

PORTAFOLIO NACIONAL DE RESTAURACIÓN DE PÁRAMOS Y HUMEDALES DE ALTA MONTAÑA

DOCUMENTO FINAL

CONTRATO N°. 12-12-092-116PS, ENTRE EL INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE RECURSOS
BIOLÓGICOS "ALEXANDER VON HUMBOLDT" Y DAVID RIVERA OSPINA

18 DE JULIO DE 2013

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	5
¿Es posible la restauración ecológica en situación de cambio ambiental global?.....	7
La restauración en ecosistemas de páramo.....	9
La restauración en ecosistemas de humedal.....	10
Experiencias de restauración en los páramos del país.....	11
CAPÍTULO 1. CONCEPTOS BÁSICOS DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA.....	16
Introducción.....	16
Dinámica de la vegetación.....	16
La restauración desde la modelación de ecosistemas.....	16
Modelos empleados en restauración ecológica.....	18
Tipos de modelos.....	18
Modelos Estocásticos.....	20
Umbrales y “feedbacks”.....	21
Transiciones.....	21
Barreras ambientales a la restauración.....	23
CAPÍTULO 2. TIPOS DE DISTURBIO Y ESTRATEGIAS DE ESTAUACIÓN EN PÁRAMOS.....	29
Introducción.....	29
Caracterización del disturbio en páramos.....	29
Análisis de cambios en cobertura vegetal del páramo 1985 – 2005.....	29
Estado actual de intervención en los complejos de Páramo.....	32
Tipología de disturbios en el páramo.....	35
Disturbio en áreas con plantaciones forestales de especies exóticas.....	35
Disturbio por la agricultura.....	39
Disturbio en áreas afectadas por el pastoreo.....	43
Disturbio en áreas sometidas a quemas.....	46
Barreras ecológicas.....	46
Disturbio en áreas sometidas a la minería.....	49
Estrategias de restauración.....	52
Estrategia de restauración en áreas de páramo con plantaciones forestales de exóticas.....	54
Estrategia de restauración en áreas de páramo afectadas por agricultura.....	54
Estrategia de restauración en áreas de páramo afectadas por pastoreo de ganado.....	55

Estrategias de restauración para áreas afectadas por quemas	55
Estrategias de restauración en áreas de páramo afectadas por la minería.....	56
Lineamientos de restauración para los ecosistemas de paramo	57
Criterios para la restauración del ecosistema de páramo	57
Vacíos para la restauración de los páramos.....	57
Lineamientos de restauración en los páramos	58
Lineamiento 1. Conocimiento del estado de degradación del ecosistema páramo	59
Lineamiento 2. Planificación e implementación de programas de restauración ecológica de los páramos bajo la gestión adaptativa	59
Lineamiento 3. Evaluación y seguimiento de los procesos de restauración.....	60
Lineamiento 4. Participación, educación y divulgación sobre la importancia de la restauración los páramos	60
CAPÍTULO 3: RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN HUMEDALES DE ALTA MONTAÑA	62
Introducción	62
Trayectorias en la Restauración Ecológica de humedales	62
Alcances y limitaciones del enfoque de restauración	63
Restauración ecológica y estados múltiples de equilibrio	64
Cambio irreversible en turberas.....	65
Los humedales alto – andinos y el cambio climático	66
¿Restauración ecológica o rehabilitación de funciones ambientales?	66
Hacia un modelo de funcionamiento de los humedales alto-andinos.....	67
Tipología general de los humedales alto andinos	67
Composición, estructura y funcionamiento	68
Variables estructurantes	71
Alteración	71
Funcionalidad socio-ecológica	71
Experiencias de restauración de humedales alto-andinos	72
Tipología de Disturbios en Humedales de alta montaña	73
Formulación de estrategias de restauración.....	74
Lineamientos básicos para la restauración de los humedales alto-andinos.....	77
CAPÍTULO 4. ANÁLISIS DEL DISTURBIO EN CINCO VENTANAS PILOTO Y MODELACIÓN DE ESCENARIOS DE RESTAURACIÓN EN PÁRAMOS Y HUMEDALES DE ALTA MONTAÑA	78

Introducción	78
Evaluación de patrones espaciales.....	78
Importancia de la escala.....	79
METODOLOGÍA.....	80
Análisis 1:100.000	80
Modelo de priorización.	85
Modelo de tensionantes	86
Análisis a escala 1:25.000.....	87
Páramo de Guerrero	87
Páramo de Rabanal	90
Páramo de Otún	91
Páramo de Paja Blanca.....	91
Páramo de Sumapaz.....	92
RESULTADOS	92
Análisis para los páramos.....	92
Análisis por sectores para cada complejo de páramos.....	94
Modelo de priorización.	102
Modelo de tensionantes	105
Análisis de las ventanas escala 1:25.000.....	106
Páramo de Guerrero	106
Modelo de priorización	109
Modelo de tensionantes	112
Páramo de Rabanal	116
Modelo de priorización	119
Modelo de tensionantes	122
Páramo de Otún	125
Modelo de priorización	127
Modelo de tensionantes	131
Páramo de Paja Blanca.....	133
Modelo de priorización.	135
Modelo de tensionantes.	138
Páramo de Sumapaz.....	140

Modelo priorización	144
Modelo de tensionantes.	147
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	149

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con van der Hammen (1974), el ecosistema de páramo tiene entre 3 y 5 millones de años de historia, mientras la actividad humana en ellos, y por ende, su proceso de transformación antrópica inició aproximadamente hace 10.000 años. Durante los siglos XIII y XIV, el uso en los páramos era principalmente ceremonial; ya para el siglo XV se registraba en algunas zonas pastoreo de camélidos andinos, cultivo de papas y tubérculos nativos; durante el periodo de la conquista y la colonia (S. XVI y XVII) se dio el establecimiento de los sistemas de encomienda, repartimiento, huasipungo, entre otros., que transformaron radicalmente en algunas zonas la organización social y la cultural de las sociedades indígenas pre-hispánicas, produciendo un primer período de marginación, dependencia y pobreza para la población local, en este momento inicia el pastoreo ovino-vacuno y el cultivo de cereales en los páramos, actividades que siguieron intensificándose con el pasar del tiempo (Monasterio, 1980). De acuerdo con Rangel-Ch., (2000), “la región de vida paramuna comprende las extensas zonas que coronan las cordilleras entre el bosque andino y el límite inferior de las nieves perpetuas. Está definida como región natural por la relación entre el suelo, el clima, la biota y la influencia humana”, estos factores determinan la presencia del ecosistema páramo en el gradiente altitudinal de las cordilleras (Rivera y Rodríguez, 2011).

Actualmente las principales actividades humanas que tienen impacto sobre los páramos incluyen la agricultura, la ganadería, la forestación con especies exóticas, la minería y el turismo. Además se suma el impacto del cambio climático global que se evidencia de manera dramática en procesos como el retroceso de los glaciares andinos (Llambí, 2009; IDEAM, 2012). Resultados del Proyecto Páramo Andino (2005) indican que de la totalidad del área ocupada aproximadamente 30% de los páramos se encuentra completamente transformado, un 40% ha sido parcialmente modificado en su cobertura y solo un 30% se encuentra bien conservado.

Muchos autores coinciden que la recuperación completa de la vegetación natural del páramo puede ocurrir en un largo tiempo; van der Hammen (2002) se refiere a un periodo entre 50 y 100 años para que los frailejones lleguen de nuevo a alturas de 2 m o más; Jaimes y Sarmiento (2002) determinaron que el tiempo mínimo necesario para recuperar una parte significativa de la vegetación sería de aproximadamente 12 años y luego de este tiempo es cuando se presenta más del 90% de recuperación de la riqueza de especies nativas del páramo. Sin embargo, debido a las condiciones ambientales de fuerte estrés físico que impone el páramo las especies características de las comunidades vegetales no recolonizan durante los primeros 10 o 15 años de sucesión, por lo que aun en etapas avanzadas de la sucesión son menos diversas que un páramo original no disturbado. Estas características varían mucho de un sitio a otro, lo cual depende del tipo disturbio, la magnitud, intensidad del mismo y condicionan de manera estructural cualquier acción de conservación y o restauración que se quiera implementar.

La restauración ecológica tiene muchas definiciones, pero en síntesis, se trata del “esfuerzo práctico por recuperar de forma asistida las dinámicas naturales tendientes a restablecer algunas trayectorias posibles de los ecosistemas históricos o nativos de una región” (Vargas, 2007), o el proceso de asistencia a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). El estado actual de cambio de los ecosistemas originado por la permanente acción de elementos climáticos, ambientales y acciones humanas se definen como motores de cambio, siendo cinco los factores identificados responsables de la degradación de los ecosistemas (MAE, 2005). La práctica no sostenible de las actividades antrópicas y el incremento en su intensidad, aceleran los procesos de degradación, ya que al superar los umbrales de estabilidad y cambio de los ecosistemas, se pone en riesgo la capacidad de regeneración, el mantenimiento de la productividad y por lo tanto, el suministro de los servicios ecosistémicos.

Los ecosistemas son complejos y dinámicos, y con el tiempo cambian su composición y estructura, en respuesta a cambios climáticos y evolutivos a largo plazo. Además, son sistemas heterogéneos y termodinámicamente abiertos que no solamente sufren variaciones internas en el tiempo y espacio, sino que también interactúan con otros ecosistemas a nivel del paisaje (Wallington *et al.*, 2005). Las características de los ecosistemas representan un desafío para los responsables de decidir qué intervenciones se requieren para restaurar la composición, estructura y función características de los ecosistemas de paramo.

