00	1,00	1,00	0,14	0,14
V5	0,33	3,00	5,00	1,00	1,00	3,00	0,14	0,14
V6	0,14	0,20	3,00	1,00	0,33	1,00	0,14	0,14
V7	0,33	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
V8	0,33	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	1,00	1,00
Totales	2,60	26,53	38,00	29,33	19,87	31,33	5,71	5,71

Nota. Elaboración propia.

Tabla 31

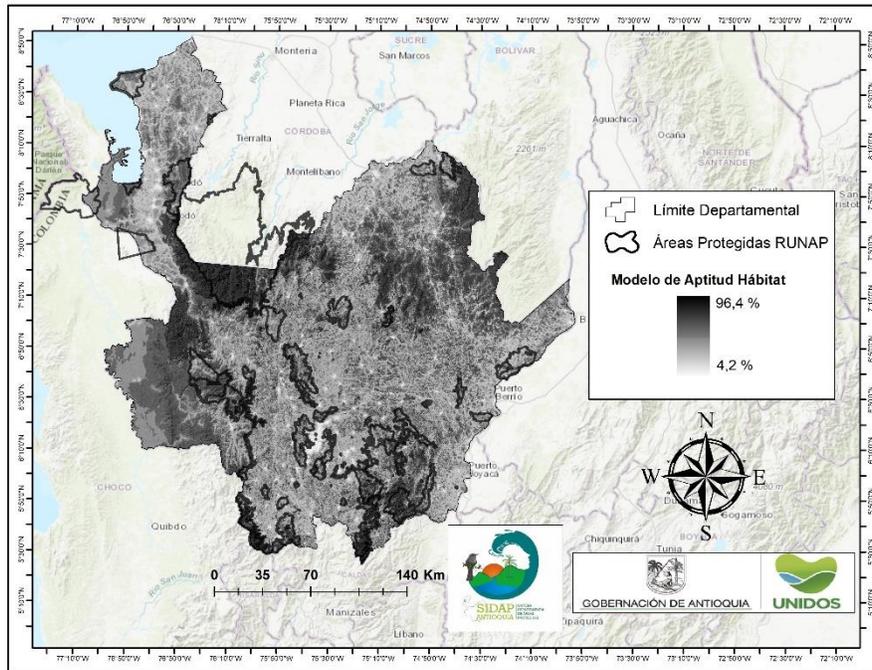
Matriz con los pesos de las covariables para la especie Oso de Anteojos.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	Peso Variable
V1	0,385	0,188	0,237	0,239	0,151	0,223	0,525	0,525	31%
V2	0,077	0,038	0,079	0,170	0,017	0,160	0,025	0,025	7%
V3	0,043	0,013	0,026	0,011	0,010	0,011	0,025	0,025	2%
V4	0,055	0,113	0,079	0,034	0,050	0,032	0,025	0,025	5%
V5	0,128	0,113	0,132	0,034	0,050	0,096	0,025	0,025	8%
V6	0,055	0,008	0,079	0,034	0,017	0,032	0,025	0,025	3%
V7	0,128	0,264	0,184	0,239	0,352	0,223	0,175	0,175	22%
V8	0,128	0,264	0,184	0,239	0,352	0,223	0,175	0,175	22%
Totales	1	1	1	1	1	1	1	1	100%

Nota. Elaboración propia.

Figura 23

Modelo de calidad de hábitat para el Oso de Anteojos.



Nota. Elaboración propia.

El resultado de los modelos espacialmente explícitos para el Oso de Anteojos nos indica que existen zonas potenciales con calidad de hábitat para un sinnúmero de especies en el área de análisis, estas áreas se encuentran categorizadas con valores de media y alta calidad de hábitat, cuentan con características óptimas y se agrupan en cuatro zonas, una zona en el costado nor-oriental, otra al costado sur-oriental, otra al occidente y nor occidente de Antioquia. De acuerdo con lo anterior estas áreas son las que se encuentran menor intervención humana dentro de la zona de estudio, por tanto, pueden ser consideradas como áreas con buen potencial de hábitat dadas las características que presentan.

Además, para identificar la proporción de área de calidad de hábitat en el Departamento y para cada una de las jurisdicciones en las autoridades ambientales, el modelo fue recategorizado en cuartiles agrupando las áreas de la siguiente manera: Q1 (< 25%), Q2 (25% y 50%), Q3 (50% y 75%) y Q4 (> 75%). De esta forma podemos observar en cada ente territorial, cual es cubrimiento de cada cuartil y su distribución espacial (**Tabla 32; Figura 24**).

Para esta especie la mayor proporción de área se encuentra en el rango entre 25% y 50% de calidad de hábitat, las cuales representa territorios transformados y en uso. Esta característica se manifiesta en cada una de las jurisdicciones de las autoridades ambientales y en términos generales para Antioquia, con excepción de CORPOURABA cuya mayor área se encuentra entre el rango 50% y 75%.

Tabla 32

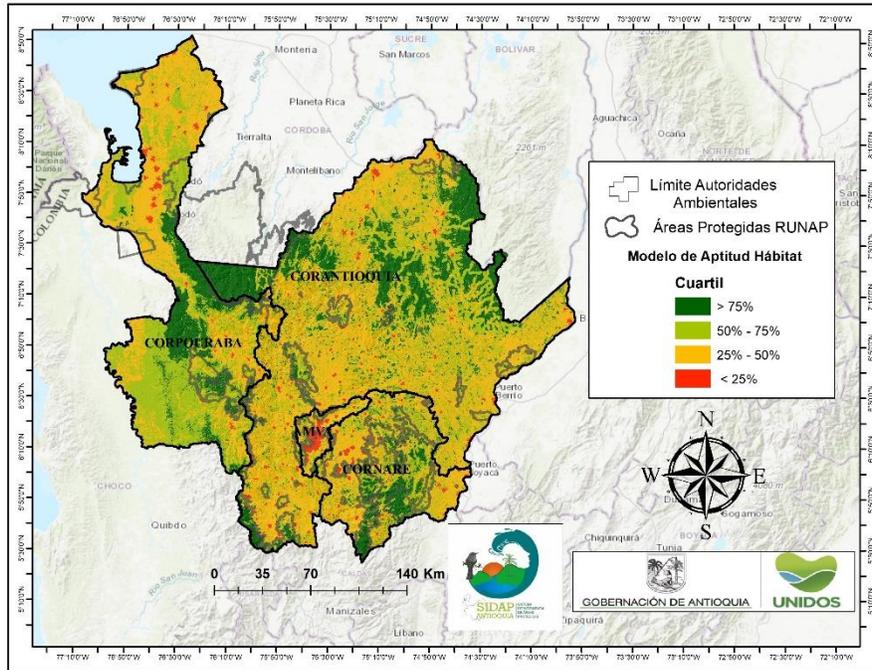
Distribución porcentual de los valores de calidad de hábitat en las autoridades ambientales de Antioquia, para la especie Oso de Anteojos.

AUTORIDAD AMBIENTAL	CALIDAD DE HÁBITAT (CUARTIL)			
	< 25%	25% - 50%	50% - 75%	> 75%
AMVA	17,8%	55,7%	22,3%	4,3%
CORANTIOQUIA	1,3%	48,9%	29,0%	20,5%
CORNARE	2,3%	48,6%	29,5%	19,6%
CORPOURABA	1,5%	40,2%	43,7%	14,6%
DEPARTAMENTO ANTIOQUIA	1,8%	46,4%	33,4%	18,3%

Nota. Elaboración propia.

Figura 24

Modelo de calidad de hábitat para el Oso de Anteojos en el departamento de Antioquia, distribuido en cuartiles.



Nota. Elaboración propia.

Modelo de idoneidad de hábitat Manatí (*Trichechus manatus*).

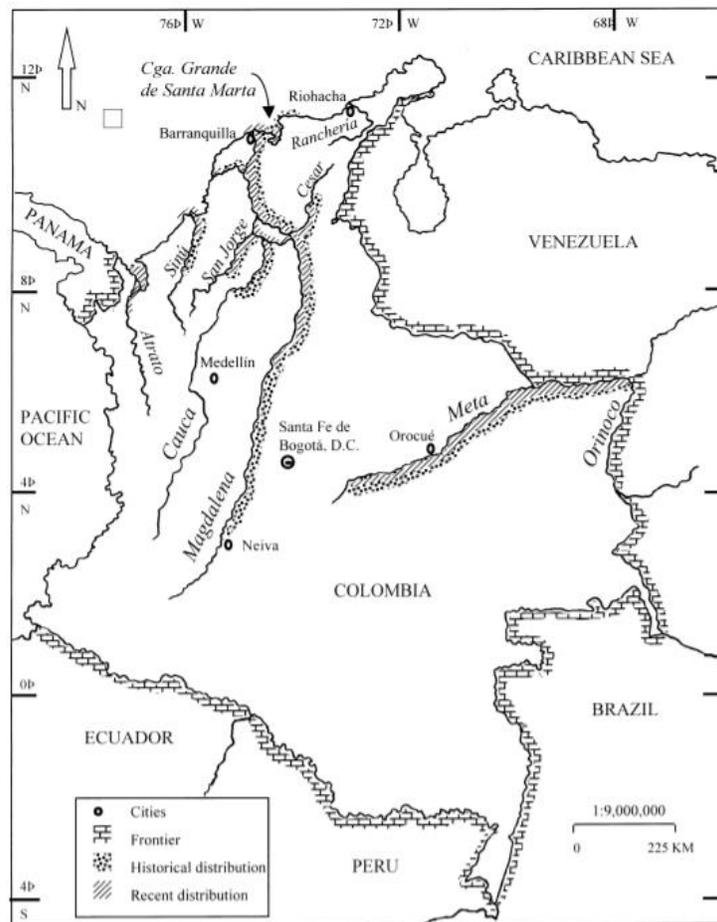
Son mamíferos acuáticos que se encuentra distribuidos en las costas sobre el mar Caribe, desde el sureste de los Estados Unidos, México, el océano Atlántico en las Antillas y en las costas del norte de Sur América. En Colombia, se encuentra en el Caribe, la cuenca del Orinoco y parte del río Magdalena: su distribución actual en este río cubre aparentemente desde Puerto Berrío, Antioquia, hasta su desembocadura en Bocas de Ceniza y el Canal del Dique (**Figura 25**).

Habita en aguas costeras, en estuarios (desembocadura de un río caudaloso en el mar, con forma semejante al corte de un embudo) y dulces del trópico y subtrópico, así como en sistemas de ciénagas. Los manatís son animales migratorios, son capaces de desplazarse a varios kilómetros de distancia de sus lugares de origen. (Marmontel et al., 2002, Kendall et al., 2014). Esta especie es mayormente herbívora, se alimenta de una gran cantidad de

plantas, sin embargo, en ocasiones pueden ingerir algas asociadas a plantas vasculares al igual que larvas de insectos, anfípodos, moluscos, crustáceos y otros invertebrados. (Hartam, 1979; Nabor, 1971)

Figura 25

Distribución de los hábitats potenciales para el Manatí.



Nota. Tomado de (Montoya-Ospina et al., 2001).

La tasa de reproducción de los manatíes es baja ya que no son sexualmente maduros hasta alrededor de los cinco años. Se cree que una cría nace cada dos a cinco años, y los gemelos son poco frecuentes. El período de gestación es de 13 meses. Es un animal de grandes

proporciones, el color de la piel en los adultos varía de gris a café, algunas tonalidades verdes de su cuerpo dependen de organismos como algas, que crecen sobre una piel de textura áspera. Algunos manatíes pueden medir 3.9 m y tener un peso de 1500 kg, generalmente alcanzan una longitud de 3 m y un peso de 360 a 540 kg. Las hembras pueden ser más grandes y pesadas que los machos (Brook y Sartucci, 1989).

Una vez realizada la reclasificación de cada una de las 7 covariables (**Tabla 33**) se construyó la matriz de comparación por pares (Saaty, 1980) para la especie de referencia, dicha matriz integro las siguientes capas temáticas: a) coberturas de la tierra y usos del suelo, b) pendiente, c) altitud, d) distancia a red de drenaje, e) distancia a lagunas, f) distancia a construcciones y g) distancia a vías, las cuales se ajustaron a los requerimientos ecológicos del Manatí, estas fueron ponderadas para ser integradas en el respectivo índice de calidad de hábitat del paisaje para los dos periodos evaluados.

Tabla 33

Covariables utilizadas en el modelo de calidad de hábitat.

Covariables	ID
Coberturas LULC	V1
Distancia Red Drenaje	V2
Distancia Lagunas	V3
Temperatura	V4
Pendientes	V5
Altura	V6
Distancia Vías	V7
Distancia Urbes	V8

Nota. Elaboración propia.

A continuación, se presentan los pesos obtenidos con el análisis de comparación por pares, los cuales fueron utilizados en la ecuación del índice de calidad de hábitat (**Tabla 34;Tabla 35**). Como resultado se obtuvo un modelo de calidad de hábitat que muestra las zonas óptimas en cuanto a disponibilidad de hábitat y requerimientos ecológicos del Manatí (**Figura 26**).

Tabla 34

Matriz de comparación por pares para la especie Manatí.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
V1	1,000	3,000	1,000	7,000	3,000	7,000	3,000	3,000
V2	3,000	1,000	0,111	7,000	3,000	7,000	3,000	3,000
V3	9,000	9,000	1,000	9,000	9,000	9,000	9,000	9,000
V4	0,143	0,143	0,111	1,000	0,200	1,000	0,143	0,143
V5	0,200	0,333	0,111	0,200	1,000	5,000	0,200	0,200
V6	0,143	0,143	0,111	1,000	0,200	1,000	0,143	0,143
V7	0,333	0,333	0,111	7,000	5,000	7,000	1,000	1,000
V8	0,333	0,333	0,111	7,000	5,000	7,000	1,000	1,000
Totales	14,152	14,286	2,667	39,200	26,400	44,000	17,486	17,486

Nota. Elaboración propia.

Tabla 35

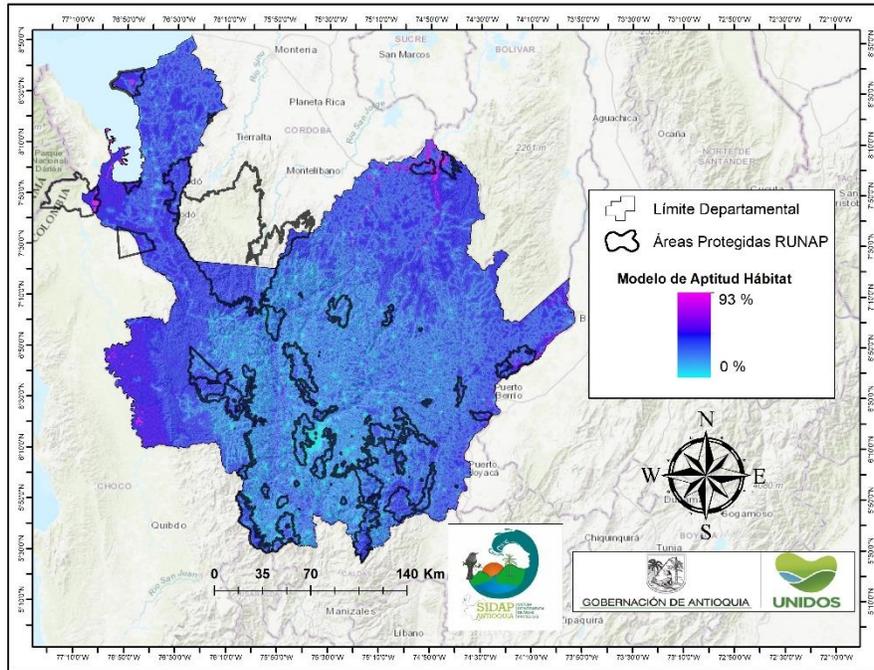
Matriz con los pesos de las covariables para la especie Manatí.