Las presiones que sufren los páramos y los humedales de alta montaña que están relacionados a los motores de cambios (Figura 1) son aquellos que modifican la estructura y composición mediante la extracción de material vegetal, el remplazo de especies vegetales por cultivos de papa, cebolla, haba, olloco y arveja; la introducción de especies de pastos como alimento del ganado; la reclamación de tierra por desecación de turberas y sistemas lacustres para aprovechamiento agrícola y ganadero; la revegetalización con especies exóticas (*Pinus patula*, *Eucaliptus spp*, *Acacia sp*); y la explotación y extracción de carbón vegetal y minerales de manera insostenible (Cleef, 1981; Ramsay, 1992; Hofstede, 1995; Vargas-Ríos 1997; Sklenar y Ramsay, 2001).

La perturbación y modificación en la dinámica del ecosistema, genera disminución en la diversidad de especies de flora y fauna, produce variación en los procesos (producción de biomasa, ciclo de nutrientes, ciclo hídrico, entre otros) y una reducción en la provisión de servicios ambientales (Ramsay, 1992; Verweij *et al.*, 1995). La protección de los páramos y humedales es fundamental para evitar la degradación ambiental y conservar funciones eco sistémicas vitales en los procesos ecológicos, sociales y productivos de Los Andes. Estos ecosistemas son los principales proveedores y reguladores hídricos, suministrando casi el 80% de agua para los acueductos del país, además hacen parte de los sistemas de riego a través del gradiente altitudinal y son los principales reservorios de agua en los ecosistemas.

Los esfuerzos para la conservación y el uso sostenible de estos y otros ecosistemas en el país, ha generado una línea base para promover, fortalecer, e incentivar la formulación y ejecución de proyectos de restauración, rehabilitación y revegetalización de los ecosistemas, y de esta manera, evitar su degradación y la pérdida de servicios ambientales (Restauración a partir de la vegetación, 2002; Plan Nacional de Restauración, 2010) con el fin de garantizar el desarrollo que considera la sostenibilidad de los ecosistemas, como base fundamental para el crecimiento económico del país.

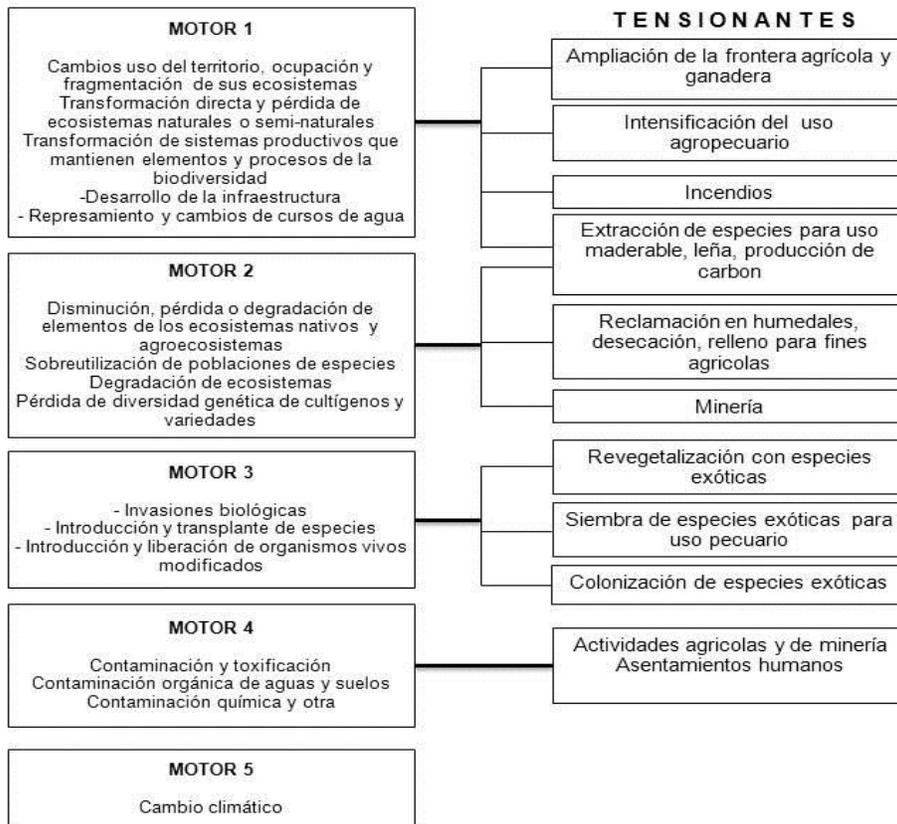


Figura 1. Tensionantes que afectan los páramos y humedales altos andinos con relación a los motores de cambio propuestos para Colombia.

¿Es posible la restauración ecológica en situación de cambio ambiental global?

En la restauración ecológica no solo se debe considerar la fase disturbio – perturbación como ciclo, sino como trayectoria, cuando se producen cambios en los mecanismos de retroalimentación estabilizante, es decir hay no solo estructuras (composición) sino funciones. Algunas de las retroalimentaciones más frecuentes que alteran las trayectorias en los ecosistemas son las interacciones entre los factores bióticos (especies y sus funciones) y los componentes abióticos, en especial los ciclos biogeoquímicos en los ecosistemas terrestres y los regímenes hidrológicos en los acuáticos.

Las sucesiones alteradas típicas suceden cuando hay plantas con trazos funcionales nuevos para el sitio que entran a jugar un papel, en especial en los humedales las especies nitrificantes. También cuando se instalan nuevas dinámicas tróficas por invasiones bióticas, o configuraciones espaciales que afectan la conectividad y disponibilidad de propágulos; e incluso los legados de las intervenciones humanas en forma de memoria de contaminación, alteración del ciclo hidrológico, o interacciones entre las anteriores. Las retroalimentaciones alteradas constriñen el funcionamiento del ecosistema, y pueden tener manifestaciones locales, o actuar entre escalas.

El punto central de esta discusión se refiere a la formulación de objetivos de restauración cuando los disturbios se producen en contextos de cambio de condiciones determinantes del sistema, como sería la tensión climática y la disponibilidad de nuevos propágulos que favorecen invasiones biológicas. En estos

casos se producen trayectorias inesperadas que conducen a nuevos arreglos estructurales (de composición) y funcionales, como producto del disturbio antrópico generando ecosistemas silvestres sin referentes análogos, y denominados emergentes o nuevos (Hobbs *et al.*, 2006). En este sentido el cambio climático aparece como el mayor constreñimiento en escala global. Este tipo de alteraciones producen entonces no solo estados indeseados en el ecosistema, sino dominios de estabilidad que pueden ser recalcitrantes frente a las acciones del manejo, es decir tienen una alta resiliencia perversa (capacidad de resistir al cambio y mantener un estado indeseado). Para este tipo de situaciones, no hay un saber práctico de restauración ecológica¹. Las anteriores consideraciones cobran especial significado frente al cambio ambiental global (Harris *et al.*, 2006 y Hobbs y Cramer, 2008) situación en el cual los humedales aparecen como especialmente dinámicos. Aunque la restauración ecológica se lista frecuentemente como una de las respuestas humanas frente al cambio climático, no son claros los efectos que el mismo puede tener sobre la dinámica del sistema ecológico, y la posibilidad de su restauración.

Según Hobbs y Cramer (2008), los impactos del cambio climático sobre los sistemas ecológicos, en proceso de restauración, son: a) cambios en patrones del tiempo climático, b) incremento de las temperaturas medias, c) cambios en los patrones de precipitación, y d) incidencia de eventos extremos del clima. En un contexto de cambio climático se dificulta establecer las condiciones de referencia para la restauración, y se hace evidente la necesidad de evaluar la posibilidad de alcanzarlas, que podría no existir en situaciones de tensión extrema del clima. En efecto, en el caso de los humedales, los “factores ambientales” que definen su estructura y dinámica (Camargo, 2000), pueden entenderse como: a) Factores estructurantes que determinan la tipología general o naturaleza del sistema ecológico, y b) factores o variables ambientales que fluctúan y determinan el carácter ecológico del sistema. Entre ellos, según este autor, se encuentran atributos geomorfológicos ligados con el ciclo hidrológico, el cual depende directamente del patrón de cambio del clima. Las variables ambientales fluctuarían dentro de rangos que determinan su funcionamiento normal cuando el sistema puede retornar después del disturbio a su situación original (concepto clásico de resiliencia). Cuando los factores estructurantes cambian más allá de umbrales críticos, el sistema transita hacia otros estados de equilibrio, caso en el cual se estaría hablando de resiliencia ecológica. La información disponible sugiere que la restauración ecológica en el sentido clásico es simplemente imposible en la condición actual de tensión climática, en especial en sistemas ecológicos especialmente expuestos al evento climático.

El presente documento hace parte de la formulación de estrategias para la restauración de páramos y humedales altoandinos, ecosistemas que han sido sometidos a procesos de conversión, mediante la intensificación y expansión de las actividades productivas, que ha generado una gradual, y en algunos casos abrupta transformación de la vegetación de páramo, de los bosques y humedales alto andinos, hacia sistemas antrópicos, los cuales muchas veces no se recuperan hacia los sistemas de origen (Verweij, 1995). En el primer capítulo se presentan los conceptos básicos de la restauración ecológica. En el segundo se desarrolla el análisis de los principales tipos de disturbio en los páramos del país y se identifican estrategias y lineamientos para la restauración ecológica de los páramos y humedales altoandinos. En el tercero se da la tipología de humedales altoandinos, disturbios y estrategias de restauración. En el cuarto se presenta el producto de la modelación espacial del disturbio y modelo de tensionantes a escala 1:100.000 y a escala detalla el análisis de las ventanas de páramo a escala 1:25.000 de los páramos de Guerrero, Rabanal, Otún, Paja Blanca y Sumapaz.

¹ Ver la interesante revisión de la restauración ecológica a la luz de la teoría de estados múltiples de equilibrio en los ecosistemas, de Suding *et al.*, (2004).