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	Peso Variable
V1	0,071	0,210	0,375	0,179	0,114	0,159	0,172	0,172	18%
V2	0,212	0,070	0,042	0,179	0,114	0,159	0,172	0,172	14%
V3	0,636	0,630	0,375	0,230	0,341	0,205	0,515	0,515	43%
V4	0,010	0,010	0,042	0,026	0,008	0,023	0,008	0,008	2%
V5	0,014	0,023	0,042	0,005	0,038	0,114	0,011	0,011	3%
V6	0,010	0,010	0,042	0,026	0,008	0,023	0,008	0,008	2%
V7	0,024	0,023	0,042	0,179	0,189	0,159	0,057	0,057	9%
V8	0,024	0,023	0,042	0,179	0,189	0,159	0,057	0,057	9%
Totales	1	1	1	1	1	1	1	1	100%

Nota. Elaboración propia.

Figura 26

Modelo de calidad de hábitat para el Manatí.



Nota. Elaboración propia.

El resultado de los modelos espacialmente explícitos para el Manatí nos indica que existen zonas reducidas por la topografía y el tipo de ambiente que esta especie hábitat. Estas áreas se encuentran categorizadas con valores de media y alta calidad de hábitat, cuentan con características óptimas y se agrupan en cuatro extensas zonas, una en el costado nor-oriental bajo cauca, otra al costado oriental en el Magdalena, otra al occidente en el río Atrato y al noroccidente en el golfo de Urabá.

Además, para identificar la proporción de área de calidad de hábitat en el Departamento y para cada una de las jurisdicciones en las autoridades ambientales, el modelo fue recategorizado en cuartiles agrupando las áreas de la siguiente manera: Q1 (< 25%), Q2 (25% y 50%), Q3 (50% y 75%) y Q4 (> 75%). De esta forma podemos observar en cada ente territorial, cual es cubrimiento de cada cuartil y su distribución espacial (**Tabla 36;Figura 27**).

Para esta especie la mayor proporción de calidad de hábitat se encuentra en el rango entre < 25% tanto en el departamento como para las CAR. Situación que es explicada dado la topografía de gran parte del territorio antioqueño, representando una baja disponibilidad de los ambientes acuáticos que esta especie prefiere.

Tabla 36

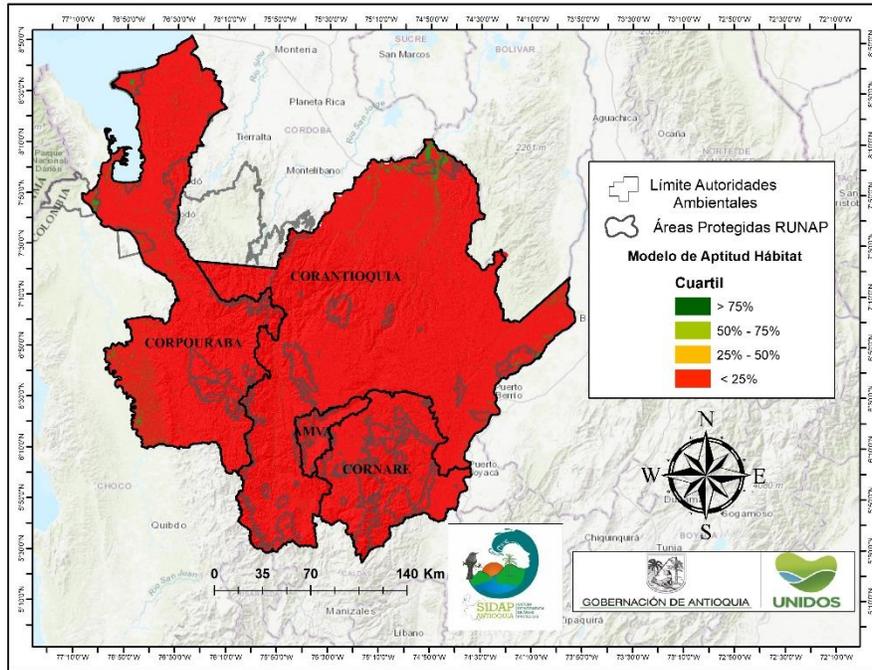
Distribución porcentual de los valores de calidad de hábitat en las autoridades ambientales de Antioquia, para la especie Manatí.

AUTORIDAD AMBIENTAL	CALIDAD DE HÁBITAT (CUARTIL)			
	< 25%	25% - 50%	50% - 75%	> 75%
AMVA	99,7%	0,3%	0,0%	0,00%
CORANTIOQUIA	95,7%	4,0%	0,1%	0,03%
CORNARE	98,2%	1,8%	0,0%	0,00%
CORPOURABA	93,3%	6,5%	0,0%	0,00%
DEPARTAMENTO ANTIOQUIA	95,4%	4,4%	0,1%	0,02%

Nota. Elaboración propia.

Figura 27

Modelo de calidad de hábitat para el Manatí en el departamento de Antioquia, distribuido en cuartiles.



Nota. Elaboración propia.

Modelo de resistencia y redes ecológicas.

La resistencia del paisaje permite identificar el grado de permeabilidad que presenta un matriz para ser atravesada por organismos de una misma especie y por ende darse procesos ecológicos producto de estas interacciones, es decir, el grado en el cual el paisaje facilita o impide movimientos en ambientes con recursos diferentes a los fragmentos apropiados (Adriaensen et al., 2003; Belisle, 2005).

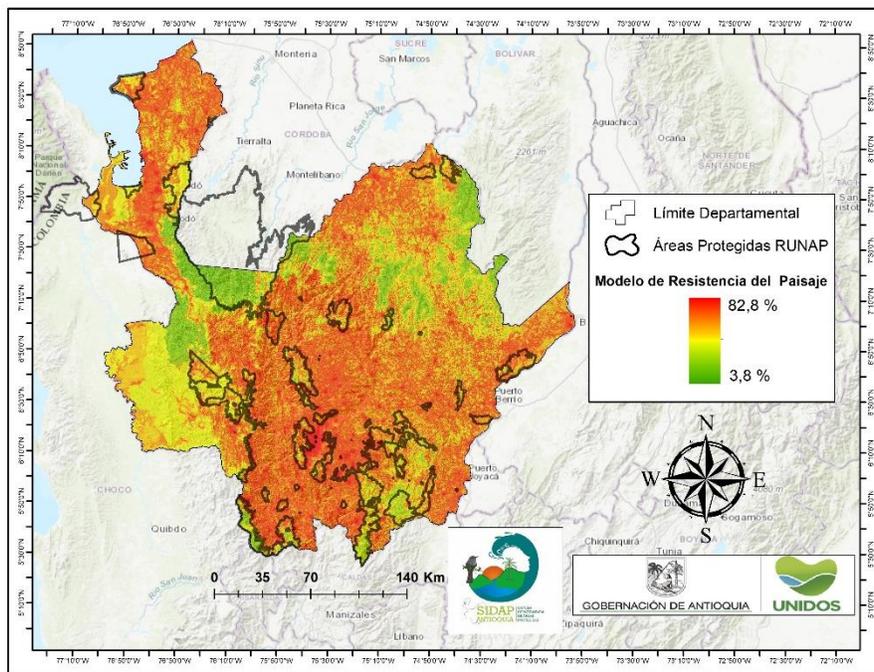
De acuerdo con lo anterior, se tomaron los ráster de resultado de los modelos es espacialmente explícitos de idoneidad de hábitat para cada una de las especies emblemáticas, seguidamente aplicando la ecuación en álgebra de mapas del método de promedio aritmético el cual el cual retorna el valor medio de un conjunto de datos cuantitativos a partir de la suma de todos los valores incluidos en los ráster de calidad de

hábitat dividido entre el total de datos, el proceso de inversa de este ráster resultante es denominado modelo multiespecie de resistencia de paisaje (**Figura 28**).

Esta superficie cuya mayor parte del área contiene valores de resistencia (R) que van desde R= 3,8 % presenta las zonas con condiciones idóneas para el desplazamiento de las especies emblemáticas (color verde) con valores de menor fricción para la dispersión y el flujo de procesos ecológicos (Majka et al., 2007), hasta valores de R=82,8 % que presentan las zonas con un alto grado de transformación y/o barreras para la movilidad (color rojo).

Figura 28

Modelo de resistencia del paisaje multiespecie.



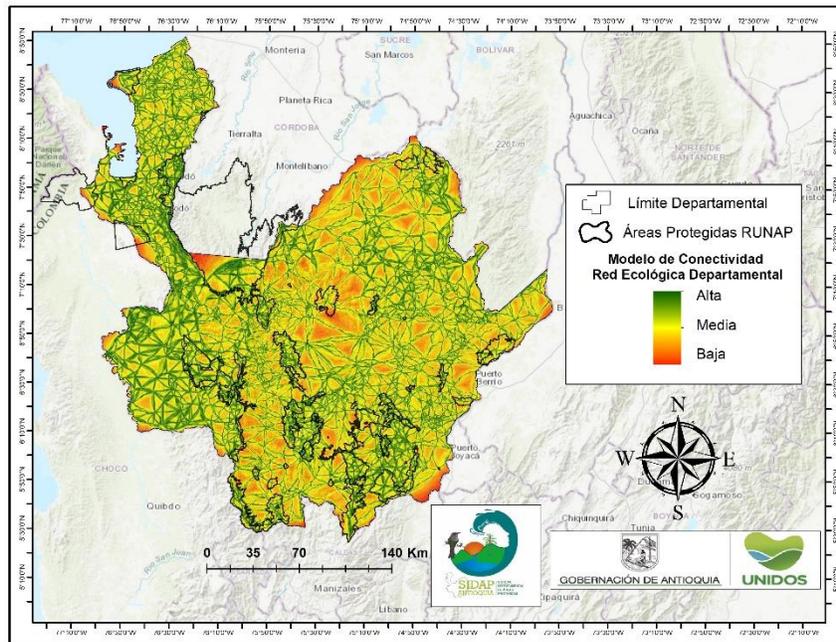
Nota. Fuente. Elaboración propia. Zonas verdes denotan una menor resistencia (R=3,8 %) y zonas rojas una mayor (R=82,8 %).

Modelo de redes ecológicas departamento de Antioquia.

El diseño de redes ecológicas en el área de estudio se realizó con el uso de la herramienta “*Linkage Mapper Tools*”, esta herramienta precisó de dos modelos de datos como entrada: el primero los nodos (áreas de importancia para la biodiversidad) priorizados como ecosistemas estratégicos y el segundo una superficie de resistencia que representa el grado en el cual los elementos y características del paisaje facilitan o dificultan el desplazamiento de las especies emblemáticas a través de este, es importante resaltar que una baja probabilidad de conectividad no significa que el trayecto es menos óptimo para las especies; puede en este caso indicar que los valores bajos están infiriendo que hay muchas rutas disponibles para el desplazamiento, sin embargo, es difícil proveer cuál de ellas utilizarán los organismos para su movilidad. El modelo espacial de conectividades permitió identificar para el área de estudio una red ecológica principal constituida por un total de 4.427 redes ecológicas, la cual cubre 1.834.186,6 hectáreas y representa un 29,1 % del área del departamento de Antioquia (**Figura 29**).

Figura 29

Red Ecológica Principal Departamento de Antioquia.



Nota. Elaboración propia.



A continuación, se presentan los resultados del diseño de redes ecológicas por jurisdicción de las autoridades ambientales del departamento de Antioquia.

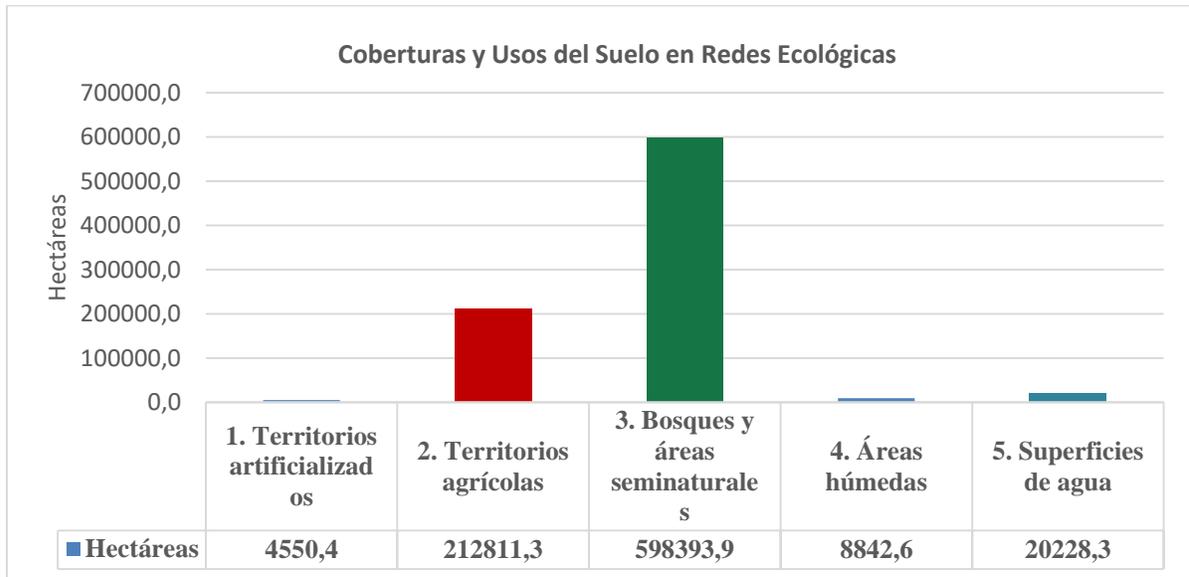
Análisis de redes ecológicas jurisdicción Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).

El resultado del diseño y análisis de redes ecológicas para la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA) permitió identificar un total 2.021 redes ecológicas, estas cubren un total 846.049,0 hectáreas (**Figura 30**), a nivel de vacíos de conectividad y zonas potenciales a intervenir para mejorar la conectividad entre las diferentes áreas de importancia para la biodiversidad y/o ecosistema estratégicos, se identificaron al interior de las redes ecológicas 4.550,4 hectáreas correspondientes a la cobertura de territorios artificializados, 212.811,3 hectáreas en territorios agrícolas, en bosques y áreas seminaturales 598.393,9 hectáreas, en áreas húmedas 8.842,6 hectáreas y en superficies de agua 20.228,3 hectáreas (**Gráfico 4**), dando como resultado un total de 217.361,7 hectáreas de áreas con un potencial alto para el establecimiento de posibles corredores ecológicos e implementación de diferentes herramientas de manejo del paisaje (HMP) entre las áreas núcleo caracterizadas (**Figura 31**), sin embargo estas zonas requieren de un análisis posterior que permita identificar las diferentes situaciones de manejo en estas áreas (sociales, económicas y biofísicas), que permitan determinar cuáles serían las acciones de conservación más efectivas diagnosticando los elementos que impiden o dificultan la movilidad y el mismo flujo ecológico de la biodiversidad entre las áreas núcleo presentes.



Gráfico 4

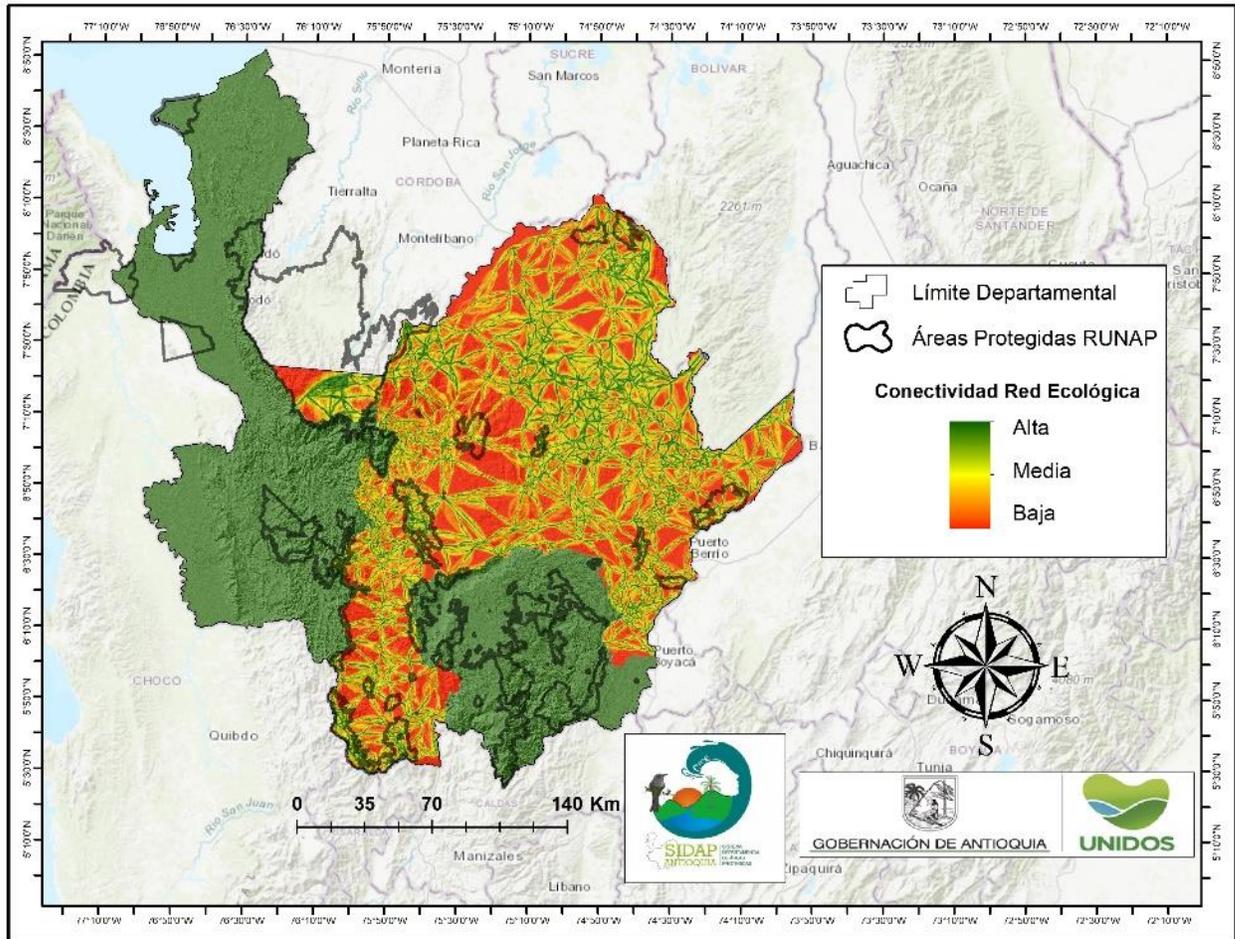
Vacíos de conectividad en redes ecológicas – jurisdicción Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).



Nota. Este gráfico presenta en valores de hectáreas los tipos de coberturas y usos del suelo al interior de las redes ecológicas.

Figura 30

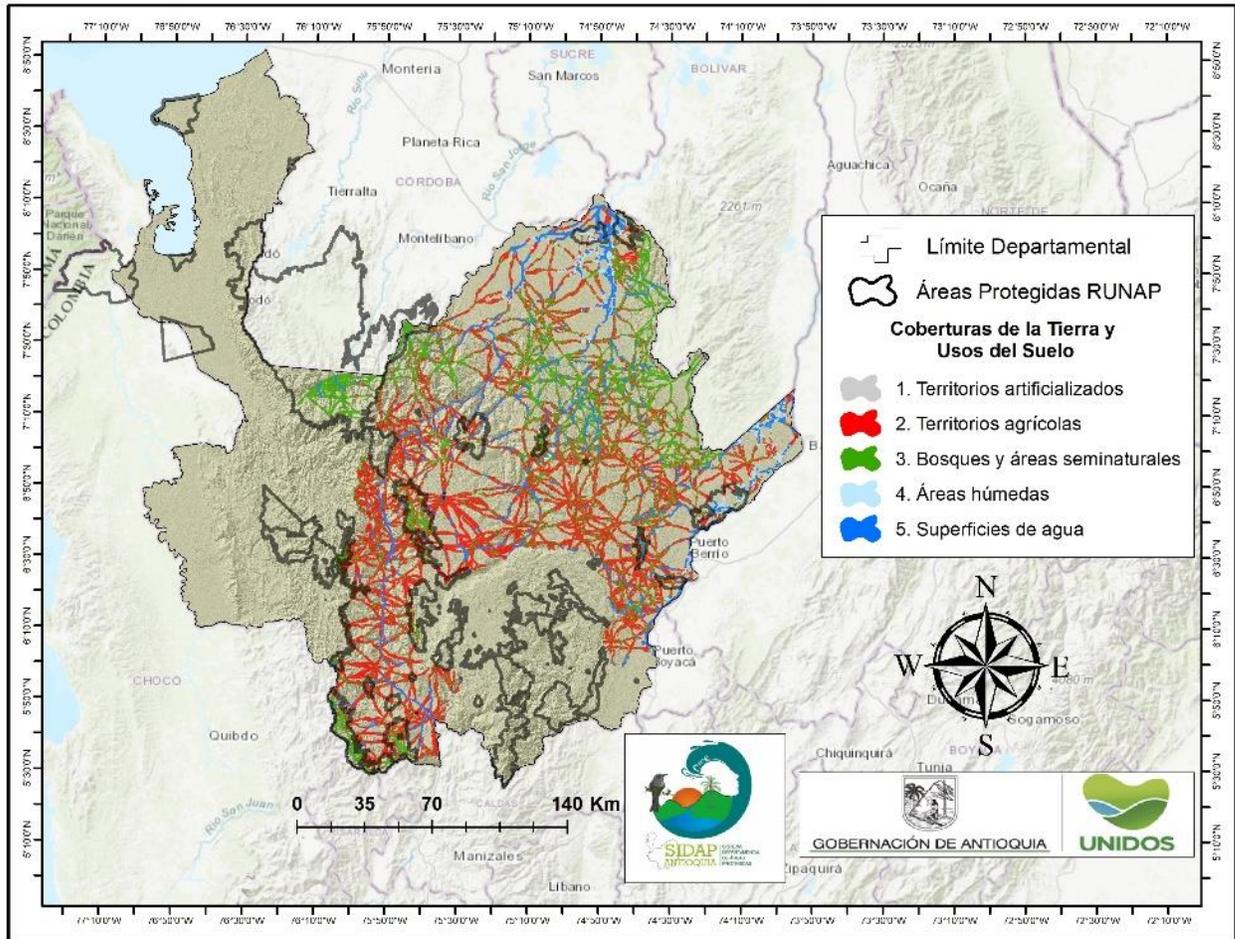
Modelo de redes ecológicas – jurisdicción Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).



Nota. Elaboración propia.

Figura 31

Vacíos de conectividad en redes ecológicas – jurisdicción Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).



Nota. Elaboración propia.

Socialización de resultados jurisdicción Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).

Los resultados del ejercicio de modelamiento espacial para la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA) fueron socializados el día 6 de octubre de 2021 en centro de información ambiental (CIA) (**Figura 32; Figura 33**), el evento contó con la participación presencial de la Gobernación de Antioquia (oficina de sostenibilidad y cambio climático de la secretaria de medio ambiente), los equipos técnicos de la subdirección de ecosistemas de CORANTIOQUIA y el Instituto tecnológico metropolitano de Medellín (ITM – Grupo de investigación en ecología de carreteras e infraestructura verde), en este espacio se presentó el proyecto liderado por la secretaria de medio ambiente y los resultados de la red ecológica principal para la jurisdicción de la corporación autónoma regional del centro de Antioquia.

Figura 32

Socialización resultados diseño de redes ecológicas Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).



Nota. Evento de socialización de resultados del diseño de redes ecológicas.
Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).
Dirección de Sostenibilidad y Cambio Climático.

Figura 33

Lista de asistencia socialización diseño de redes ecológicas Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA).

LISTADO DE ASISTENCIA FIC							Código: FO-44-P3-033										
PROCESO: FORTALECIMIENTO INSTITUCIONAL Y DE LA PARTICIPACIÓN CIUDADANA							Versión: 1										
Municipio: Medellín, Antioquia							Fecha: 6 de octubre de 2021										
Lugar: Corporación Autónoma Regional							Contrato No. 460002776										
Actividad: Presentación de resultados del estudio de redes ecológicas y validación de áreas nodos para la recuperación de Corantioquia.							Fecha de Aprobación: 01/OCTUBRE/2019										
Nombres y apellidos completos	No. Documento de Identidad	Entidad/Organización	Cargo	Teléfono	Correo electrónico	Municipio	Detalle con una X la condición que cumple							FIRMA			
							Zona Urbana	Zona Rural	ETBA	ETBA	ETBA	ETBA	ETBA		ETBA	ETBA	
Dilva Gómez	49102577	Gobant	Dr. Sst.A.	300266649	silvadelongoma	Med	X	X	40								
Pierroberto Pérez	104647771	Corantioq	Analista	310000000	Corantioquia	Medellin	X	X	30								
Raquel Sofía Lozano	1128987732	ITM	Analista	312018943	Sistemas de Información	Medellin	X	X	33								
Diana M. Lombardi	43526592	Corantioq	Prof. Univ.	3113347708	elbrindoso	Medellin	X	X	53								
José L. González	91256276	ITM	Asesor	316327500	Corantioquia	Medellin	X	X	53								
Juan C. Jaramila	79568315	ITM	Investigador	304328	Corantioquia	Medellin	X	X	50								
Kathlyn Corrales	1110536644	Corantioq	Bióloga	311411046	Corantioquia	Medellin	X	X	28								
Ana Fernández	21527497	Corantioq	Bióloga	337050864	Corantioquia	Medellin	X	X	36								
Melissa Rodríguez	1020431134	Corantioq	Ing. Amb.	321695936	Corantioquia	Medellin	X	X	30								
Luzmila Pineda	133757273	Corantioq	Comunicadora	313048311	Corantioquia	Medellin	X	X	35								
Juan Pineda	1077437828	Corantioq	Comunicador	312887897	Corantioquia	Medellin	X	X	31								
Isidro León Gómez	15309447	Corantioq	Profesor	32019200	Corantioquia	Medellin	X	X	51								
TOTALES																	

Nota. Lista de asistencia socialización de resultados del diseño de redes ecológicas. Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA). Dirección de Sostenibilidad y Cambio Climático.

Análisis de redes ecológicas jurisdicción Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).

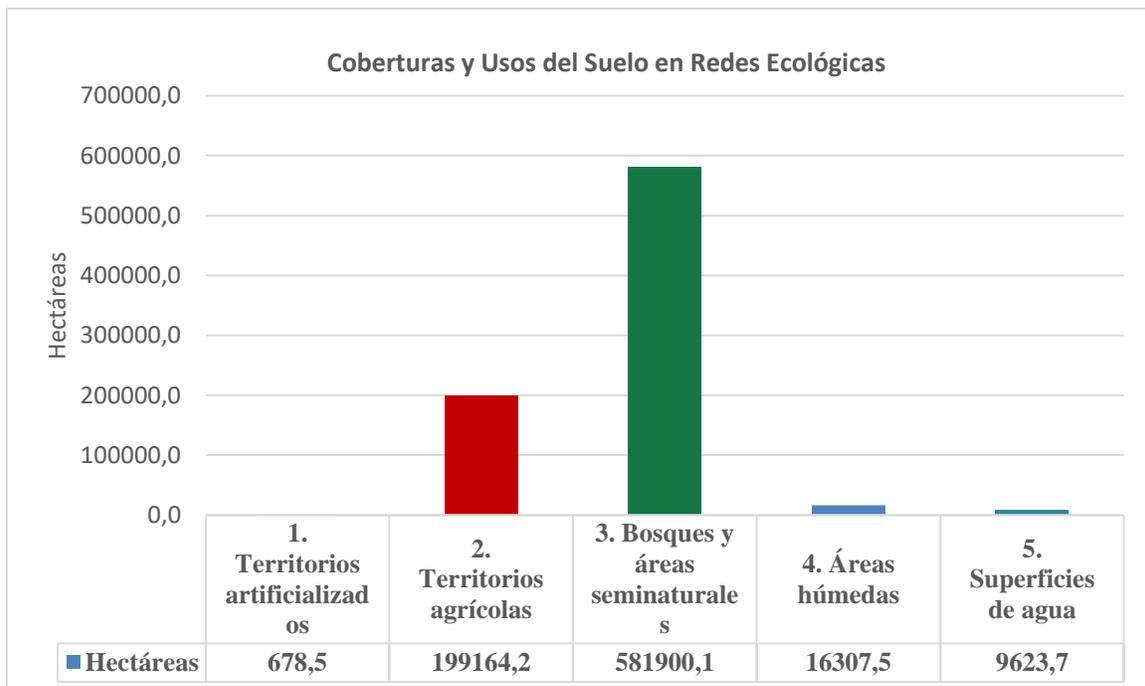
De acuerdo a los resultados del análisis de redes ecológicas para la jurisdicción de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA, el análisis permitió identificar un total 1.722 redes ecológicas, estas cubren un total 810.022,9 hectáreas (Figura 34), a nivel de vacíos de conectividad y zonas potenciales a intervenir para mejorar la conectividad entre las diferentes áreas de importancia para la biodiversidad y/o ecosistema estratégicos, se identificaron al interior de las redes ecológicas 678,5 hectáreas correspondientes a la cobertura de territorios artificializados, 199.164,2 hectáreas en territorios agrícolas, en bosques y áreas seminaturales 581.900,1 hectáreas, en áreas húmedas 16.307,5 hectáreas y en superficies de agua 9.623,7 hectáreas (Gráfico 5), dando como resultado un total de 199.842,8 hectáreas de áreas con un potencial alto para el establecimiento de posibles corredores ecológicos e implementación de diferentes



herramientas de manejo del paisaje (HMP) entre las áreas núcleo caracterizadas (**Figura 35**) sin embargo estas zonas requieren de un análisis posterior que permita identificar las diferentes situaciones de manejo en estas áreas (sociales, económicas y biofísicas), que permitan determinar cuáles serían las acciones de conservación más efectivas diagnosticando los elementos que impiden o dificultan la movilidad y el mismo flujo ecológico de la biodiversidad entre las áreas núcleo presentes.

Gráfico 5

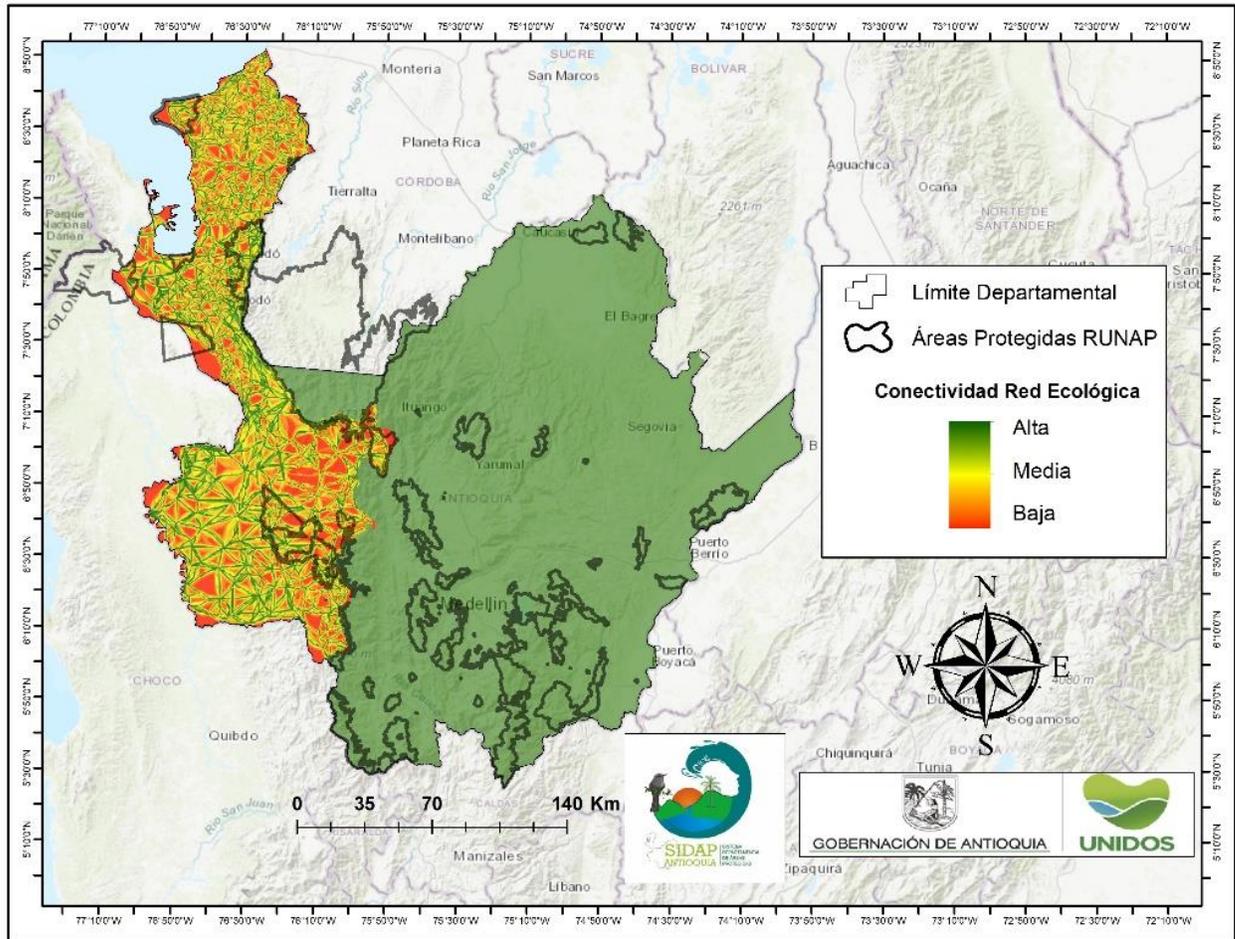
Vacíos de conectividad en redes ecológicas – jurisdicción Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).