La restauración en ecosistemas de páramo

En Colombia, la restauración de los ecosistemas se inició mediante procesos de reforestación para fines industriales y como incentivos tributarios en las décadas de los 70 y 80. La reforestación fue apoyada por instituciones como el INDERENA y CONIF, consolidando un fuerte modelo de plantaciones forestales, que utilizó especies exóticas de aprovechamiento como *Pinus patula*, *Cupressus lusitánica*, *Eucalyptus grandis*. En 1991 la reforma de la constitución postula nuevos principios de gestión ambiental como es “La prevención y control de los factores de deterioro ambiental, la imposición de las sanciones legales y la exigencia de reparación de los daños causados” (Art. 80). No es sino hasta 1998 que se formula el Plan Verde, el cual tiene como objetivo la restauración de ecosistemas degradados y promover la reforestación protectora, priorizando zonas que sean estratégicas en brindar servicios ambientales básicos y zonas de significancia para la economía del país. El documento brinda lineamientos conceptuales sobre la restauración y la reforestación, plantea hacia donde deberían apuntar las metas y cuáles son los ecosistemas a priorizar.

El Departamento Nacional de Planeación y el Ministerio de Ambiente en el 2002, publicaron el “Programa nacional para el manejo sostenible y restauración de ecosistemas de alta montaña colombiana: Páramos”, en el cual se propone cuatro estrategias de acción, entre ellas la restauración de ecosistemas de páramo y se prioriza áreas como: El Macizo Colombiano, La Sierra Nevada de Santa Marta, la cordillera Oriental y Central. En el 2003, se publicó el documento “Restauración de ecosistemas a partir del manejo de la vegetación. Guía metodológica”, el cual se convierte en el primer insumo dirigido a la restauración de ecosistemas altoandinos. Este documento orienta el procedimiento para elaborar una propuesta de restauración, integrando componentes de aspectos biofísicos y socioeconómicos, así como la formulación de criterios de selección para áreas de restauración (CONIF, 2003). En el ámbito del Distrito Capital, el Jardín Botánico de Bogotá – JBB- desarrolló experiencias de campo en restauración ecológica sobre los procesos de control de especies invasoras y de incendios forestales (Ríos-Alzate y JBB, 2005; Córdoba-García *et al.*, 2005); al mismo tiempo la Secretaría Distrital de Ambiente y el Acueducto de Bogotá con investigadores de la Universidad Nacional adelantaron otras experiencias de restauración para comprender la dinámica de la vegetación en áreas disturbadas por pastoreo y plantaciones forestales con especies exóticas en la cuenca alta del río Tunjuelo (Vargas, 2007; Vargas *et al.*, 2009).

En el 2007, con el cambio de las políticas del PND, y para dar continuidad a las metas del Plan Nacional de Prevención, Control de Incendios Forestales y Restauración de Áreas Afectadas (2002), se publicó el “Protocolo de Restablecimiento de Coberturas Vegetales afectadas por incendios forestales”, en el cual se caracterizan los efectos de las quemaduras en el ecosistema, además de una serie de procedimientos para proponer estrategias de restauración en áreas afectadas por el fuego. Este documento presenta también un conjunto de recomendaciones para ser establecidas como agendas de investigación en temas como la dinámica de sucesiones en áreas de postquemadura, las metodologías y alternativas de restauración requeridas en diferentes tipos de ecosistemas, y los criterios para la evaluación de los impactos ambientales causados por los incendios forestales. El Sistema de Parques Nacionales Naturales en el 2006 propone los lineamientos conceptuales, metodológicos y técnicos de la estrategia de restauración ecológica participativa (REP), en el marco del ordenamiento ambiental y con el fin de proveer y mantener bienes y servicios ambientales, la recuperación de la estructura, funcionamiento y composición de los ecosistemas en los Parques Nacionales y de esta manera, restablecer su integridad ecológica, experiencia realizada en la cuenca alta del río Otúm (Parques Nacionales, 2010).

El Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial publica en 2010 la “Guía Técnica de Restauración de Ecosistemas” (Vargas *et al.*, 2010) en el cual, de manera general, se establece los pasos para generar

procesos de restauración. El documento presenta los objetivos hacia dónde dirigir la recuperación, dependiendo del ecosistema. Así como también recomendaciones metodológicas sobre las estrategias de restauración y los planes de monitoreo y evaluación. En el 2010 se publica el Plan Nacional de Restauración en el cual participan los grupos de restauración ecológica GREUNAL de la Universidad Nacional de Colombia y la Escuela de Restauración Ecológica –ERE- de la Universidad Javeriana

La restauración en ecosistemas de humedal

Los páramos de Colombia se caracterizan por la diversidad de sistemas de turberas y humedales. La Sociedad Internacional de Turberas (IPS) y Grupo Internacional de Conservación de turberas (IMCG) (Joosten y Clarke, 2002), destaca la importancia de estos ecosistemas: “Son ecosistemas importantes para una amplia gama de hábitats de vida silvestre y apoyo importante a la diversidad biológica y las especies en riesgo, para mantener la calidad del agua dulce y la integridad hidrológica, almacenamiento y secuestro de carbono, y procesos geoquímicos. Además, están indisolublemente ligadas a los valores sociales, económicos y culturales de las comunidades humanas en todo el mundo. Las turberas son los más difundidos de todos los tipos de humedales en el mundo, lo que representa 50 a 70% de los humedales del mundo. Cubren más de cuatro millones de km², o el 3% de la superficie terrestre y de agua dulce del planeta. En estos ecosistemas se encuentran un tercio de carbono en los suelos del mundo y el 10% de los recursos mundiales de agua dulce. Estos ecosistemas se caracterizan por la capacidad única para acumular y almacenar la materia orgánica muerta de musgos (*Sphagnum*) como turba, en condiciones de saturación de agua casi permanente. Las turberas se adaptan a las condiciones extremas de alta nivel de agua y bajo contenido de oxígeno, de elementos tóxicos y baja disponibilidad de nutrientes de las plantas. Su composición química del agua varía de alcalina a ácida. Las turberas se producen en todos los continentes, desde el tropical hasta zonas árticas y boreales, desde el nivel del mar hasta altas montañas alpinas y andinas”.

En el contexto de los humedales andinos, las políticas se han direccionado bajo la directriz de la Convención sobre Humedales Ramsar (1975), que van dirigidas hacia planes integrales para la conservación y uso sostenible, estableció los principios y lineamientos para la restauración (Ramsar, 2002). Los humedales han estado sometidos a mayores presiones de transformación, debido a los procesos de desecación que sufren para fines productivos o de rellenos con fines de urbanización. Los nuevos proyectos de ley en 1993 dirigidos hacia la conservación y uso sostenible de turberas, pantanos, lagunas interiores, entre otros, contribuyen a generar instrumentos de manejo como “Humedales interiores de Colombia: Bases técnicas para su conservación y uso sostenible” (Instituto Alexander von Humboldt, 1999), en el cual se realizó un diagnóstico de los humedales del país por complejos geográficos, reconociendo su valor, función, y los factores biofísicos y socioeconómicos presentes en la dinámica de estos ecosistemas. Con base en este documento, se creó la Política Nacional para Humedales interiores (Ministerio del Medio Ambiente, 2002), en este documento se presenta el manejo integral de los humedales desde una perspectiva ecosistémica, este enfoque considera aspectos ecológicos, sociales y económicos que permiten brindar herramientas de conservación y uso sostenible ajustadas a los diferentes contextos.

En el 2010 el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial publica la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico, en el cual se identifica la problemática alrededor del recurso hídrico en el país, amenazas, riesgos y calidad del recurso. Realizan también un diagnóstico de los avances en gestión realizados por diferentes entidades y corporaciones autónomas, como son los planes de manejo, estudios de diagnóstico y declaración de áreas protegidas.

A nivel local del Distrito de Bogotá se consolida mayor gestión y lineamientos para la recuperación de humedales (Acueducto de Bogotá y Conservación Internacional, 2003). Estas se inician con acciones de saneamiento ambiental adelantadas por la Empresa de Acueducto de Bogotá (1990). En este periodo se crea el Programa de Protección de Humedales y Zonas de Ronda (1999) el cual promovió acciones de adecuación, reforestación, y rehabilitación de las zonas de manejo, publicada por la EAAB. La Secretaría Distrital de Ambiente ha generado publicaciones que definen conceptos y metodologías para la recuperación de estos ecosistemas en el Distrito, estos son: Protocolo Distrital de Restauración Ecológica (2000), la Política de Humedales del Distrito Capital de Bogotá (2004), consolidando las diferentes dimensiones de acción de la política en las áreas de humedales del Distrito, la Guía Técnica para la restauración de áreas de ronda y nacederos del Distrito Capital (2004); posteriormente el Protocolo de recuperación y Rehabilitación Ecológica de Humedales en Centros Urbanos (2010), entre otros.

Experiencias de restauración en los páramos del país

Las experiencias de restauración en el país están dirigidas a responder necesidades locales, y no tienden a resolver problemáticas de degradación a nivel de paisaje y región. Por esta razón, la restauración se ha focalizado hacia la recuperación de la estructura y composición de especies teniendo en cuenta áreas de referencia o la información del ecosistema previo a la perturbación.

Los trabajos de restauración en los páramos del país son escasos y carecen de buena documentación, exceptuando la Sierra Nevada de Santa Marta y Serranía de Perijá. La distribución de las experiencias de restauración a lo largo del país, reseña también distintos tipos de disturbios, siendo el pastoreo una de las acciones con mayor prevalencia en las zonas de páramo. Además, se evidencia que los páramos son afectados por múltiples presiones y son escasos los sitios en los cuales existe un solo tipo de disturbio (Tabla 1). Los actores que participaron de estos proyectos son, en su mayoría organizaciones de carácter regional. Sin embargo, se demuestra un acompañamiento entre diferentes instituciones, lo que ha fortalecido el proceso mediante la estructuración metodológica, la implementación y el seguimiento.