Nota. Este gráfico presenta en valores de hectáreas los tipos de coberturas y usos del suelo al interior de las redes ecológicas.

Figura 34

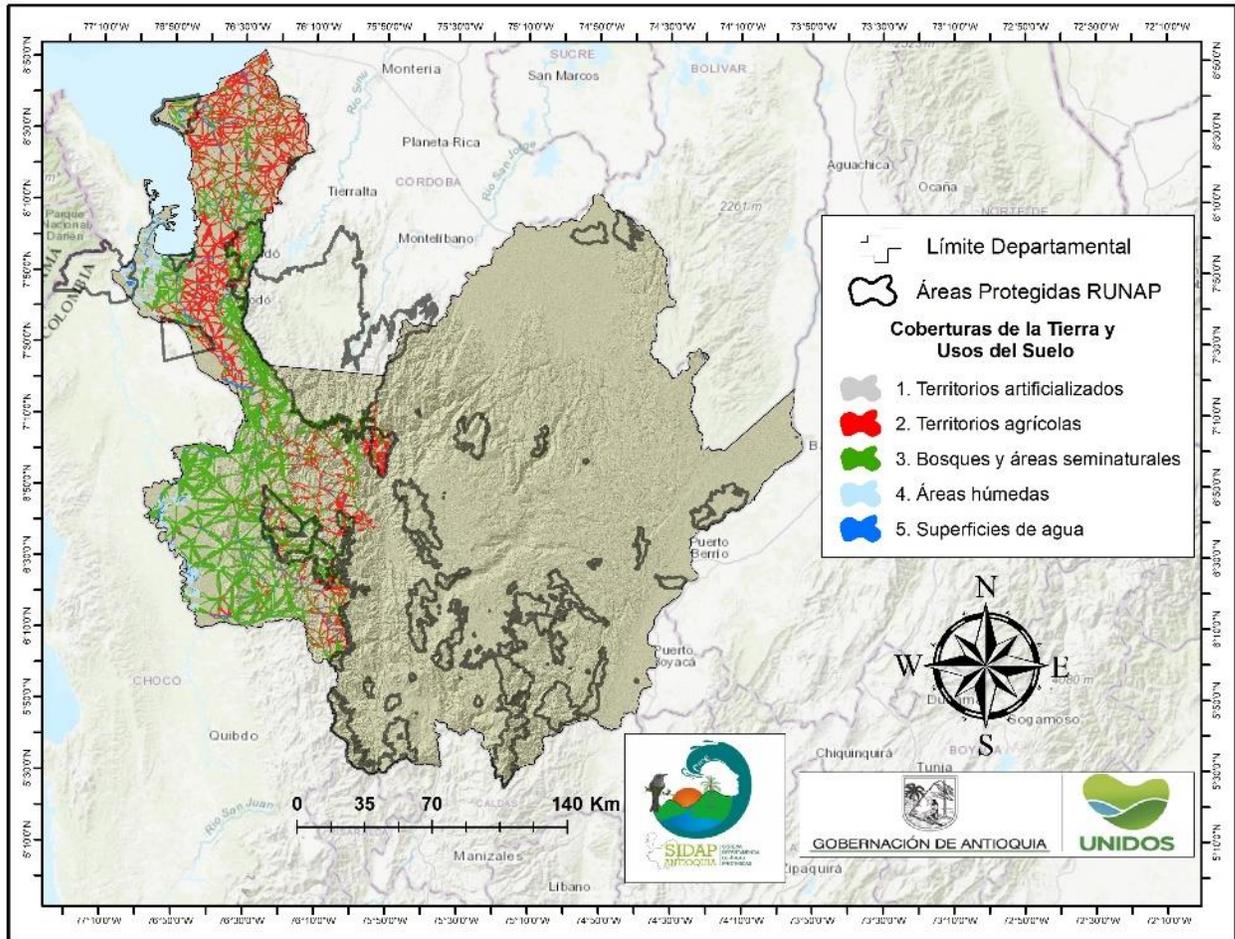
Modelo de redes ecológicas – jurisdicción Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).



Nota. Elaboración propia.

Figura 35

Vacíos de conectividad en redes ecológicas – jurisdicción Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).



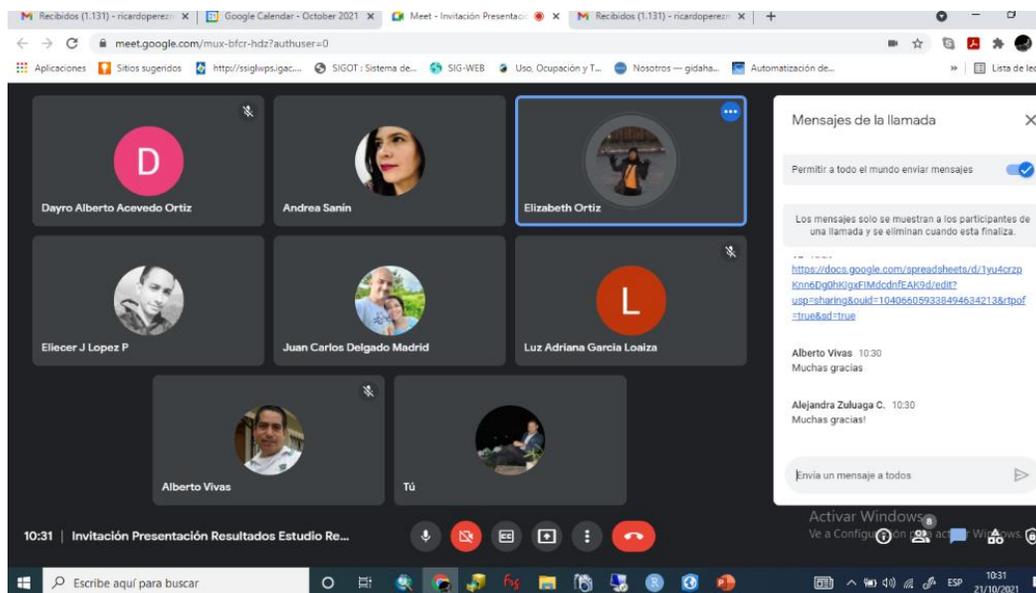
Nota. Elaboración propia.

Socialización de resultados jurisdicción Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).

La Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA), contó con un espacio de socialización de los resultados de la red ecológica principal para su jurisdicción en día 21 de octubre de 2021, este espacio se realizó de manera virtual y dispuso de la participación de la Gobernación de Antioquia (oficina de sostenibilidad y cambio climático de la secretaria de medio ambiente) y los equipos técnicos de la Corporación (**Figura 36; Figura 37**), en este espacio se presentó el proyecto liderado por la secretaria de medio ambiente y los resultados de la red ecológica principal para la jurisdicción de la corporación autónoma regional del Urabá.

Figura 36

Socialización resultados diseño de redes ecológicas Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).



Nota. Evento de socialización de resultados del diseño de redes ecológicas.
Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).
Dirección de Sostenibilidad y Cambio Climático.

Figura 37

Lista de asistencia socialización diseño de redes ecológicas Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA).

Municipio		Apartadó, Antioquia					Fecha	21 de octubre de 2021										
Lugar		Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo del Urabá - CORPOURABA.					Asesor	Ricardo José Pérez Montalvo										
Actividad		Presentación de Resultados Estudio de Redes Ecológicas y Validación de Áreas Nudo para la Jurisdicción de CORPOURABA.																
Nombres y apellidos completos	No. Documento de identidad	Entidad/Organización	Cargo	Teléfono	Correo electrónico	Municipio	Señala con una X la condición que cumple										FIRMA	
							Zona Urbana	Zona Rural	Sexo Masculino	LGT BI	Edad No de años	ETNIA Afros descendiente	Indígena	Otro	Grupo poblacional Con discapacidad Visible del sistema censal			
Ricardo José Pérez Montalvo	1045497551	G. Antioquia	Controlista - Analista SIG	3005996145	ricardoperezmontalvo@gmail.com	Medellín	X	X		X								R. PEREZ
Andrea Sanin Mendez	43861493	G. Antioquia	Profesional Carrera Administrativa	3007064334	andreasanin@antioquia.gov.co	Medellín	X	X		X								Andrea Sanin
Elizabeth Ortiz Viqueira	43094465	CORPOURABA	Profesional especializado	3120452404	eortiz@corpouraba.gov.co	Apartadó	X	X		X								EOB
Mario Alejandro Zuluaga Cortés	1124407921	CORPOURABA	Controlista Ins. Forestal	3006599724	mazuluaga@corpouraba.gov.co	Apartadó	X	X		X								Alexandra Z.
Elisacarla López Pérez	1010111194	G. Antioquia	Freelance	3024273694	elisacarlapez@gmail.com	Sincalaja	X	X		X								Elisacarla P.
TOTALES																		

Con la firma del presente formato usted autoriza a la Administración Departamental, para que utilice la información contenida en el mismo con fines estadísticos y académicos. En cumplimiento del artículo 7 del Decreto 1377 de 2010 por medio del cual se reglamenta la Ley 1591 de 2010 en lo que respecta al régimen general de la protección de datos personales.

Nota. Lista de asistencia socialización de resultados del diseño de redes ecológicas. Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA). Dirección de Sostenibilidad y Cambio Climático.

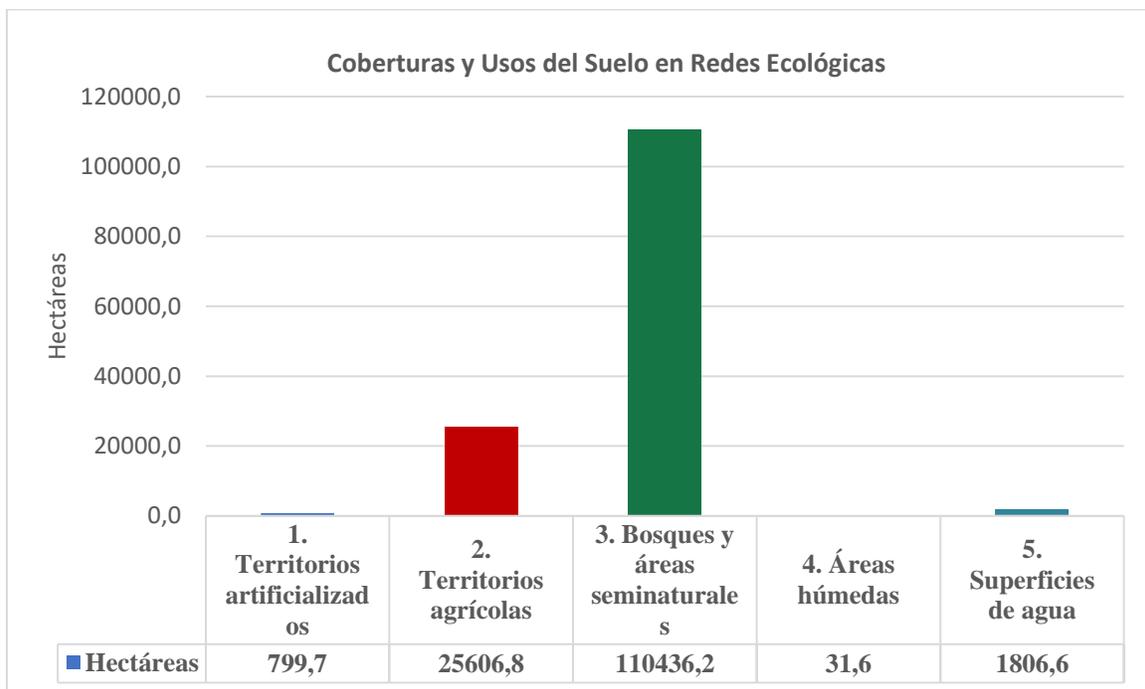
Análisis de redes ecológicas jurisdicción Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).

Para la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE), el análisis permitió identificar un total 366 redes ecológicas, estas cubren un total 139.543,58 hectáreas (Figura 38), a nivel de vacíos de conectividad y zonas potenciales a intervenir para mejorar la conectividad entre las diferentes áreas de importancia para la biodiversidad y/o ecosistema estratégicos, se identificaron al interior de las redes ecológicas 799,7 hectáreas correspondientes a la cobertura de territorios artificializados, 25.606,8 hectáreas en territorios agrícolas, en bosques y áreas seminaturales 110.436,2 hectáreas, en áreas húmedas 31,6 hectáreas, en superficies de agua 1.806,6 hectáreas y en nubes 15,1 hectáreas (Gráfico 6), dando como resultado un total de 26.406,4 hectáreas de áreas con un potencial alto para el establecimiento de posibles corredores ecológicos e implementación de diferentes herramientas de manejo del paisaje (HMP) entre las áreas núcleo caracterizadas (Figura 39) sin embargo estas zonas requieren de un análisis posterior que permita identificar las diferentes situaciones de manejo en estas

áreas (sociales, económicas y biofísicas), que permitan determinar cuáles serían las acciones de conservación más efectivas diagnosticando los elementos que impiden o dificultan la movilidad y el mismo flujo ecológico de la biodiversidad entre las áreas núcleo presentes.