La ciencia de la ecología de la restauración y su teoría es de incursión reciente en el país, por esta razón aún no presenta un desarrollo metodológico y experimental amplio. La ejecución de las experiencias de restauración en Colombia se activa después de la aparición de disturbios masivos por incendios como es el caso de PNN Los Nevados, Chingaza, Pisba, Cocuy, Rabanal y Chiles. En el páramo de Paja Blanca, la restauración se realizó después de realizar un plan de manejo en el cual la comunidad local identificó la importancia de recuperar los servicios ecosistémicos.

Tabla 1. Localización de experiencias de restauración en el país y tipos de disturbio.

	Localidad	Sector	Pastoreo	Incendios	Extracción tala	Agricultura	Siembra pastos	Expansión agrícola	Tenencia tierras	Minería	Especies exóticas	Degradación humedales	Erosión suelo
1	Otún	Cordillera Central	x	x								x	
2	Munchique	Cordillera Occidental	x									x	x
3	Chingaza	Cordillera Oriental	x										
4	Chisacá	Cordillera Oriental									x		
5	Cruz Verde	Cordillera Oriental	x			x							
6	Rabanal	Cordillera Oriental	x			x				x	x		
7	Pisba	Cordillera Oriental			x			x	x				
8	Cocuy	Cordillera Oriental	x										
9	Tamá	Cordillera Oriental	x		x	x			x				
10	Iguaque	Cordillera Oriental		x									
11	Chiles	Nariño-Putumayo	x	x	x	x							
12	Paja blanca	Nariño-Putumayo	x				x				x		

Los páramos pertenecientes a Parques Nacionales involucran la participación de los funcionarios como los líderes en la formulación y ejecución del proyecto. En Otún el grupo de ICESI apoyó este proceso mediante la formulación de herramientas de manejo del paisaje para asegurar los procesos de restauración. En el PNN Chingaza, el grupo de restauración de la Universidad Nacional ha realizado varias investigaciones para consolidar una línea base que contribuye en la formulación, puesta en práctica y replanteamiento de las estrategias necesarias para la restauración de páramos ante eventos de quema y ganadería, posteriormente en cumplimiento del Plan de Manejo Ambiental de Chingaza el Acueducto realizó la restauración de antiguas canteras en páramo (Rivera *et al.*, 2009). Como base metodológica para dar inicio a un programa de restauración, Vargas y colaboradores (2007) han propuesto una serie de pasos que ayudan a identificar aspectos clave en las diferentes fases de diagnóstico, formulación e implementación en los proyectos de restauración ecológica (Figura 1).

No obstante, la revisión de la información de las experiencias a nivel nacional, muestran una propuesta metodológica diferente (Figura 2). En general, la primera fase consiste en realizar un diagnóstico de la zona tanto de áreas perturbadas y en áreas que pueden ser tomadas como referencia. Se identifica además que la participación comunitaria es un eje transversal al proceso, tomando acciones en todas las fases y participando de manera activa y conjunta con los demás actores involucrados.

La restauración ecológica es un proceso a largo plazo y los resultados no se pueden apreciar inmediatamente, en el proceso intervienen muchas variables ambientales y decisiones técnicas que definen con qué restaurar y que pueden cambiar la trayectoria o resultados esperados. Los resultados de la restauración en Colombia aún no pueden ser evaluados como exitosos o no, generalmente fases avanzadas de la restauración no son bien documentadas. Únicamente dos programas presentan propuestas de seguimiento, evaluación y monitoreo que están ligadas a los planes de monitoreo, control y vigilancia del área protegida. La implementación de estos programas en las diferentes zonas del país se considera un importante punto de partida que puede servir de modelo para otras áreas.

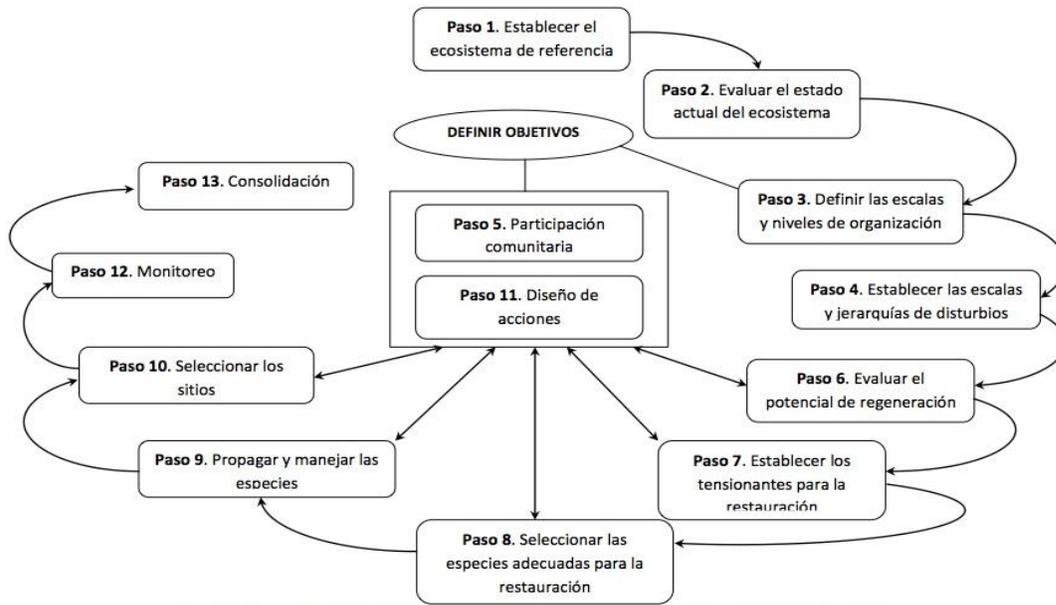


Figura 1. Diseño metodológico para los programas de restauración propuesto por Vargas *et al.*, (2007).

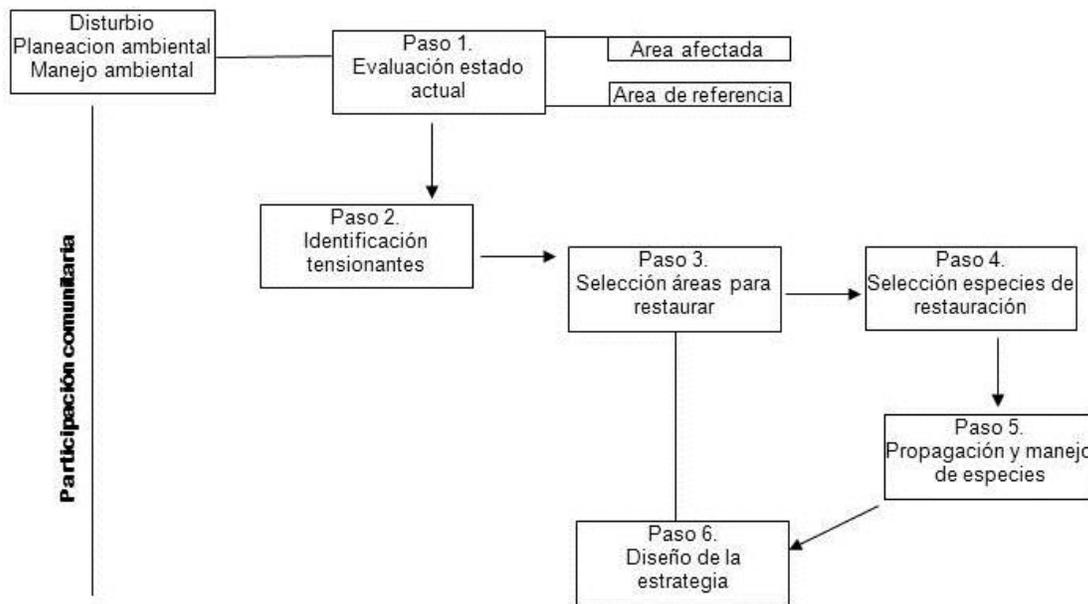


Figura 2. Proceso metodológico en las experiencias de restauración del país

El avance consiste en el establecimiento de áreas con proyectos de restauración documentados que cuenta con aproximadamente 1796 hectáreas en procesos de restauración (Tabla 2).

Tabla 2. Zonas intervenidas con proyectos de restauración en algunos sectores del país.

Sector	Localidad	Hectáreas con proceso de restauración	Ecosistema
Cordillera Central	PNN Los Nevados	900	Páramo, bosque alto andino y humedales
Cordillera Occidental	PNN Munchique	712	Páramo y humedales
Cordillera Oriental	PNN Pisba	40	Páramo, bosque alto andino
	PNN Cocuy	35	Páramo
	PNN Tamá	20	Humedales y bosque alto andino
	Región del Sumapaz, Distrito Capital. Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. PNN Chingaza	Sin definir	Páramo y bosque alto andino
Nariño-Putumayo	Páramo de Paja Blanca	89	Pastizales y páramos
	Total	1796 Ha	

La ejecución de estos proyectos, a pesar que algunos no son exclusivos en páramo, han generado el establecimiento de viveros que constituyen un importante avance en la propagación de especies nativas de estos ecosistemas, involucra hierbas, arbustos y árboles pioneros en la sucesión de ambientes de bosque altoandino y páramo, recurriendo a propagación por semilla, por estacas, traslado de cespedones, y recolección de plántulas hacia los viveros.

En la presente revisión, cinco páramos muestran la identidad taxonómica de las especies propagadas en viveros (Chiles, Cocuy, Los Nevados, Pisba, Tamá y Sumapaz) los cuales son representativos para los cuatro sectores: Cordillera Central, Oriental, Occidental, y el sector Nariño-Putumayo (Tabla 3). Las experiencias realizadas registran aproximadamente 73 especies de páramo y bosque altoandino que son propagadas con éxito en viveros. De estas especies, *Escallonia myrtilloides*, *Morela pubescens*, *Vallea estipularis* y *Viburnum triphyllum* son propagadas en dos o más localidades.

Se observa que si el acompañamiento lo respaldan instituciones con mayor experiencia, las propuestas se consolidan de manera más tecnicada. La vinculación de la academia para ejecutar proyectos en temáticas más específicas de investigación tales como: dinámica poblacional de especies clave en la restauración, aspectos sucesionales, funcionales, y de establecimiento de especies, entre otras, genera herramientas para la toma de decisiones en el proceso de formulación y establecimiento de estrategias de restauración en el país.

Tabla 3. Localización de los viveros y personal a cargo en los diferentes sectores del país.

Sector	Localidad	Capacidad (No. especies)	Número especies nativas	Actor encargado
Cordillera Central	Los Nevados (dos viveros)	30.000	18	PNN Otún
Cordillera Oriental	Pisba	No establecida	12	PNN Pisba
	Tamá	10.000	17	PNN Tamá
	Cocuy (tres viveros)	100.000	15	PNN Cocuy
	Rabanal	No establecida	No establecido	Red de viveros locales
	Región del Sumapaz, Distrito Capital.	20.000	20	Empresa de Acueducto de Bogotá
Cordillera Occidental	Munchique (tres viveros)	No establecida	13	Familias campesinas
Nariño-Putumayo	Chiles	No establecida	37	Resguardo de Chiles

La experiencia realizada en el Páramo de Chiles con el proyecto Páramo Andino, fue una oportunidad para abrir agendas de investigación en páramo afectado por quemas y ganadería. Así mismo, la articulación de la restauración en los programas de monitoreo, seguimiento y vigilancia dentro de las áreas protegidas, constituye un primer acercamiento para evaluar la restauración dentro de estas.

En la actualidad, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible tiene dentro de sus metas implementar acciones sobre procesos de restauración y recuperación de los servicios eco sistémicos que brindan los páramos y sistemas andinos; por esta razón se presenta el siguiente documento que tiene como objetivo recopilar las experiencias de restauración en páramos y humedales alto andinos a nivel nacional para identificar los principales focos en el territorio que consoliden programas de restauración bajo determinados tensionantes, así como las principales metodologías aplicadas e identificar las especies que son utilizadas como potenciales en los procesos de restauración. De esta manera se establece unas conclusiones y recomendaciones que estas experiencias nos dejan, para formular aproximaciones que contribuyan a la consolidación de acciones a largo plazo.

CAPÍTULO 1. CONCEPTOS BÁSICOS DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Introducción

Dinámica de la vegetación

La restauración ecológica es una ciencia, es parte de la ecología de ecosistemas y por ello se basa en sus métodos y en su teoría (Ceccon, 2013). Los cambios en la composición y estructura de un ecosistema a través del tiempo y el espacio, han sido estudiados por la sucesión ecológica que es la base actual de los modelos de restauración ecológica (Tabla 1). El conocimiento de los procesos de sucesión de los diversos ecosistemas y comunidades permite plantear diferentes enfoques para realizar una restauración ecológica con éxito. No obstante vale la pena resaltar que frente al estado de degradación y la crisis mundial ambiental actual, los retos y desafíos de la restauración ecológica son muchos a pesar que las bases en los enfoques conceptuales se encuentran en constante desarrollo.

Los sistemas naturales son dinámicos en el espacio y el tiempo, es decir, la frecuencia y la escala de los eventos pueden influir de manera sucesiva en el proceso sucesional. Por ello es importante el estudio de la dinámica de las perturbaciones que nos ayudará a entender su efecto en las poblaciones, en las comunidades y en los ecosistemas. Es importante señalar que es ampliamente aceptado que los ecosistemas no se encuentran en constante equilibrio, sino en flujo, en cambio drásticos y/o paulatinos, lo que implica que los disturbios forman parte de la dinámica normal de éstos (Pickett y White, 1985). Por otro lado es claro que los seres humanos somos parte de este cambio y que en algunas ocasiones, dichos cambios son de gran impacto por la magnitud, la frecuencia e intensidad de dichas perturbaciones, llegando en ocasiones a que incluso las afectaciones humanas pueden superar a los generados por agentes abióticos.

La restauración desde la modelación de ecosistemas

La modelación de ecosistemas es una herramienta para describir ecosistemas complejos, integrando los rasgos característicos del sistema en una forma organizada, haciendo posible trabajar con un sistema como una entidad interactiva (Jørgensen y Müller, 2000).

Un modelo se puede considerar como una síntesis del conocimiento de los elementos de un sistema. La calidad del modelo depende de la calidad de nuestro conocimiento acerca de los elementos del sistema y de la disponibilidad de datos, pueden darnos nuevo conocimiento acerca de las reacciones y propiedades del sistema como un todo, lo cual contribuye al desarrollo de la teoría de ecosistemas, al tiempo de proveer resultados particulares acerca de las propiedades del sistema.

Un modelo usado como una herramienta de síntesis no contiene todos los rasgos del sistema real, un modelo ecológico, por ejemplo, puede contener únicamente los rasgos de interés para el manejo o restauración ecológica de un área dentro de un paisaje (Jørgensen y Müller, 2000). Los componentes del modelo se definen como entidades biológicas, sociales o físicas, que actúan durante un determinado tiempo en un determinado lugar, el cual está delimitado geomorfológicamente, presenta variabilidad de sus flujos de energía y responde a cambios de sus procesos ecológicos, adicionalmente cuenta con la injerencia de entidades políticas que influyen y determinan, en algunos casos, las acciones de gestión (Pickett y Caldasso, 2002).

Tabla 1. Teorías de la sucesión

Clements (*Hipótesis del monoclímax*)

La teoría clementsiana de la sucesión fue expuesta desde 1916. La sucesión es un proceso de eventos graduales y recurrentes que tienden a llegar al equilibrio de las comunidades, comienza con la llegada de especies pioneras que modifican condiciones bióticas y abióticas, facilitan el establecimiento posterior, hasta alcanzar una etapa final de equilibrio permanente con las condiciones climáticas locales que marca el final del proceso sucesional o “comunidad Clímax” denominado también “modelo monoclímáxico”.

Gleason (*Teoría individualista*)

La sustitución de especies en el proceso de sucesión no tiene una secuencia determinada, cada especie responde de manera específica a las interacciones bióticas y abióticas del paisaje, la sucesión es individualista, menos predecible y las comunidades no convergen en un clímax climático único.

Watt (1947) (*Sucesión cíclica*)

Las comunidades se encuentran en equilibrio, los cambios que éstas experimentan no se deben a procesos de sucesión sino a eventos cíclicos a pequeña escala, dependiendo del cambio en la composición de especies en una comunidad puede ser un procesos de sucesión o parte de la dinámica interna recurrente. Presenta cuatro fases: pionera, constructiva, madura y degenerativa, después de esta última siempre se empieza con una fase pionera.

Eagler (1954) (*Modelo de sucesión florística de relevo*)

Consiste en el remplazo de una comunidad vegetal por otra y el modelo de la composición florística inicial, donde todas las especies características de la comunidad se encuentran desde el inicio del proceso cada uno con tasas diferenciales de establecimiento, crecimiento, reproducción y sobrevivencia a través del tiempo; donde la composición y estructura de la comunidad varía gradualmente sin un remplazo total de una comunidad por otra.

Whittaker (1975) (*Patrón climático*)

Derivado de la hipótesis de Clements de monoclímax, donde en un área con un régimen climático dominante se identifican diferentes condiciones climáticas. Estas condiciones climáticas locales se originan de la combinación de factores como lo son el clima, el suelo, la topografía y los efectos de la perturbación. El resultado de la interacción de estos factores es el establecimiento de un conjunto de comunidades vegetales que varían en un gradiente ambiental o patrón climático.

Horn (1976) (*Reemplazamiento árbol por árbol*)

Permite predecir los cambios en la composición y estructura de la comunidad arbórea con base a dos aspectos básicos, i) la probabilidad que tiene un individuo de ser reemplazado por otro de la misma especie en un intervalo de tiempo determinado y ii) el supuesto de una composición inicial de especies; independientemente de la composición de especies, las comunidades alcanzan una situación de estabilidad.

Connell y Slatyer (1977) (*Sucesión, facilitación, tolerancia e inhibición*)

Plantearon tres posibles mecanismos para el proceso de sucesión, facilitación, tolerancia e inhibición; en la facilitación las especies pioneras llegan al sitio y modifican las condiciones ambientales del medio, haciéndolo adecuado para la entrada de otras especies que resultan competitivamente superiores, la tolerancia postula que las especies tardías logran establecerse junto a las pioneras debido a que requieren pocos recursos para sobrevivir y las tardías coexisten durante cierto tiempo sin afectarse unas a otras. La inhibición es el mecanismo mediante el cual las especies tardías logran establecerse, pero no pueden llegar al estado adulto por la existencia de especies tempranas. Este modelo a pesar de tener más de treinta años aun continúa vigente.

Es importante resaltar que muchos proyectos de restauración se basan en modelos desarrollados para tipos particulares de ecosistemas, en regiones no necesariamente similares a aquellas en las que se intenta aplicarlos subsecuentemente.

Al construir un modelo ecosistémico se debe establecer sus límites y alcances, con tal objeto se recomienda:

- i) identificar los componentes del modelo,
- ii) determinar la escala espacial y temporal bajo la cual opera,
- iii) delimitar las barreras físicas del sistema, articular los componentes del sistema y finalmente
- iv) identificar sus limitaciones.