Gráfico 6

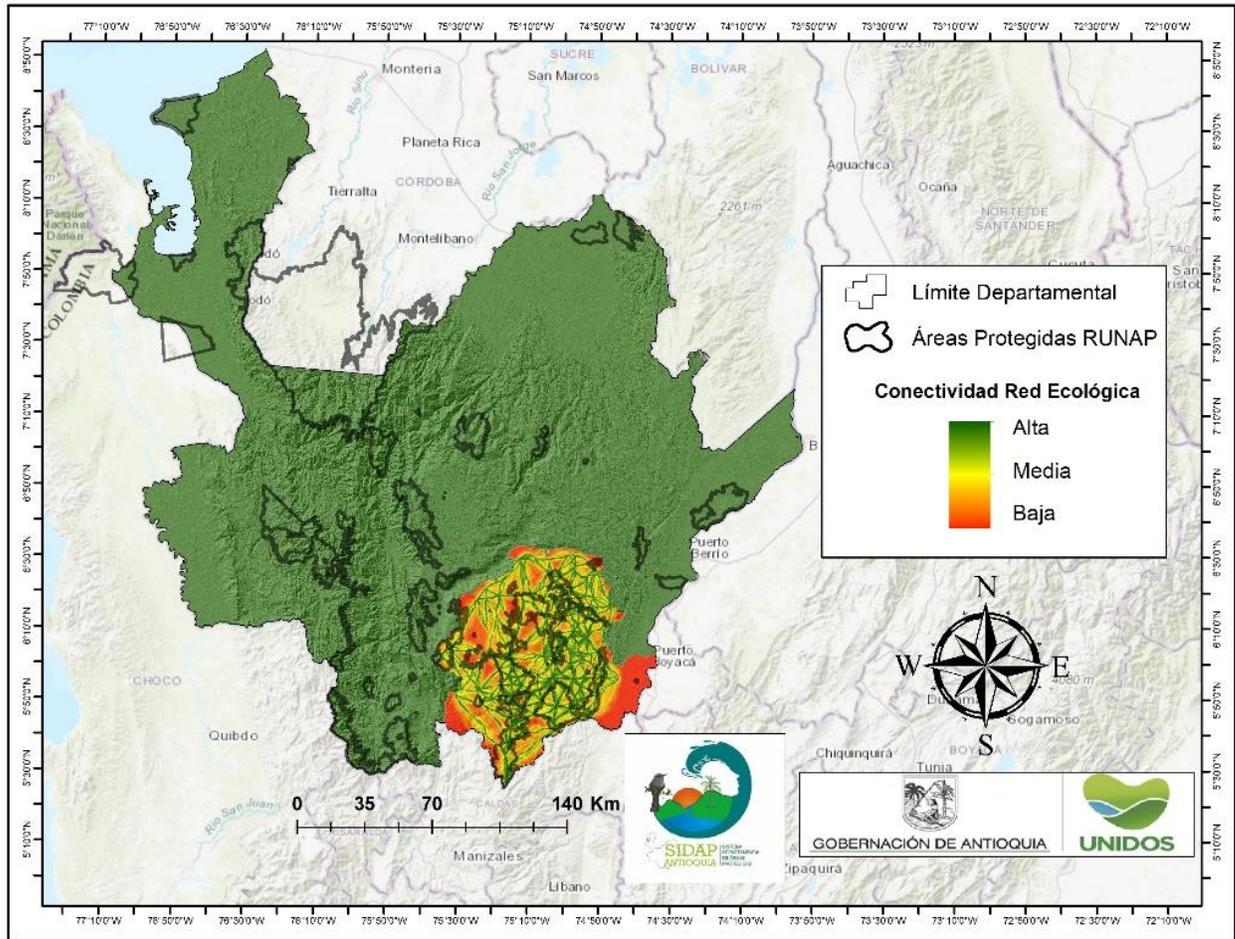
Vacíos de conectividad en redes ecológicas – jurisdicción Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).



Nota. Este gráfico presenta en valores de hectáreas los tipos de coberturas y usos del suelo al interior de las redes ecológicas.

Figura 38

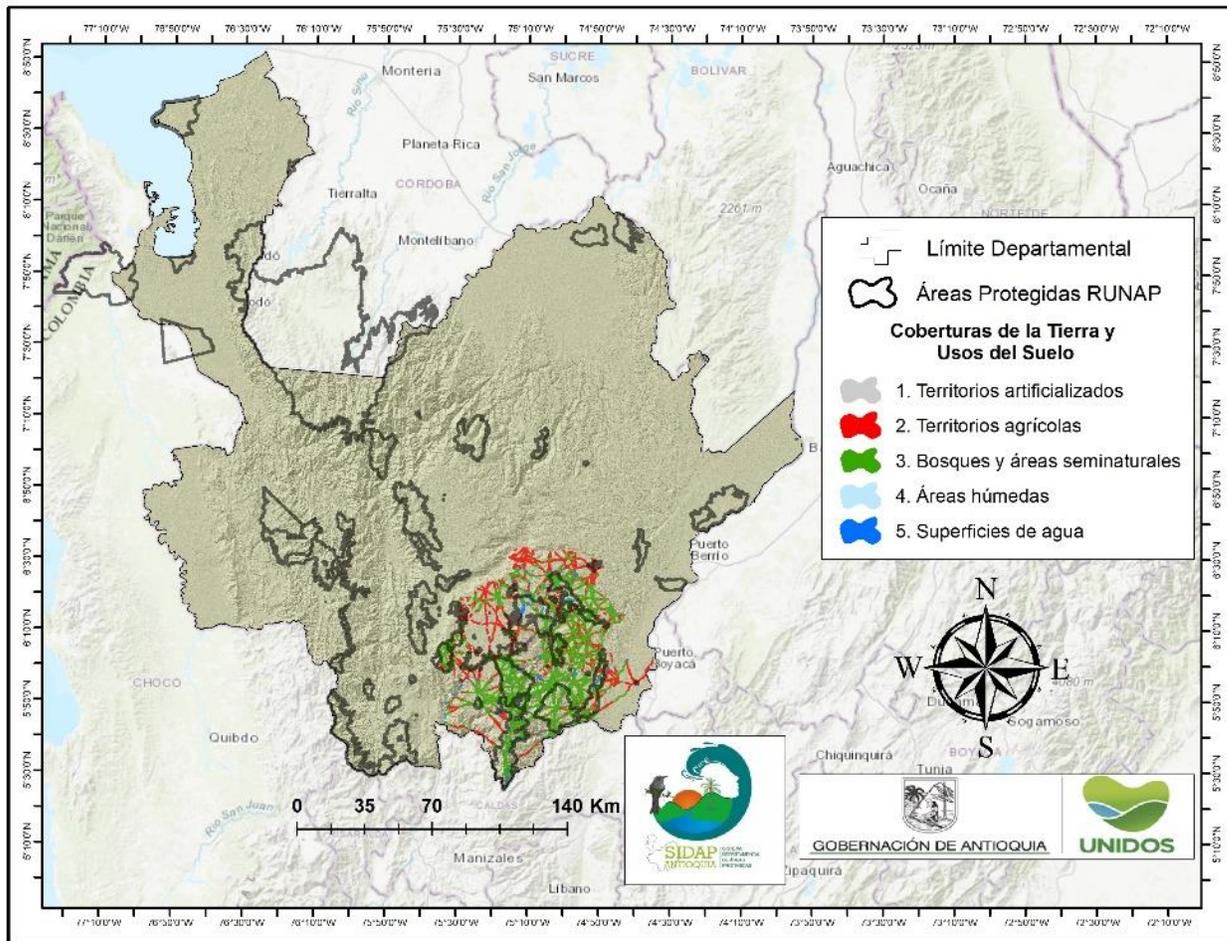
Modelo de redes ecológicas – jurisdicción Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).



Nota. Elaboración propia.

Figura 39

Vacíos de conectividad en redes ecológicas – jurisdicción Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).



Nota. Elaboración propia.

Socialización de resultados jurisdicción Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).

La Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE), contó con un espacio de socialización de los resultados de la red ecológica principal para su jurisdicción en día 3 de noviembre de 2021, este espacio se realizó de manera virtual y dispuso de la participación de la Gobernación de Antioquia (oficina de sostenibilidad y cambio climático de la secretaria de medio ambiente) y el equipo técnico de la Corporación (**Figura 40; Figura 41**), en este espacio se presentó el proyecto liderado por la secretaria de medio ambiente y los resultados de la red ecológica principal para la jurisdicción de la corporación autónoma regional de los Ríos Negro y Nare.

Figura 40

Socialización resultados diseño de redes ecológicas Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).



Nota. Evento de socialización de resultados del diseño de redes ecológicas. Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE). Dirección de Sostenibilidad y Cambio Climático.



Figura 41

Lista de asistencia socialización diseño de redes ecológicas Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE).

LISTADO DE ASISTENCIA FIPC PROCESO: FORTALECIMIENTO INSTITUCIONAL Y DE LA PARTICIPACIÓN CIUDADANA							Código: FOM-PS-023										
GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA Municipio: El Santuario, Antioquia							Versión: 1										
Lugar: CORNARE - Corporación Autónoma Regional							Fecha de Aprobación: 01/OCTUBRE/2019										
Actividad: Presentación de resultados estudio de redes ecológicas y validación de una red para la socialización de CORNARE.							Fecha: 3 de Noviembre de 2021										
							Contrato No: 4600012296										
							Detalle con una X la condición que cumple										
Nombres y apellidos completos	No. Documento de Identidad	Entidad Organización	Cargo	Teléfono	Correo electrónico	Municipio	Grupos poblacionales										
							Zona Urbana	Bases	LOTI	Edad	ETNA	Grupos poblacionales	FRMA				
							Urbano	Rural	Indígena	Dispositivos	Comunidades	Grupos poblacionales					
Pierado Paez Martha	101547392	C. Antioquia	Asista 415	30570095	randopaezmarta@gmail.com	Medellin	x	x			33		x			Pierado Paez	
Andrea Salas Hdt	43368493	C. Ant.	Prof Univ	300782698	andresalasa@cornare.gov.co	Medellin	x	x			41		x			Andrea Salas H.	
Mauro Pérez P	47487323	CORNARE	Coordinador	315487036	mauro.perez@cornare.gov.co	El Santuario	x									Mauro Pérez	
David Echeverri	5388677	CORNARE	Asesor	31360164	david.echeverri@cornare.gov.co	Santuario	x				37		x			David Echeverri	
Le Angelo Rios H	10366226	CORNARE	Contratista	21663099	leangelorios@cornare.gov.co	El Santuario	x	x			29		x			Angelo Rios Herazo	
TOTALES																	

Nota. Lista de asistencia socialización de resultados del diseño de redes ecológicas. Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE). Dirección de Sostenibilidad y Cambio Climático.

Análisis de redes ecológicas jurisdicción Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA).

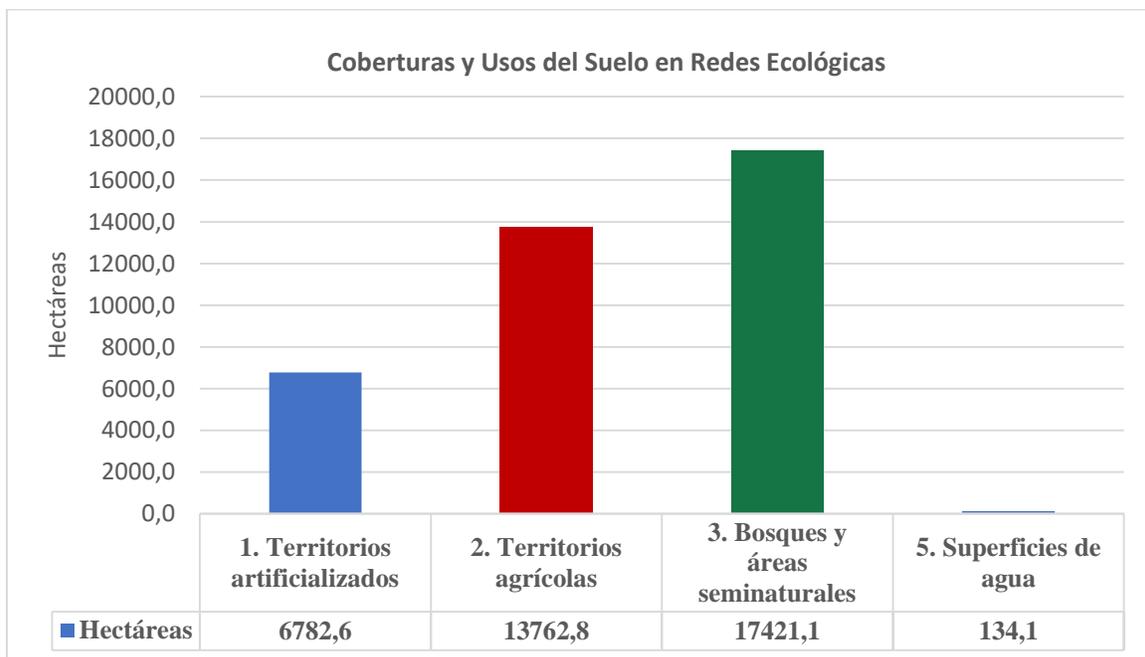
Para la autoridad ambiental urbana Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), el análisis permitió identificar un total 318 redes ecológicas, estas cubren un total 38.571,0 hectáreas (Figura 42), a nivel de vacíos de conectividad y zonas potenciales a intervenir para mejorar la conectividad entre las diferentes áreas de importancia para la biodiversidad y/o ecosistema estratégicos, se identificaron al interior de las redes ecológicas 6.782,6 hectáreas correspondientes a la cobertura de territorios artificializados, 13.762,8 hectáreas en territorios agrícolas, en bosques y áreas seminaturales 17.421,1 hectáreas y en superficies de agua 134,1 hectáreas (Gráfico 7), dando como resultado un total de 20.545,5 hectáreas de áreas con un potencial alto para el establecimiento de posibles corredores ecológicos e implementación de diferentes herramientas de manejo del paisaje (HMP) entre las áreas núcleo caracterizadas (Figura 43) sin embargo estas zonas requieren de un



análisis posterior que permita identificar las diferentes situaciones de manejo en estas áreas (sociales, económicas y biofísicas), que permitan determinar cuáles serían las acciones de conservación más efectivas diagnosticando los elementos que impiden o dificultan la movilidad y el mismo flujo ecológico de la biodiversidad entre las áreas núcleo presentes.

Gráfico 7

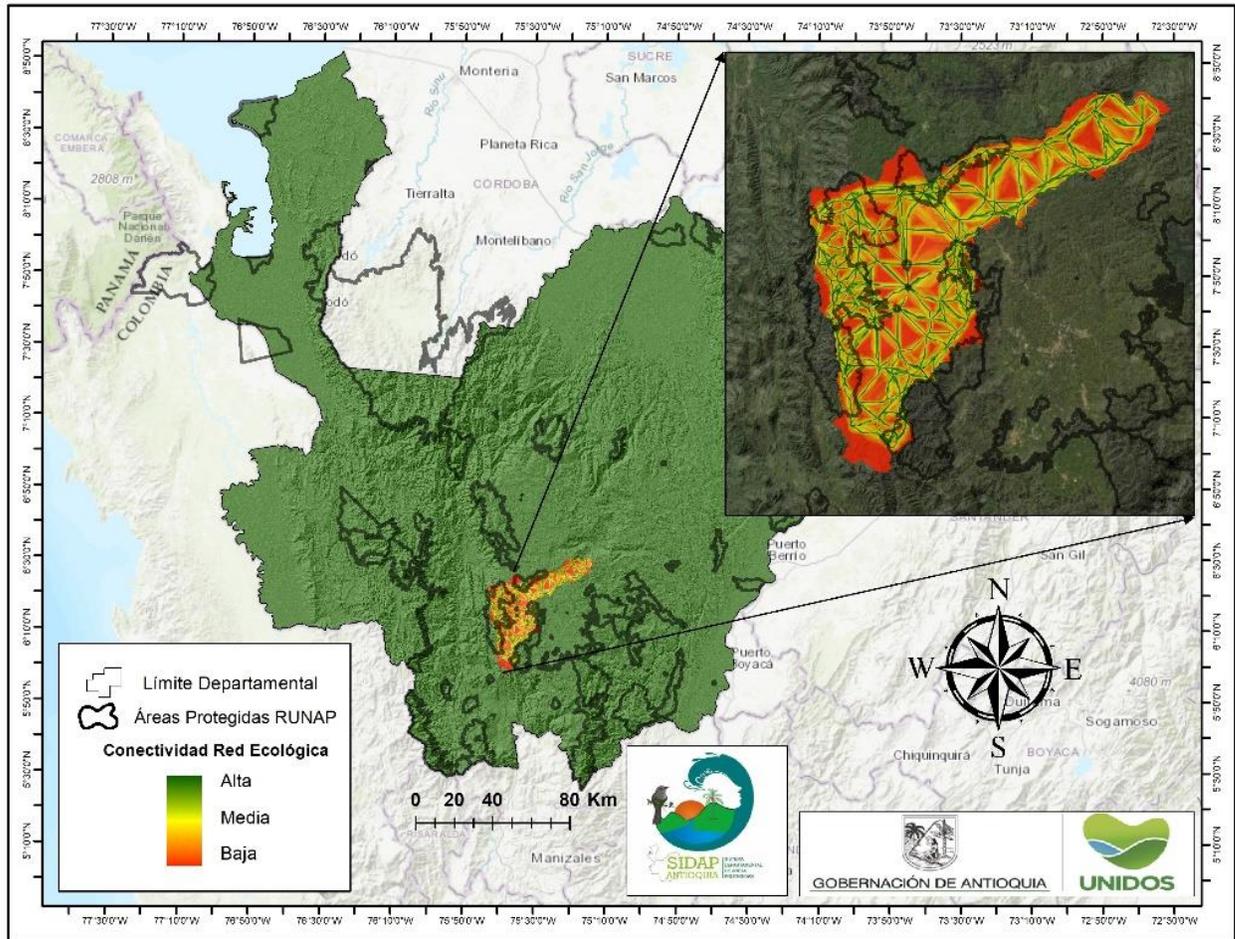
Vacíos de conectividad en redes ecológicas – jurisdicción Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA).