Los modelos no deben convertirse en una obligación de la naturaleza ni en una obsesión del proyecto de restauración. El objetivo, o trayectoria posible, de un ecosistema restaurado debe ser flexible y dinámico, fluctuando entre lo que se desea y las limitaciones para lograrlo (tiempo, presupuesto, variables ambientales, impactos previos, etc.). Los modelos son herramientas útiles en la comprensión de las dinámicas de los ecosistemas y en su seguimiento, pero no pretenden ofrecer respuestas específicas o generales para todos los retos de la restauración (Suding y Hobbs, 2009). Las predicciones de los modelos se deben evaluar con cuidado, especialmente cuando se predice el funcionamiento del ecosistema a largo plazo y cuando los datos que se usan son recolectados en cortos periodos de tiempo (Zedler y Callaway, 1999).

Modelos empleados en restauración ecológica

La modelación de ecosistemas es una herramienta valiosa en procesos de restauración y gestión. Permite identificar cuándo los ecosistemas están en capacidad de recuperarse sin necesidad de intervención, o cuándo requieren de grandes esfuerzos de restauración. En la gran mayoría de ocasiones no se cuenta con el conocimiento para iniciar un proceso de restauración ecológica, se requiere de estrategias y técnicas que permitan generar el conocimiento y dirigir las acciones hasta la meta.

Beneficios de los modelos de restauración:

- Los modelos ayudan a la estimación, comprensión y evaluación de la trayectoria de recuperación.
- Facilitan la comprensión del ecosistema y son útiles en acciones de seguimiento de los objetivos y de monitoreo.
- Particularmente, los modelos conceptuales de dinámica de ecosistemas reducen el riesgo de desviaciones de la trayectoria de restauración, gracias a la identificación temprana de estados imprevistos y no deseados (Suding y Hobbs, 2009). Además permiten la aplicación de un manejo adaptativo oportuno en el cumplimiento de los objetivos.

Tipos de modelos

Existen varios tipos de modelos de ecosistemas y diferentes formas de diferenciarlos, Suding y Hobbs (2008) proponen tres:

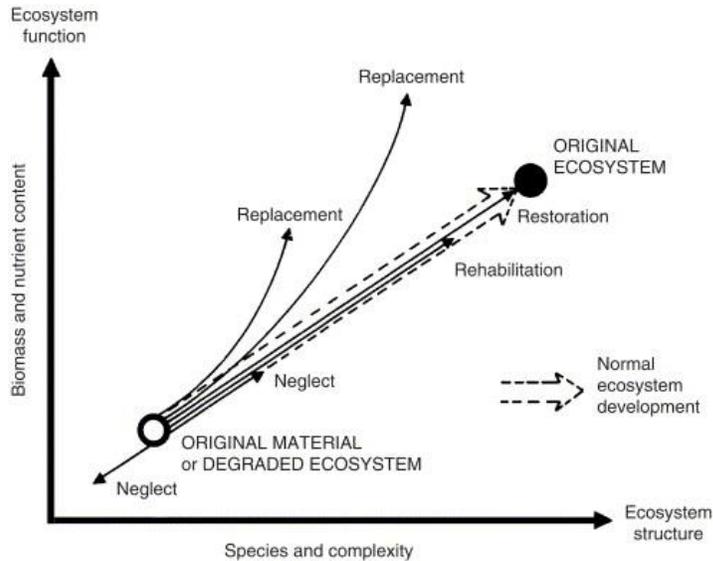
Modelos continuos: Asumen que el ecosistema responde de una forma continua a los cambios ambientales y retorna a su estado predisturbio o trayectoria sucesional después de cualquier intervención y predice una teoría sucesional clásica.

Modelos estocásticos: Presentan un régimen de alta variabilidad y no equilibrio. No se encuentran relaciones entre las respuestas del ecosistema y el ambiente.

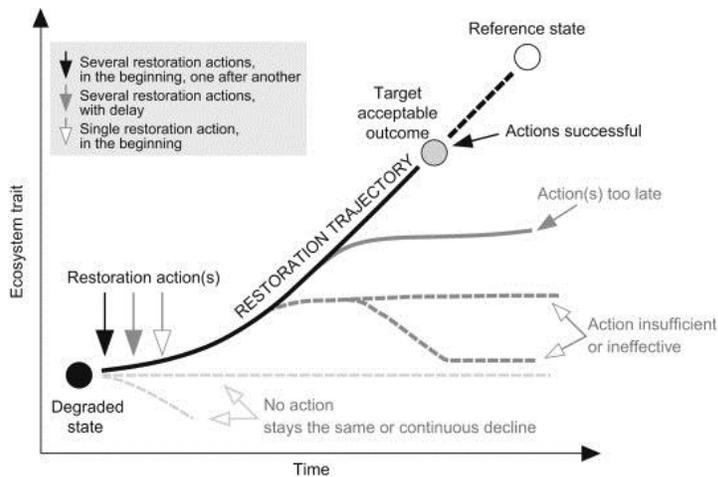
Modelos de umbrales o Modelos de cambio de regímenes: Estos modelos describen grandes cambios con pequeñas variaciones en las condiciones ambientales.

Tabla 2. Modelos continuos aplicados a la restauración de ecosistemas

Bradshaw (1984): En este modelo, se pretende llevar el ecosistema degradado a las condiciones que existían antes de la perturbación, o uno parecido (ecosistema de referencia), cuando no se llega es una recuperación o remplazo. El proceso de restauración sigue el camino de una sucesión (primaria o secundaria) y las relaciones entre los componentes ecosistémicos son simples.

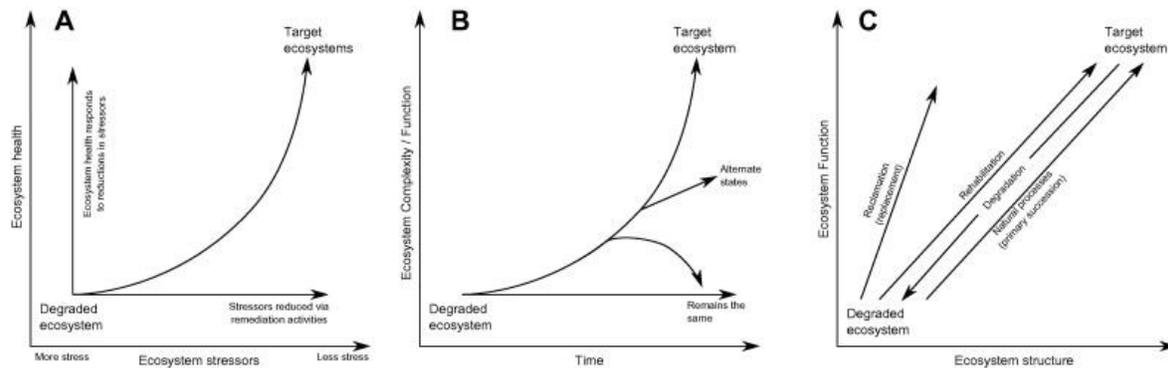


Hobs y Norton (1996): En este modelo, se considera el efecto del nivel del disturbio sobre la naturaleza y la intensidad del esfuerzo requerido para la lograr las acciones de restauración.



Palmer et al., (1997): Incluye el papel de los alrededores ya sean comunidades circundantes, ecosistemas o el paisaje sobre los resultados de la restauración.

Hobbs y Mooney (1993): En este modelo se incluye el efecto del tiempo en los resultados de la restauración, además del papel de las comunidades.



Debilidades de los modelos continuos

- El clímax no es siempre la condición más deseable
- Las condiciones prístinas no se pueden reproducir en la zona actual
- No se puede incluir la presencia de especies exóticas

Las condiciones que se encuentran en los sitios de restauración rara vez coinciden con las condiciones que están presentes en los procesos sucesionales

Las condiciones de algunos sitios presentan tal estado de degradación que resulta imposible llevar el sistema a condiciones semejantes (históricas) o de los sistemas.

Modelos Estocásticos

Los modelos de estados y transiciones se desarrollaron para comprender la dinámica de la vegetación en la escala temporal que es relevante para el manejo, que en muchos tipos de ecosistemas puede ser menor a la de los procesos sucesionales. Reconocen que existen múltiples estados alternativos, casi estables o estables, que se mantienen mediante interacciones bióticas y los regímenes de disturbio, y se mantiene siguiendo el paradigma del no equilibrio (Ellis y Swift, 1988).

Lewontin (1969), propuso un modelo donde los ecosistemas se desarrollan por estados estables alternos. Este modelo predice la dinámica de umbrales bióticos o abióticos, los cuales mantienen el sistema dentro de un determinado estado estable por procesos de retroalimentación, además plantea que cuando se eliminan las causas o disturbios responsables del desvío de la sucesión, el ecosistema no vuelve a su estado original como lo sustentan los modelos de sucesión lineal sino que es desviado a diferentes estados distintos al estado predisturbio (Suding y Hobbs, 2009).

Estado estable: Comunidad vegetal persistente que no es fácilmente alterable a través de un proceso lineal de cambio (Tamzen *et al.*, 2001). Para que se considere un estado estable deben cumplir los siguientes condicionantes: i) existir procesos de retroalimentación positiva que la mantengan en el estado (por ejemplo ocurrencia de fuegos, pastoreo), ii) la transición entre los estados no debe ser lineal, es decir puede que

exista un brinco temporal entre las variables que describen el sistema, y ii) presenta histéresis, es decir el camino que lo condujo en cambio entre estados, es diferente al que conduce un cambio en sentido inverso. Los estados alternativos creados por las actividades humanas pueden ser estables por lo tanto hablamos de sucesiones detenidas.

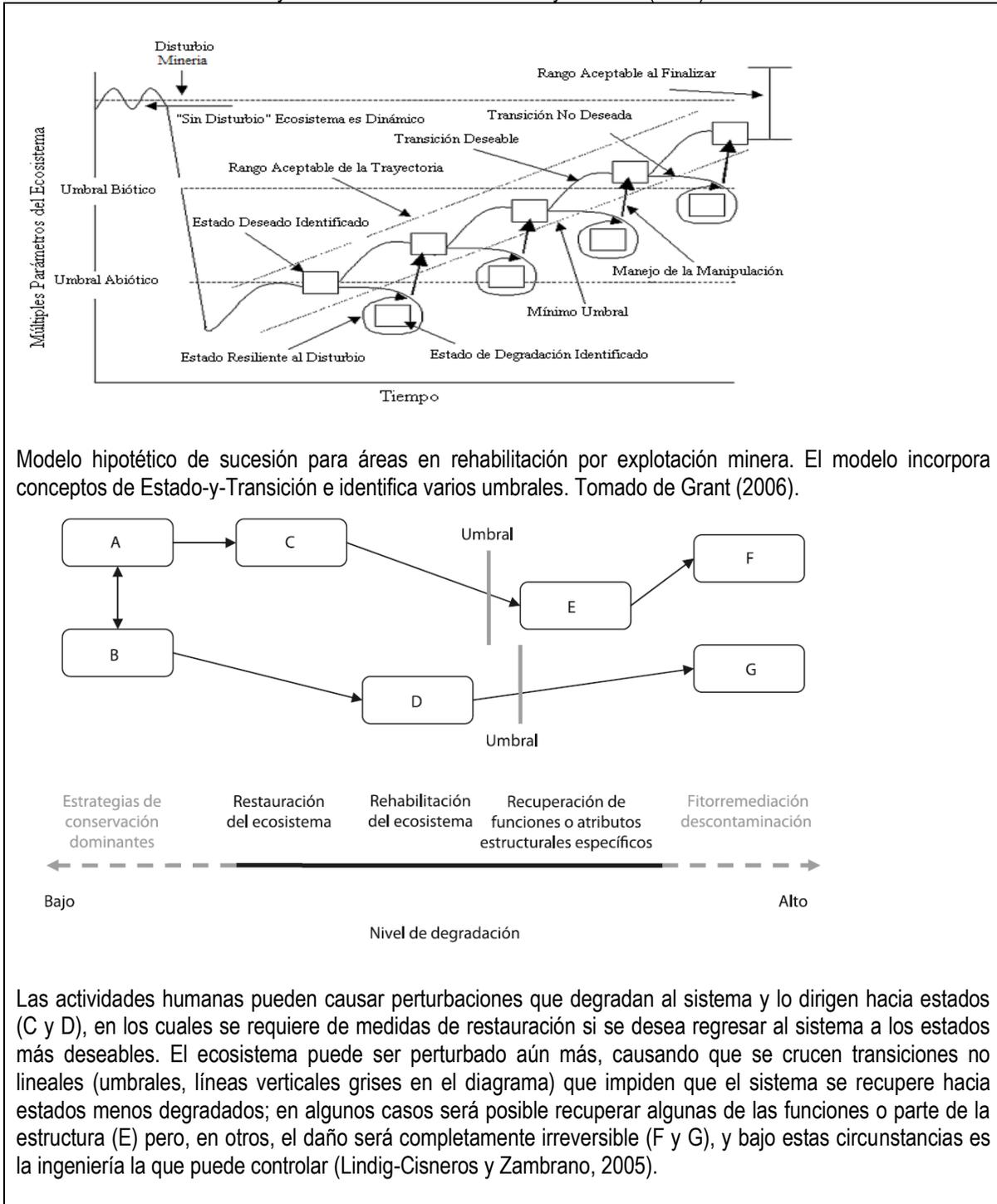
Umbrales y “feedbacks”

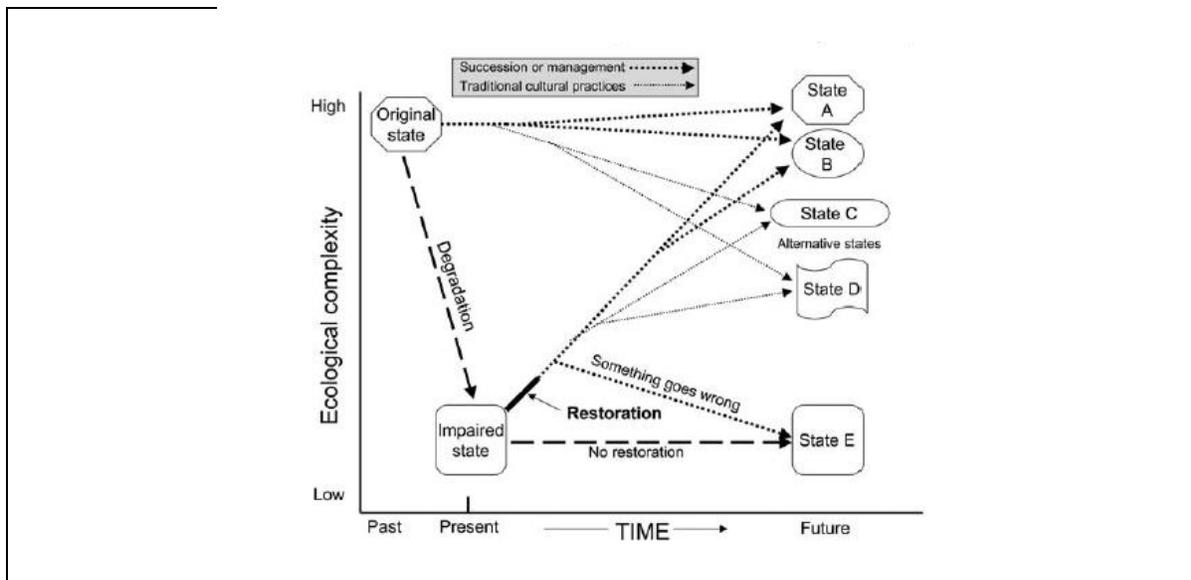
Los umbrales se definen como una barrera que establece nuevas condiciones (edáficas, climáticas, biofísicas, etc.) imposibilitando la continuidad del estado anterior y determinando las nuevas características bajo las cuales funcionará el nuevo ecosistema con su respectivo equilibrio (Stringham y Krueger, 2011) por tal razón cuando un ecosistema cruza un umbral es necesario implementar grandes esfuerzos de restauración para que este vuelva a su estado original (Hobbs y Norton, 1996). Los *feedbacks* se refieren a procesos continuos del sistema que garantizan e influyen positivamente en la permanencia del estado alterno y en el establecimiento del umbral.

Transiciones

Los estados alternos se encuentran normalmente en un equilibrio dinámico, sin embargo variaciones significativas en su resistencia y resiliencia, identificadas durante el monitoreo, la evaluación y el seguimiento, pueden conducir al ecosistema a procesos de transición. Si los cambios generados ocurren en un periodo de tiempo mediano o largo, y son controlados mediante un manejo adaptativo; donde se implementen acciones pertinentes de acuerdo a las condiciones y necesidades del ecosistema, el estado presenta una transición reversible. Al contrario, si el ecosistema está muy degradado y requiere de exigentes, numerosas y constantes acciones de restauración presenta una transición irreversible (Stringham y Krueger, 2011).

Tabla 3. Modelos de estados y transiciones. Fuente: Clewell y Aronson (2007)





Barreras ambientales a la restauración

Antes de dar inicio a las acciones tendientes a recuperar los atributos del ecosistema que se han perdido es indispensable determinar cuales son los factores que la están limitando, y basados en esta caracterización y diagnóstico, se diseñarán las acciones y estrategias dentro de un proceso de restauración, rehabilitación y/o recuperación según sea el caso (Vargas *et al.*, 2007).

Por barreras a la restauración se definen a los umbrales que pueden existir entre algunos estados del ecosistema que impiden el retorno del sistema a un estado de menor degradación (Hobbs y Norton, 1996; Whisenant, 1999, 2002; Hobbs y Harris, 2001; Bestelmeyer, 2006) a menos que se realice algún tipo de manejo; es decir, el sistema presenta unos factores dominantes que impiden o limitan el desarrollo de la sucesión natural en áreas alteradas por disturbios naturales y antrópicos (Aidé Cavellier, 2000; Holl *et al.*, 2000).

Las barreras a la restauración se clasifican en dos tipos: barreras ecológicas y socioeconómicas:

- **Barreras ecológicas:** están relacionadas con la interacción de los factores bióticos y abióticos como resultado de los procesos de alteración, estas condiciones influyen en las fases más importantes de la vida de las plantas: dispersión, establecimiento y persistencia. Las limitaciones a este proceso en sus diferentes etapas afectarán la riqueza de especies de la comunidad, la estructura espacial de las poblaciones.
- **Barreras socioeconómicas:** corresponden a los obstáculos sociales, institucionales, de gestión y manejo, así como de los recursos económicos que están asociados al uso de un ecosistema en particular, que dificultan y/o impiden las acciones de restauración.

Al respecto algunos autores han propuesto un modelo conceptual de intervención para superar las barreras de restauración (Whisenant, 1999; Hobbs y Harris, 2001; Parques de Canadá, 2008) que explica cuales serían las acciones necesarias para superar dichas barreras. En este modelo, las acciones dirigidas hacia la derecha corresponden a los esfuerzos por superar las barreras a la restauración, y las de la izquierda los efectos de la degradación (Figura 1).

De acuerdo con lo planteado para superar las barreras a la restauración, se deben tener en cuenta las siguientes directrices:

- Antes de que se cruce la barrera biótica, puede ser importante realizar un cambio en las prácticas de manejo del ecosistema (por ejemplo restauración de regímenes de perturbaciones naturales, eliminación de especies exóticas invasoras); en algunas ocasiones, este tipo de acciones de restauración pueden ser suficientes para recuperar la funcionalidad del ecosistema.
- Si la degradación se continúa y se cruza la barrera biótica puede que sea necesario manipular los componentes del ecosistema, en este caso las intervenciones y las acciones de restauración por lo general serán mucho más complejas y costosas, y podrían incluir, por ejemplo, la recreación de comunidades o hábitats nativos, o la reintroducción de especies.