Nota. Este gráfico presenta en valores de hectáreas los tipos de coberturas y usos del suelo al interior de las redes ecológicas.

Figura 42

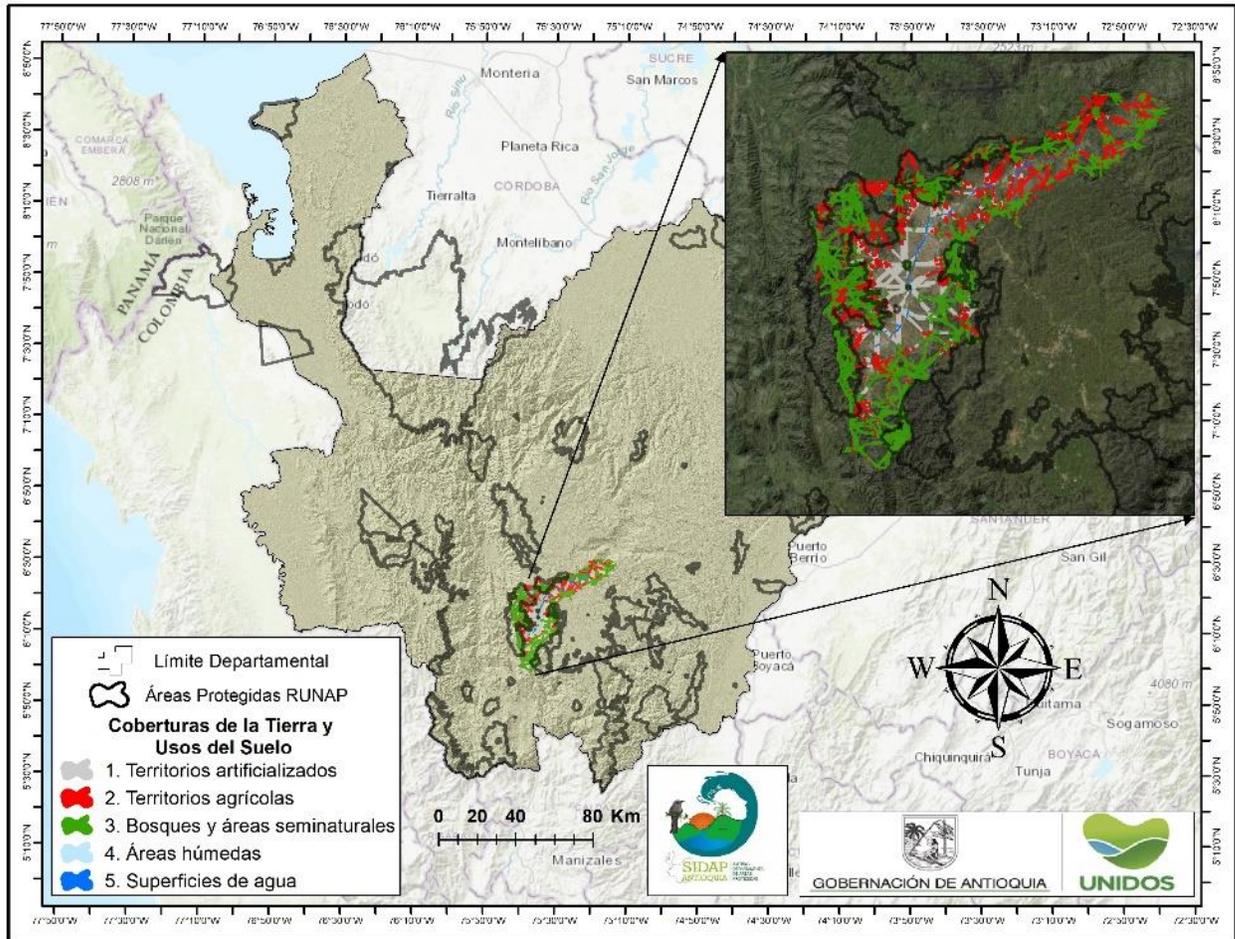
Modelo de redes ecológicas – jurisdicción Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA).



Nota. Elaboración propia.

Figura 43

Vacíos de conectividad en redes ecológicas – jurisdicción Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA).



Nota. Elaboración propia.

Consideraciones finales

El estudio de conectividades y diseño de redes ecológicas para el departamento de Antioquia aporta a los lineamientos y fortalece la visión del modelo ordenamiento departamental concebido en el elemento de Estructura Ecológica Territorial Adaptativa (EE-TA), la cual es entendida como el marco y eje estructurante del paisaje, que tiene como objetivo conservar y asegurar la permanencia de los diferentes ecosistemas estratégicos vulnerables al cambio climático (Ordenanza N. 31 de 2019 “ Plan de Ordenamiento Departamental de Antioquia – POD”).

La red ecológica principal para Antioquia permitirá que las acciones y esfuerzos de conservación de las diferentes entidades ambientales a nivel departamental y nacional sean percibidos de manera integral en el paisaje, dando un seguimiento y una planificación sistemática de los territorios con medidas efectivas de conservación y mitigación en enfocadas en esta red de espacios geográficos indispensable para el soporte de procesos ecológicos esenciales para el mantenimiento de la composición, estructura y funcionalidad de los ecosistemas.

El estudio de conectividad y el diseño de la red ecológica principal para Antioquia plantea algunas recomendaciones en la priorización de acciones de conservación en las zonas identificadas con vacíos de conectividad. Estas son: 1. Realizar diagnósticos interdisciplinarios de las situaciones de manejo presentes (caracterizaciones socioeconómicas y biofísicas), evaluando objetivos de conservación, amenazas, factores contributivos y así definir estrategias de conservación concertadas con los actores del territorio, 2. Priorizar con los insumos de diagnóstico las diferentes herramientas de manejo del paisaje para mejorar la conectividad, 3. Investigar y monitorear la distribución y las presiones en los elementos sustitutos de la biodiversidad, 4. Concentrar el manejo de la conectividad desde la matriz del paisaje (paisajes rurales y concentraciones urbanas) hacía las áreas protegidas, expandiendo el manejo en los ecosistemas estratégicos, 5. Crear capacidad para el manejo y la planificación de la conectividad en paisajes urbanos y rurales; 6. Fortalecer las instituciones, y 7. Formular estrategias de educación para conservación.

La aplicación de las métricas de paisaje al conjunto de datos de coberturas de la tierra y usos del suelo, para calcular el proceso de fragmentación en el departamento de Antioquia resultó ser un método adecuado para evaluar las diferentes relaciones espacio temporales entre los tipos de cobertura y los fragmentos, dada su aplicabilidad en los dos periodos de tiempo permitió describir el fenómeno de la fragmentación e identificar el patrón



unidireccional relacionado con la reducción, división, aislamiento y pérdida de las áreas naturales en Antioquia.

Este estudio es un referente nacional y aporta en términos de conservación una base cuantitativa sólida para el seguimiento del proceso de fragmentación, además de contar con un enfoque exploratorio y descriptivo, este estudio se encuentra complementado con un análisis de conectividad funcional multiespecie, lo cual integra las relaciones espaciales en función de la capacidad de movilidad de las especies de fauna emblemáticas y de los flujos ecológicos entre las diferentes áreas de importancia para la biodiversidad, lo cual aportó información importante para la identificación de vacíos de conectividad y la priorización de áreas con alto potencial para la conservación. Estos resultados son relevantes para entender el estado estructural del paisaje y sus tendencias en el tiempo lo cual sirve para la toma de decisiones enfocadas a una planificación integral y sistematizada del paisaje en el departamento de Antioquia.

De acuerdo con lo anterior, el estudio de conectividad y diseño de la red ecológica principal se ajusta a la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE) en su línea estratégica de “*Garantizar la conservación de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y la distribución justa y equitativa de los beneficios derivados de esta, para contribuir al mejoramiento de la calidad de vida de la población colombiana*”, y al objetivo de “*Promover la Gestión Integral para la Conservación de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos, de manera que se mantenga y mejore la resiliencia de los sistemas socio ecológicos, a escalas nacional, regional y local, considerando escenarios de cambio y a través de la acción conjunta, coordinada y concertada del Estado, el sector productivo y la sociedad civil*”, al CONPES 4050 “*Consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas SINAP*” en su estrategia para aumentar la conectividad de las áreas protegidas del SINAP en espacios terrestres y marinos más amplios “*Línea estratégica 5. Reducir la transformación de los paisajes continentales y marinos que contienen a las áreas protegidas, especialmente en los Andes, sus valles interandinos, el Caribe, el Pacífico Caucaño y nariñense y el arco Noroccidental de la Amazonía, para mejorar la resiliencia y facilitar la transición hacia el uso sostenible de dichos paisajes*” y el plan de desarrollo unidos por la vida 2020-2023 en su programa denominado “*Ecosistemas Estratégicos y Corredores Ecológicos para la Preservación de la Biodiversidad*”, donde se prioriza al Sistema departamental de áreas protegidas de Antioquia SIDAP Antioquia en el ejercicio de delimitación y consolidación en los diferentes ejercicios de planificación ambiental del Departamento.





Agradecimientos

Un especial agradecimiento a la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA), en especial a Adolfo León Correa Silva de la subdirección de ecosistemas por el apoyo incondicional en la construcción de los modelos especie específicos, las discusiones metodológicas que enriquecieron el presente ejercicio investigativo, la gestión de información base en la identificación de áreas de importancia para la biodiversidad de la Corporación, a Diana María Londoño de la subdirección de planeación por el acompañamiento en los requerimientos de hardware y el apoyo en el modelamiento espacial de las redes ecológicas del Departamento.

A David Echeverri López y María Berrio de la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE), a Elizabeth Ortiz Vaquero y Guido Alberto Vivas Narváez de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA), a Claudia Helena Hoyos Estrada de la autoridad ambiental urbana Área Metropolitana del Valle de Aburra (AMVA), por la gestión de la información base en la identificación de áreas de importancia para la biodiversidad en las jurisdicciones de las entidades corporativas y al equipo técnico de la Dirección Territorial Andes Occidentales (DTAO) de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Al grupo de trabajo de la Secretaría de Ambiente y Sostenibilidad de Gobernación de Antioquia, por su acompañamiento constante, retroalimentación y gestión para posicionar este importante ejercicio de conectividad ecológica para el departamento de Antioquia, especialmente a Andrea Sanín Hernández, Silvia Elena Gómez García y a Eliecer Jesús López Pérez, a todos muchas gracias.

Lista de acrónimos

SIDAP: Sistema Departamental de Áreas Protegidas

SAO: Subsistema Regional de Áreas Protegidas Andes Occidentales

VOC: Valor Objeto de Conservación

PNGIBSE: Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos.

CONPES: Consejo Nacional de Política Económica y Social





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



109

SINAP: Sistema Nacional de Áreas Protegidas

POD: Plan de Ordenamiento Departamental

EE-TA: Estructura Ecológica Territorial Adaptativa

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible

IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

PLAND: Porcentaje del Paisaje

SDI: Índice de Dominancia

SEI: Índice de Equitatividad de Shannon-Wiener

DIVISIÓN: Grado de división del paisaje

NumP: Número de Parches

CA: Área de la Clase

MPS: Tamaño Medio de Parche

TE: Perímetro de los Parches

MSI: Índice de Forma Media

MPI: Índice de Proximidad Medio

ANN: Promedio de Vecinos más Cercanos

MAJ: Método de las Jerarquías Analíticas

PNNC: Parques Nacionales Naturales de Colombia





AMVA: Área Metropolitana del Valle de Aburrá

CORPOURABA: Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá

CORNARE: Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare

CORANTIOQUIA: Corporación Autónoma Regional del centro de Antioquia

WCS: Wildlife Conservation Society

Glosario de términos

Contexto regional: Es un término que permite referirse a aquello que está vinculado a una región y directamente hace referencia a una escala espacial, la cual abarca una mayor área que la escala local, pero a la vez está se encuentra dentro de una superior como la escala nacional. Para el análisis puntual, este término delimita el área de estudio.

Covariable: Una covariable es cualquier variable continua espacialmente explícita que se integra en un modelo. Un modelo espacial permite incluir y adaptar las covariables de entrada, además, utilizar información de fuentes confiables y con la resolución adecuada, puede mejorar considerablemente la exactitud del modelo o por el contrario afectar los resultados del análisis final. Ejemplos de covariables pueden ser la temperatura ambiente, humedad, coberturas de la tierra, pendiente del terreno, entre otras.

Paisaje: Es un área de tierra heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas que se repiten a todo lo largo y ancho en formas similares. Los ecosistemas que componen un paisaje determinado pueden variar en su estructura, función y composición de especies.

Parque: Es una entidad espacialmente homogénea, discreta dentro del paisaje y rodeada por la matriz.

Mosaico o matriz: Es una la porción del paisaje más conectada, compuesta del tipo de vegetación más contigua y predominante. También es reconocida como un componente estructurante, dentro del cual encajan todos los elementos del paisaje, incluyendo parches, borde, y corredores, entre otros.





Conectividad: Características del paisaje que facilita en mayor o menor medida el movimiento y dispersión de las especies, el intercambio genético y otros flujos ecológicos a través de las zonas de hábitat existentes en el paisaje.

Conectividad Funcional: Cómo la configuración espacial y la calidad de los elementos en el paisaje afectan el desplazamiento de organismos entre parches de hábitat.

Matriz de Resistencia: Grado en el cual los elementos y características del paisaje facilitan o dificultan el desplazamiento de las especies focales a través de este.

Corredor: Son las conexiones existentes entre unos fragmentos y otros.

Acciones de conservación: Comprende las actividades necesarias para lograr los objetivos de conservación, estas pueden ser llevadas a cabo de manera directa y explícita para detener o mitigar las presiones o amenazas y deben ser evaluadas desde el punto de vista operacional, logístico, cultural y biológico, de manera que estén acordes a cada situación.

Actores: Entidades y/o personas responsables de la ejecución de las acciones.

Valor Objeto de Conservación: Conjunto limitado de sistemas, sus elementos y/o relaciones, los cuales se identifican y emplean como unidades de análisis para desarrollar y dar prioridad a las estrategias de manejo; se encuentran enmarcadas en los objetivos de conservación y, a través de su monitoreo y evaluación es posible analizar la efectividad del manejo de las áreas protegidas (Jarro-Fajardo, 2011).

Sistema Nacional de Áreas Protegidas –SINAP: EL Sistema Nacional de Áreas Protegidas es el conjunto de las áreas protegidas, los actores sociales e institucionales y las estrategias e instrumentos de gestión que las articulan, que contribuyen como un todo al cumplimiento de los objetivos generales de conservación del país (Decreto 2372 de 2010).

Anexos

Tabla Anexo 1. Calificación y criterios empleados para para la obtención del mapa de resistencia de la red de conectividad ecológica - criterio coberturas.



Tipo	Jagu ar	Pu ma	Nutria	Guagu a	Mono churuc o	Man atí	Oso Anteoj os
Aeropuertos	0	0	0	0	0	0	0
Afloramientos rocosos	0	0	0	0	0	0	0
Algodon	0	0	0	0	0	0	0
Arbustal abierto	100	100	20	50	0	0	60
Arbustal Abierto Esclerofilo	100	100	20	50	0	0	60
Arbustal Abierto Mesofilo	100	100	40	50	0	0	60
Arbustal denso	100	100	50	100	0	0	60
Arenales	0	0	0	0	0	0	0
Arroz	0	0	0	0	0	0	0
Bosque Abierto Alto de Tierra Firme	100	100	80	80	0	0	100
Bosque Abierto Alto inundable	100	100	80	80	0	0	100

Bosque Abierto Bajo de Tierra Firme	100	100	80	50	50	0	100
Bosque Abierto Bajo Inundable	100	100	80	50	50	0	100
Bosque de Galeria y Ripario	100	100	100	75	30	0	100
Bosque Denso Alto de Tierra Firme	100	100	100	100	30	0	100
Bosque Denso Alto Inundable	100	100	100	100	30	0	100
Bosque Denso Bajo de Tierra Firme	100	100	100	50	100	0	100
Bosque Denso Bajo Inundable	100	100	100	50	100	0	100
Bosque Fragmentado	100	100	100	75	80	0	100
Bosque Fragmentado con Pastos y Cultivos	50	50	40	0	0	0	100

Bosque Fragmentado con Vegetación Secundaria	75	75	40	50	0	0	100
Cacao	0	0	0	0	0	0	0
Café	0	0	0	0	0	0	0
Canales	0	0	50	0	0	20	0
Caña	0	0	0	0	0	0	0
Caña de Azúcar	0	0	0	0	0	0	0
Caña Panelera	0	0	0	0	0	0	0
Cuerpos de Agua Artificiales	20	20	75	0	0	0	0
Cultivos Agroforestales	0	0	0	0	0	0	0
Cultivos Confinados	0	0	0	0	0	0	0
Herbazal Abierto Arenoso	50	50	40	0	0	0	40
Herbazal Abierto Rocoso	50	50	40	20	0	0	40

Herbazal Denso de Tierra Firme	50	50	40	100	0	0	40
Herbazal Denso de Tierra Firme Arbolado	50	50	50	100	0	0	40
Herbazal Denso de Tierra Firme con Arbustos	50	50	50	100	0	0	40
Herbazal Denso de Tierra Firme no Arbolado	50	50	40	100	0	0	40
Herbazal Denso Inundable	50	50	40	100	0	0	40
Instalaciones Recreativas	0	0	0	0	0	0	0
Lagunas, Lagos y Ciénagas Naturales	100	50	100	100	0	100	0
Maiz	0	0	0	0	0	0	0
Mosaico de Cultivos	0	0	0	0	0	0	0

Mosaico de Cultivos y Espacios Naturales	0	0	0	0	0	0	0
Mosaico de Cultivos, Pastos y Espacios Naturales	0	0	0	0	0	0	0
Mosaico de Pastos con Espacios Naturales	0	0	0	0	0	0	0
Mosaico de Pastos y Cultivos	0	0	0	0	0	0	0
Obras Hidraulicas	0	0	0	0	0	0	0
Otros Cultivos Permanentes Arboreos	0	0	0	0	0	0	0
Otros Cultivos Permanentes Herbaceos	0	0	0	0	0	0	0
Otros cultivos transitorios	0	0	0	0	0	0	0
Palma de aceite	0	0	0	0	0	0	0

Papa	0	0	0	0	0	0	0
Pastos Arbolados	0	0	0	0	0	0	0
Pastos Enmalezados	0	0	0	0	0	0	0
Pastos Limpios	0	0	0	0	0	0	0
Plantacion Forestal	0	0	0	0	0	0	0
Platano y banano	0	0	0	0	0	0	0
Playas	0	0	30	0	0	0	0
Red vial, ferroviarias y terrenos asociados	0	0	0	0	0	0	0
Rios	100	100	100	0	0	100	0
Tejido urbano Continuo	0	0	0	0	0	0	0
Tejido urbano Discontinuo	0	0	0	0	0	0	0
Tierras Desnudas y Degradadas	0	0	0	0	0	0	0
Turberas	0	0	0	0	0	0	0

Vegetacion Acuatica Sobre Cuerpos de Agua	50	50	100	50	0	0	0
Vegetacion Secundaria Alta	100	100	60	100	40	0	80
Vegetacion Secundaria Baja	75	75	60	50	0	0	80
Vegetacion Secundaria o en Transicion	75	75	50	50	0	0	80
Zonas Arenosas Naturales	0	0	0	0	0	0	0
Zonas de Extraccion Minera	0	0	0	0	0	0	0
Zonas Glaciares y Nivales	0	0	0	0	0	0	0
Zonas Industriales o Comerciales	0	0	0	0	0	0	0
Zonas Pantanosas	0	0	0	75	0	0	0

Zonas Quemadas	0	0	0	0	0	0	0
Zonas Verdes Urbanas	0	0	0	0	0	0	0

Tabla Anexo 2. Calificación y criterios empleados para para la obtención del mapa de resistencia de la red de conectividad ecológica - criterio altitud.

Límite inferior	Límite superior	Nutria	Guagua	Jaguar	Puma	Mono churucó	Manatí	Oso Anteojos
0	353	100	0	100	100	100	100	10
354	707	100	10	100	100	100	0	15
708	1061	100	30	100	100	80	0	25
1062	1415	100	60	100	100	50	0	65
1416	1769	80	100	75	100	25	0	85
1770	2123	60	100	50	100	0	0	100
2124	2477	40	100	25	100	0	0	100
2478	2831	30	60	10	100	0	0	100
2832	3185	20	30	0	100	0	0	100

3186	3539	10	10	0	100	0	0	100
3540	3893	0	0	0	100	0	0	80
3894	4247	0	0	0	100	0	0	50
4248	4601	0	0	0	80	0	0	25
4602	4955	0	0	0	25	0	0	0
4956	5309	0	0	0	0	0	0	0

Tabla Anexo 3. Calificación y criterios empleados para para la obtención del mapa de resistencia de la red de conectividad ecológica - criterio pendiente.

Límite inferior	Límite superior	Guagua Loba	Jaguar	Puma	Nutria	Mono churucó	Manatí	Oso Anteojeños
0	6	20	20	20	20	20	100	20
6	12	30	30	30	30	30	50	30
12	18	40	40	40	40	40	0	40
18	23	50	50	50	50	50	0	50
23	29	60	60	60	60	60	0	60
29	34	70	70	70	70	70	0	70

34	39	80	80	80	80	80	0	80
39	46	90	90	90	90	90	0	90
46	58	100	100	100	100	100	0	100
58	90	0	0	0	0	0	0	0

Tabla Anexo 4. Calificación y criterios empleados para para la obtención del mapa de resistencia de la red de conectividad ecológica - criterio clasificación climática.

Temperatura	Piso Térmico	Guagua	Jaguar	Puma	Nutria	Mono churuco	Manatí	Oso Anteos
Mayor 24°C	Calido	50	100	100	100	100	100	50
0 a 6°C	Extremadamente frio	80	0	100	25	0	0	80
12 a 18°C	Frio	100	25	100	80	40	0	100
6 a 12°C	Muy frio	100	0	100	50	0	0	100

Menor de 0°C	Nival	0	0	100	0	0	0	0
18 a 24°C	Templado	100	75	100	100	80	50	100

Tabla Anexo 5. Calificación y criterios empleados para para la obtención del mapa de resistencia de la red de conectividad ecológica - criterio distancia zonas urbanas.

Límite inferior	Límite superior	Guagua Loba	Jaguar	Puma	Nutria	Mono churucó	Manatí	Oso Anteojos
0	30	0	0	0	0	0	0	0
30	60	0	0	0	0	0	0	0
60	120	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
120	240	5	5	5	5	5	5	5
240	480	25	25	25	25	25	25	25
480	960	50	50	50	50	50	50	50
960	1920	80	80	80	80	80	80	80
3840	7680	100	100	100	100	100	100	100

Tabla Anexo 6. Calificación y criterios empleados para para la obtención del mapa de resistencia de la red de conectividad ecológica - criterio distancia vías.

Límite superior	Guagua Loba	Jagua r	Puma	Nutria	Mono churuco	Manat í	Oso Anteojos
30	0	0	0	0	0	0	0
60	0	0	0	0	0	0	0
120	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
240	5	5	5	5	5	5	5
480	25	25	25	25	25	25	25
960	50	50	50	50	50	50	50
1920	80	80	80	80	80	80	80
7680	100	100	100	100	100	100	100

Tabla Anexo 7. Calificación y criterios empleados para para la obtención del mapa de resistencia de la red de conectividad ecológica - criterio distancia cuerpos de agua.

Límite inferior	Límite superior	Guagua Loba	Jagua r	Puma	Nutria	Mono churuc o	Ma natí	Oso Anteojos
0	30	100	100	100	100	100	100	100

30	60	50	90	100	50	90	0	90
60	120	25	70	75	25	70	0	70
120	240	10	50	60	10	50	0	50
240	480	0	30	30	0	30	0	30
480	960	0	10	10	0	10	0	10
960	1920	0	5	5	0	5	0	5
3840	7680	0	0	0	0	0	0	0

Tabla Anexo 8. Calificación y criterios empleados para para la obtención del mapa de resistencia de la red de conectividad ecológica - criterio distancia cuerpos de agua lagunares.

Límite inferior	Límite superior	Jaguar	Puma	Nutria	Guagua Loba	Mono churuco	Manatí	Oso Anteojos
0	30	100	100	100	100	100	100	100
30	60	90	100	50	50	90	0	90
60	120	70	75	25	25	70	0	70
120	240	50	60	10	10	50	0	50



240	480	30	30	0	0	30	0	30
480	960	10	10	0	0	10	0	10
960	1920	5	5	0	0	5	0	5
3840	7680	0	0	0	0	0	0	0

Referencias

Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G, Swinnen E, Villalba S, Gulinck H, Matthysen E (2003) The application of 'least-cost' modeling as a functional landscape model. *Landscape Urban Plan* 64:233–247.

Alarcon, G.G. and Simões-Lopes, P.C. (2004) The Neotropical Otter *Lontra Longicaudis* Feeding Habits In A Marine Coastal Area, Southern Brazil. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 21(1): 24 – 30.

Alberico M, Cadena A, Hernández-Camacho J, Muñoz-Saba Y. (2000). Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colomb.* 1 (1): 43-75.

Areiza, A., Corzo, G., Castillo, S., Matallana, C., & Correa -Ayram, C. A. (2018). Áreas protegidas regionales y reservas privadas: las protagonistas de las últimas décadas. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Arias-Alzate, A., Delgado-V, C. A., & Restrepo Marín, D. (2014). Registros notables de la guagua loba *Dinomys branickii* (Rodentia: Dinomyidae) en Antioquia, Colombia. *Mammalogy Notes*, 1(1), 9 <https://doi.org/10.47603/manovol1n1.9-11>.

Armenteras, D., González, T.M., Vergara, L.K., Luque, F.J., Rodríguez, N., Bonilla, M.A. (2016). Revisión del concepto de ecosistema como "unidad de la naturaleza" 80 años después de su formulación. *Ecosistemas* 25(1): 83-89.

atelinos (*Lagothrix* y *Ateles*) en Colombia. En: T. R. Defler, P. R. Stevenson, M. L. Bueno & D. C. Guzmán-Caro (Eds.), *Primates*





Badii, M.H. & J. Landeros. (2007). Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con la sustentabilidad. *Daena* 2(1): 26-38.

Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., & Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 88(2), 310–326.

Balvanera P, Uriarte M, Almeida-Lenero L, Altesor A, DeClerk F, et al. (2012) Ecosystem services research in Latin America: the state of the art. *Ecosystem Services* 2:56-70.

Barredo, J. Bosque J. (1998). "Multicriteria evaluation methods for ordinal data in a GIS environment". *Geographical Systems*. USA. Vol. 5, pp. 313-327.

Bartel, A. (2000). Analysis of landscape pattern: towards a top down indicator for evaluation land-use. *Ecological Modelling*, 130: 87–94.

Beier, P., D. Majka & J. Jenness. (2007). *Designing Wildlife Corridors with ArcGIS*. Watsonville, CA. <http://corridordesign.org/>.

Belisle, M. (2005). "Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology". *Ecology*, 86(8), pp. 1988-1995.

Boitani, L., Falcucci, A., Maiorano, L., Rondinini, C., (2007). Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conserv. Biol.* 21,1414–1422.

Botequilha Leitao, A., Miller, J., Ahern, J., and McGarigal, K.(2006). *Measuring landscapes: A planner's handbook*, Island Press, Washington DC, USA.

Botero-Botero, A. (2013). Distribución, abundancia y hábitat de la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnívora, Mustelidae) en la Cunca del Río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. Trabajo para optar al título de Maestría). Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales "Ezequiel Zamora".

Brook v. & Sartucci L. (1989). *The West Indian manatee in Florida*. Florida Power and Light Company. Miami, Florida. 35pgs.





Carpenter, S.R., DeFries, R., Dietz, T., Mooney, H.A., Polasky, S., Reid, W.V., & Scholes, R.J. (2006). Millennium ecosystem assessment: Research needs. *Science*, 314, 257–258. doi:10.1126/science.1131946.

Castaño J.H., y Muñoz -Saba., J.E., Botero y J.H., Vélez. (2003). Mamíferos del departamento de Caldas, Colombia. *Biota Colombiana* 4:247-259.

Castellanos A, Cevallos J, Laguna A, Achig L (2010) Estrategia nacional de conservación del Oso Andino. Imprenta Anyma, Quito, Ecuador.

CDB (2004). Enfoque por ecosistemas. (Directrices del CDB). Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Montreal, Canadá. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-es.pdf>.

Cifuentes, M.A. Ramirez, J. León, N. Galvis, S. Vargas & P.R Stevenson. (2013). Dieta de los churucos colombianos (*Lagothrix lagothricha lugens*) en relación con la productividad de frutos en el Parque Nacional Natural Cueva de los Guácharos.

CMS (2020). Improving Ways of Addressing Connectivity in the Conservation of Migratory Species, Resolution 12.26 (REV.COP13), Gandhinagar, India (17-22 February 2020). UNEP/CMS/COP13/ CRP 26.4.4.

Collinge, S.K. (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 36:59-77.

Colombianos en Peligro de Extinción, (pp. 194-216). Asociación Primatológica Colombiana, Bogotá D. C.

Coppolillo, P., Gomez, H., Maisels, F., & Wallace, R. (2004). Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 115(3), 419–430.

Correa Ayram, C. A., M. E. Mendoza, A. Etter, and D. R. Pérez Salicrup. (2016). Habitat connectivity in biodiversity conservation: a review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography* 40:7–37.





Crooks, K.R. and Sanjayan, M.A. (2006) Connectivity Conservation: Maintaining Connections for Nature. In: Crooks, K.R. and Sanjayan, M., Eds.: Connectivity Conservation, Cambridge University Press, Cambridge, 1-20. <http://dx.doi.org/10.1017/cbo9780511754821.001>.

Cuartas-Calle, C.A. Y J. Muñoz-Arango. (2003). Lista de los mamíferos (Mammalia: Theria) del departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana* 4(1):65-78.

Cubides, P. (2011). Modelo de conectividad espacial empleando Sistemas de Información Geográfica, calidad de hábitat y distribución caso tapir de montaña (tapirus pinchaque) en el eje cafetero colombiano.

Currier, M. J. P. (1983). *Felis concolor*. *Mammalian Species* 200:1-7.

D. Linero, (2018). Efecto de la transformación del paisaje sobre la viabilidad poblacional del Mico Churuco (*Lagothrix Lagothricha*) en Colombia. Consultado en noviembre 2018.

De Groot RS, Wilson MA, Boumans RMJ (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.

Di Gregorio, Antonio. (2005). Land Cover Classification System. Classification concepts and user manual. Roma: FAO, UNEP, Cooperazione Italiana, 190 p.

Di Sabatino A, Coscieme L, Vignini P, Cicolani B (2013) Scale and ecological dependence of ecosystem services evaluation: Spatial extension and economic value of freshwater ecosystems in Italy. *Ecological Indicators* 32:259-263 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.034>.

Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Rey, J.M. y Coomes, D.A., (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*.

Elzinga, C. L., Salzer, D.W., Willoughby, J. W., Gibbs, J. P. (2001). Monitoring plant and animal populations. Malden, USA: Blackwell Science. 372 pp.





Emmons, L.H, Feer, F. (1997). Neotropical rainforest mammals: A field guide. The University of Chicago Press, Chicago.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34: 487-515.

Forman, R.T.T. & Godron, M. (1981). Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. BioScience, Vol. 31, N° 10, p. 733-740.

Forman, Richard T.T. (1995) Land mosaics, The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge: Cambridge University Press, 620 pp.

Forman, Richard T.T. (2008) Urban Regions. Ecology and Planning Beyond de City. New York: Cambridge University, 405 pp.

Foster, R. J., B. J. Harmsen, B. Valdes, C. Pomilla & C. Doncaster. (2010). Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. Journal of Zoology 280:309-318.

Franklin, W. L. (1991). Feeding ecology of the Patagonia puma in southernmost Chile. Revista Chilena de Historia Natural 64:145-156.

Franklin, W. L. (1991). Feeding ecology of the Patagonia puma in southernmost Chile. Revista Chilena de Historia Natural 64:145-156.

Galindo G., Espejo O. J., Ramírez J.P., Forero C., Valbuena C.A., Rubiano J. C., Lozano R.H., Vargas K.M., Palacios A., Palacios S., Franco C.A., Granados E.I., Vergara L. K. y Cabrera E., (2014). Memoria técnica de la Cuantificación de la superficie de bosque natural y deforestación a nivel nacional. Actualización Periodo 2012 – 2013. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. Bogotá D.C., Colombia. 56 pp.

Gallo, JA, J. Strittholt, G. Joseph, H. Rustigian-Romsos, R. Degagne, J. Brice, and A. Prsbrey. (2019). Mapping Habitat Connectivity Priority Areas that are Climate-wise and Multi-scale, for Three Regions of California. Conservation Biology Institute. March 6. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7477532.v5>.





Goldstein I, Guerrero V, Moreno R (2008a) Are there Andean bears in Panama? *Ursus* 19: 185-189.

Goldstein I, Velez-Liendo X, Paisley S (2008b) *Tremarctos ornatus*. IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species version 2009.2. <http://www.iucnredlist.org/>.

Goldstein, I. (2002) Andean bear-cattle interactions and tree nest use in Bolivia and Venezuela. *Ursus* 13: 369–372.

Goldstein, I. (2002). Spectacled bear-cattle interactions and tree nest use in Bolivia and Venezuela. *Ursus*, 13, 153-156. Disponible en: <https://bit.ly/2N0ut16>.

Gurrutxaga, M. & Lozano, P. (2008) Ecología del paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios geográficos*, LXIX,265. p.p 519-543.

Gustafson, E.J.; Parker, G.R. (1994). Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning* 29: 117-130.

Hargis, C.; Bissonette, J. & Davis, J. (1998). The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, Vol. 13, N° 3, p. 167-186.

Hartam, D.S (1979). Ecology and Behavior of the Manatee in Florida, *The American Society of Mammalogists*, Special Publ. No.5.153 pp.Pittsburg.

Hernandez-Guzman, A., E. Payan & O. Monroy-Vilchis. (2011). Hábitos alimentarios del Puma concolor (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Natural Puracé, Colombia. *International Journal of Tropical Biology* 59:1285-1294.

Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. - *Ecography* 42:1648-1657(ver. 0).

Hoogesteijn, R. & E. Mondolfi. (1992). El jaguar, tigre americano. Armitano Editores.Caracas. 182 pp.





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



131

IDEAM, (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., 72p.

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA. (2016). Inventario nacional y departamental de Gases Efecto Invernadero – Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA, FMAM. Bogotá D.C., Colombia.

IGAC, IDEAM y CORMAGDALENA. (2008). Mapa de cobertura de la tierra Cuenca Magdalena- Cauca Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia a escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi y Corporación Autónoma Regional del Río Grande de La Magdalena. Bogotá, D. C., 200 pp.

Jaeger, J.A.G., (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-130.

Jankowski P. (1995). "Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods". *International Journal of Geographical Information Systems*. London, United Kingdom. Vol. 9. Nº 3, pp. 251-273.

Jarro-Fajardo, C. (2011). Lineamientos técnicos para la formulación de objetivos de conservación valores objeto de conservación. Grupo de Planeación y Manejo de Áreas Protegidas. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas.

Jongman, R. H. G., & Kristiansen, I. (2001). National and regional approaches for ecological networks in Europe. *Council of Europe Nature and Environment Series*, 110, 1 86.

Jongman, R. H. G., Kulvik, M., & Kristiansen, I. (2004). European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning*, 68(2-3), 305–319.

Jongman, R., & Pungetti, G. (2004). *Ecological networks and greenways: Concept, design, implementation*. [Cambridge studies in landscape ecology.] i–xxi, 1–345.





JRank Articles. (2012). Howler Monkeys and Spider Monkeys: Atelidae - Colombian Woolly Monkey (*Iagothrix lugens*): Species Accounts - Males, Primates, Accessed, and July». Animal Life Resource.

Kattan A. G., O. L. Hernández, I. Goldstein, V. Rojas, O. Murillo, C. Gómez, H. Restrepo y F. Cuesta. (2004). Range fragmentation of the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern. *Oryx* 38 (2): 1-10.

Kendall, S. (2014). Caminos para la conservación: monitoreo y manejo de la fauna acuática con la comunidad, Fundación Natútama. Informe público. 70 pp.

Lang, S. and Tiede, D. (2003). vLATE Extension for ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaft sstrukturanalyse. Presented at German ESRI Anwenderkonferenz, Innsbruck.

Larivière, S. (1999). *Lontra longicaudis*. *Mammalian Species* 609: 1-5 pp.

Magurran, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.

Majka, D., J. Jenness, and P. Beier. (2007). CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. Available at <http://corridordesign.org>.

Margoluis, R., & Salafsky, N. (1998). Measures of success: Designing, managing, and monitoring conservation and development projects. Washington, W, USA: Island Press.

Marmontel, M., M. G. Guterres., M. C. O. Meirelles, J. C. J. y F. C. W. Rosas. (2002). Lago Amanã: Destino estival de manatíes amazónicos en la Amazonía.

Mateo-Sánchez, M.C., Cushman, S. & Saura, S. (2014). Scale dependence in habitat selection: the case of the endangered brown bear (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Range (NW Spain). *International Journal of Geographical Information Science* 28: 1531-1546.

Mazzoni, Elizabeth. (2014). Unidades de paisaje como base para la organización y gestión territorial. *Estudios Socioterritoriales*, 16(Supl. 1) Recuperado en 23 de enero





de 2018, de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1853-43922014000300004&lng=es&tlng=es.

McGarigal, K., and McComb, W. C. (1995). Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs*, 65(3), 235-260.

McGarigal, K., SA Cushman, and E Ene. (2012). FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

McGarigal, K., y B. J. Marks. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. 122 pp.

McRae BH, Kavanagh DM. (2011). Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle, WA. Available from <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.

McShane, T. O., & Wells, M. P. (2004). Getting biodiversity projects to work: Towards more effective conservation and development. New York, NY, USA: Columbia University Press.

MEA, (2003). Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment Island Press.

Mendoza-Sabogal, J. E., Lozano-Zambrano F. H. & G. Kattan. (2006). Composición y estructura de la biodiversidad en paisajes transformados en Colombia (1998 – 2005). P: 191-223. En: Informe nacional sobre avances en el conocimiento e información sobre biodiversidad (INACIB). Cháves, M. E. & M. Santamaria (Eds.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 580 p.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS] & Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM]. (2020). Resultados de monitoreo de deforestación 2019.





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



134

Montoya-Ospina, R. A., Caicedo-Herrera, D., Millán-Sánchez, S. L., Mignucci Giannoni, A. A., & Lefebvre, L. W. (2001). Status and distribution of the West Indian manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Colombia. *Biological Conservation*, 102(1), 117–129.

Moreno, C.E. (2001). *Metodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol.1.* Zaragoza, 84 pp.

Mosquera-Guerra, F., Velandia-Barragán, C., Rojas, J. E., Ospina- Posada, V., Caicedo-Herrera, D., CortésLadino, A. M. y F. Trujillo. (2018). *Plan de manejo y conservación de la nutria neotropical (Lontra longicaudis) en la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.* Bogotá, D.C. Colombia. 88p.

Nabor, P. (1989). *Aerial studies of the West Indian manatee (Trichechus manatus) from Ana Maria Florida to Northern Charlotte Harbor including the Myakka River: Recommended.*

Nowell, K. & P. Jackson. (1996). *Wild Cats: Status Survey and Conservation Action Plan.* IUCN/SSC. Gland, Switzerland.

Nuñez, R., B. Miller & F. Lindzey. (2000). «Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico». En: *Journal of Zoology* 252:373-379.

Odum, E. (1971). *Fundamentals of ecology, (3rd ed.).* W.B. Saunders. Philadelphia, Estados Unidos.

Opdam, P.F.M. & Steingröver, E.G. & van Rooij, S.A.M. (2006). *Ecological Networks: A Spatial Concept for Multi-Actor Planning of Sustainable Landscapes.* *Landscape and Urban Planning* 75 (2006) 3/4. 75. 10.1016/j.landurbplan.2005.02.015.

Pacheco, L. F., A. Lucero & M. Villca. (2004). *Dieta del puma (Puma concolor) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia y su conflicto con la ganadería.* *Ecología en Bolivia* 39:75-83.

Patton, D. R. (1975). *A diversity index for quantifying habitat "edge".* *Wildl. Soc.Bull.* 3:171-173.





Payán Garrido, E., y C. Soto, 2012, Los felinos de Colombia, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible / Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt / Panthera Colombia, Bogotá.

Payan, E., M. P. Quiceno & A. M. Franco. (2007). Los felinos como especies focales y de alto valor cultural. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.

Peralvo, M. F., Cuesta, F., & van Manen, F. (2005). Delineating priority habitat areas for the conservation of Andean bears in northern Ecuador. *Ursus*, 16(2), 222-233.

Peres, C.A. (2001). Synergistic effect of subsistence hunting habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates *Conservation Biology* 15(6):1490-1505.

Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., & Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science*, 5222(269), 347–350.

Rabinowitz, A. y Zeller, K. A. (2010). “A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*”. *Biological Conservation*. 143, pp. 949-945.

Ramírez-Chaves, H. E. & W. A. Pérez. (2010). Mamíferos (Mammalia: Theria) del departamento del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana* 11(1-2):141171.

Ramírez-Chaves, H.E. & Noguera-Urbano E.A. (2010). Lista preliminar de los mamíferos (Mammalia: Theria) del departamento de Nariño, Colombia. *Biota Colombiana* 11(1-2):117-140.

Rasmussen, K. (2014). Recommendations for the Identification and Selection of Vertebrate Umbrella Species for Conservation Planning in Terrestrial Ecosystems. Master Thesis. University of Calgary. Calgary, Canada. 102 pp.

Rau, J. & J. Jimenez. (2002). Diet of Puma (*Puma concolor*, Carnivora: Felidae) in Coastal and Andean Ranges of Southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna & Environment* 37:201-205.

Rempel, R.S., D. Kaukinen, y A.P. Carr. (2012). Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



136

Rodríguez-Bolaños, A., González-Caro, S., Etter, A. & Stevenson, P. R. (2013). Modelos predictivos de distribución para los micos.

Roncancio-Duque, N. J., & Vélez Vanegas, L. A. (2019). Valores objeto de conservación del subsistema de áreas protegidas de los Andes occidentales, Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, 43(166), 52-64. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.719>.

Ruiz-Agudelo CA (2014) ¿El valor de algunos servicios ecosistémicos de los Andes colombianos?: transferencia de beneficios por meta-análisis. *Universitas Scientiarum* 19(3): 301-322 doi: 10.11144/Javeriana.SC19-3.vase.

Rutledge, D. (2003). Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process. *Doc. Science Internal Series*. Wellington, New Zeland: Department of Conservation, No. 98. 27 p.

Saaty T. (1980). *The Analytical Hierarchy Process*. New York: Mc Graw Hill. USA, pp. 281.

Saavedra-Rodríguez, C. A., et al. (2010). Plan de conservación y manejo de la guagua loba (*Dinoy's branickii*) . Sistema Regional de Áreas Protegidas del Eje Cafetero Colombiano. Corporaciones Autónomas Regionales de Caldas (CORPOCALDAS), Quindío (CRQ), Risaralda (CARDER), Tolima (CORTOLIMA) y Valle del Cauca (CVC); Parques Nacionales de Colombia; Instituto Alexander von Humboldt (IAvH); Red de Reservas Privadas de la Sociedad Civil (RESNATUR), Organización Quindiana de Ambientalistas (ORQUÍDEA); Fundación Ecoandina; WWF Colombia; WCS Colombia.

Saavedra-Rodríguez, Carlos & Kattan, Gustavo & Osbahr, Karin & Hoyos, Juan. (2012). Multiscale patterns of habitat and space use by the pacarana *Dinomys branickii*: Factors limiting its distribution and abundance. *Endangered Species Research*. 16. 273-281. 10.3354/esr00391.

Sanderson, E., C. Chetkiewicz, R. Medellín, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson & A. Taber. (2002). Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución. Pp: 551-600. En: Medellín, R. A., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. Rabinowitz, K. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson & A. Taber (eds.). *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. Fondo de Cultura





Económica. Universidad Nacional Autónoma de México. Wildlife Conservation Society. México.

Sattler, T., Pezzatti, G. B., Nobis, M. P., Obrist, M. K., Roth, T., & Moretti, M. (2014). Selection of multiple umbrella species for functional and taxonomic diversity to represent urban biodiversity. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 28(2), 414–426.

Saura, S. (2013). Conceptos y técnicas para el análisis espacial de datos ecológicos. *Avances en el análisis espacial de datos ecológicos: aspectos metodológicos y aplicados*, 355.

Scolozzi R, Morri E, Santolini R (2012) Delphi-based change assessment in ecosystem service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes. *Ecological Indicators* 21:134-144 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.019>.

Seppelt R, Fath B, Burkhard B, Fisher JL, GrêtRe gamey A, et al. (2012) Form follows function? Proposing a blue print for ecosystem service assessments based on reviews and cases studies. *Ecological Indicators* 21:145-154.

Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K., Hiraldo, F. (2008). Top predators as conservation tools: Ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 39 (1): 1-19.

Shah, V.B. and B.H. McRae. (2008). Circuitscape: a tool for landscape ecology. In: G. Varoquaux, T. Vaught, J. Millman (Eds.). *Proceedings of the 7th Python in Science Conference (SciPy 2008)*, pp. 62-66.

Silva, J. M. C. & M. Tabarelli. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72–73.

Solari, Sergio; Muñoz-Saba, Yaneth; Rodríguez-Mahecha, José V.; Defler, Thomas R.; Ramírez Chaves, Héctor E.; Trujillo, Fernando. (2013). RIQUEZA, ENDEMISMO Y CONSERVACIÓN DE LOS MAMÍFEROS DE COLOMBIA *Mastozoología Neotropical*, vol. 20, núm. 2, pp. 301-365 Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos Tucumán, Argentina.





Stevenson, P. & Link, A. (2008). «*Lagothrix lugens*». Lista Roja de especies amenazadas de la UICN 2008 (en inglés). ISSN 2307-8235. Consultado el 3 de enero de 2009.

Stringberg, S. (2007). Manual técnico 5: Una guía rápida de referencias para el software Selección de Especies Paisaje versión 2.1. Living Landscapes Program. Wildlife Conservation Society.

Tansley, A. (1935). The Use and abuse of vegetational concepts and term. En: Kuchler, A. 1967 Vegetation mapping. The Ronald Press Company. New York, 472 p.

Taylor PD, Fahrig L and With KA. 2006. Landscape connectivity: A return to the basics. In: Connectivity Conservation. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Taylor PD, Fahrig L, Henein K.(1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.

Trujillo F, Caicedo-Herrera D, Mosquera-Guerra F, Botero-Botero A, Avella C. (eds.). (2016). Plan de manejo para la conservación de las Nnutrias (*Lontra longicaudis* y *Pteronura brasiliensis*) en Colombia. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y Fundación Omacha; 96 pp.

Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, N° 4, p. 21-30.

Turner, M.G., (1989). Landscape Ecology: The Effect o Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 171-197.

Vink A.P.A. (1975) *Land Use in Advancing Agriculture*. New York: Springer-Verlag. 394 p.

Vimal, R., Mathevet, R., Thompson, J.D., (2012). The changing landscape of ecological networks. *Journal for Nature Conservation* 20 (2012) 49– 55.

White, T.G.; Alberico, M.S. (1992). *Dinomys branikii*. *Mammalian Species* No. 410 : 1- 5. The American Society of Mammalogists, USA.





GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA



139

Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. In Conservation Biology, ed. ME Soul'e, pp. 237–56. Sunderland, MA: Sinauer.

Woods, C.A. (1984). Hystricognath rodents. En: Anderson, S.; Jones, J.K. (eds.) Orders and families of recent mammals of the world. Ed. John Wiley and Sons. (New York). p.389-446.