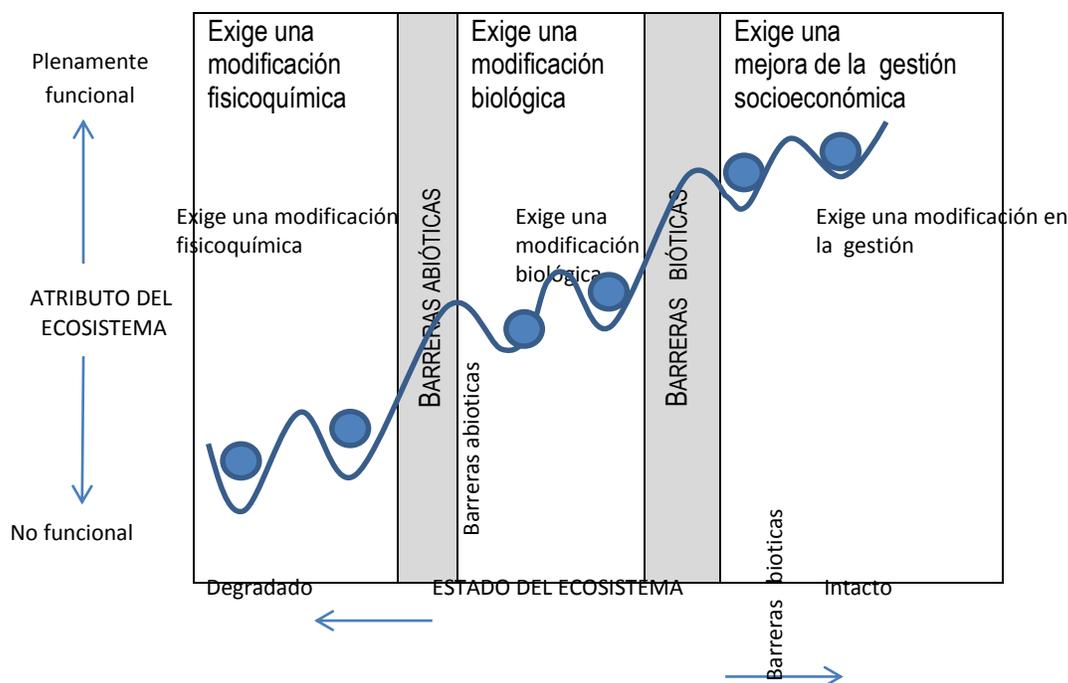


Figura 1. Modelo conceptual de la degradación y restauración de un ecosistema (adaptado de Whisenant, 1999; Hobbs y Harris, 2001; Parques de Canadá, 2008).

- Cruzar la barrera abiótica significa que el medio físico o químico se ha degradado hasta tal punto que el ecosistema ya no funciona como un sistema intacto. En estas circunstancias, se necesitarían grandes esfuerzos destinados a recuperar las formas de relieve, los regímenes hidrológicos y la calidad del agua y el suelo. En sistemas que han llegado a tal nivel grave de degradación, es necesario mejorar las condiciones abióticas antes de realizar manipulaciones bióticas que sean útiles, sostenibles en el tiempo y exitosas.
- La restauración no debería centrarse solamente en sitios individuales, sino en el conjunto del paisaje, siendo la cuenca hidrográfica (captación de las aguas) el nivel fundamental de organización.

Antes de dar paso a la descripción de la tipología de disturbios es necesario aclarar los conceptos y definiciones claves asociados al disturbio, tomando como base el esquema de Motores de Transformación-

tensionantes-disturbios-alteración propuesto en el Plan Nacional de Restauración (MAVDT, 2010) y la Política Nacional para la Gestión de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (MADS, 2011).

- **Motores de la transformación y pérdida de biodiversidad:** (direct drivers) son procesos que afectan la ocurrencia espacial de la biodiversidad en un territorio específico (PNGIBSE, 2011). Estos “direct drivers” corresponden a lo que en ecología de la restauración se describe como tensión “estímulos o acciones generadores o no de disturbios para cualquier sistema biológico” (Brown y Lugo, 2004).

De acuerdo a la PNGIBSE (2011) al Plan Nacional de Restauración (2011) se identifican 5 Motores de Transformación y pérdida de biodiversidad en la escala nacional: i) Cambios en el uso del territorio, su ocupación y la fragmentación de sus ecosistemas; ii) Disminución, pérdida o degradación de elementos de los ecosistemas nativos y agroecosistemas; iii) Invasiones biológicas; iv) Contaminación y toxificación; v) Cambio climático.

- **Tensionantes:** factores ajenos a los ritmos fenológicos o ciclos biológicos de las poblaciones biológicas nativas, que determinan una pérdida destructiva de los elementos u organización del ecosistema (Brown y Lugo, 2004). De acuerdo con Barrera y Valdés (2007) un factor tensionante se define como los diferentes tipos de estímulos o acciones que pueden dañar o no los sistemas naturales. Los factores tensionantes pueden clasificarse como:

- Crónicos: se presentan con una cierta periodicidad en un área y un lapso dados.
- Leves: actúan por eliminación, modificación o adición de organismos o materiales causando disturbios que, en general, el ecosistema logra controlar, a no ser que se hagan crónicas o desencadenen procesos de alteración más vastos.
- Severos: actúan sobre las fuentes de energía del ecosistema o sobre la capacidad del mismo para captarla; las perturbaciones tienen la forma de devastaciones (extensas, muy destructivas y que afectan todos los componentes ecológicos) catastróficas (gran magnitud en poco tiempo).
- Persistentes: el tensionante actúa, desencadena una perturbación y permanece con una intensidad suficiente para alimentar la permanencia, profundización y expansión del disturbio.

De acuerdo a la ocurrencia de actividades y acciones humanas que pueden causar diversas alteraciones en los páramos, se identificaron como factores tensionantes a los diversos sectores productivos:

- i) Agropecuario: que de acuerdo al tipo de agricultura y ganadería, este sector puede ser un tensionante severo o leve. La agricultura y ganadería tradicional, de subsistencia o extensiva es un tensionante leve y crónico, mientras que la agricultura y ganadería moderna e intensiva es un tensionante severo y persistente.
- ii) Forestal: plantaciones forestales
- iii) Extractivo – minero: se considera como un tensionante de tipo severo y persistente
- iv) Infraestructura: tensionante de tipo leve o severo
- v) Comercio y turismo: tensionante de tipo leve o severo

- **Disturbio o perturbación:** evento más o menos discreto en el tiempo (es decir, que tiene un comienzo y un final) de pérdida destructiva de elementos u organización en el ecosistema, generado por uno o más tensionantes. Varios autores definen también al disturbio como “un evento discreto que causa daños en el desarrollo natural de un ecosistema, provocando la pérdida parcial o total de sus atributos” (Grime, 1979; White y Pickett, 1985; Forman y Godron, 1986; van Anden y van den Bergh, 1987).

La perturbación o disturbio, como efecto directo de un tensionante, es el primero de una serie de cambios dentro del proceso de alteración. Tales cambios, aunque desencadenados por la perturbación, pueden ser efectos de ésta o de otros procesos propios de la respuesta del ecosistema y sus componentes.

En algunos casos, la perturbación es corregida por los mecanismos de regeneración sin que se presente una cadena de alteración mayor. En otros casos, las características y efectos de la perturbación, junto a su interacción con la permanencia del tensionante, factores limitantes del ecosistema, mecanismos de regeneración y respuestas individuales de los componentes biológicos, pueden dar lugar a procesos de alteración bastante complejos y extensos, en los cuales unos cambios desencadenan otros y se generan retroalimentaciones de control (retronegativa) y de refuerzo (retropositiva) del cambio características de los procesos caóticos (Brown y Lugo, 1994).

Los atributos con que se califican a los disturbios o perturbaciones son:

- Origen: qué tensionante o combinación de tensionantes causa la perturbación.
- Naturaleza: qué aspectos de la composición, estructura y función del ecosistema se ven modificados y en qué forma.
- Probabilidad: de que se verifique una cierta perturbación dado un cierto régimen de tensionantes.
- Frecuencia: cuál es la densidad de eventos de una forma de perturbación en el tiempo y qué periodicidad presentan.
- Magnitud: cuál es la dimensión de los cambios producidos en el ecosistema, en términos de superficie, toneladas, concentraciones, individuos, profundidad en la estratificación ecológica, etc.
- Velocidad: magnitud alcanzada en un determinado tiempo para una intensidad dada del tensionante.
- Distribución: el patrón espacial de la perturbación sobre el ecosistema (agregada, regular, aleatoria, en red, etc.); si tal distribución es más densa o difusa y si su distribución está asociada a la de determinados elementos ecológicos o condiciones ambientales.
- Amplitud: una estimación bastante relativa de en qué medida el estado pos-disturbio difiere o “se aleja” de las condiciones pre-disturbio. Podría decirse que combina forma y magnitud.
- Sinergia: con qué otros factores limitantes, tensionantes o de vulnerabilidad interactúa la perturbación en modo tal que se amplifican sus atributos y sus efectos.
- Dinámica: tendencia de los cambios a permanecer, acentuarse o desvanecerse y la probabilidad de que la perturbación pueda desencadenar un proceso de alteración más extenso y complejo.

Ahora bien, los disturbios o perturbaciones se clasifican en leves o severos (Barrera y Valdés, 2007). Los disturbios leves pueden definirse como aquellos cuya naturaleza, magnitud y frecuencia caen dentro del rango adaptativo de las poblaciones biológicas y la resiliencia del ecosistema, debido a lo cual, luego de un tiempo relativamente breve, las alteraciones virtualmente desaparecen y se restablecen de modo autárquico las condiciones pre-disturbio de composición, estructura y función. Los disturbios severos son aquellos en los que su magnitud y frecuencia afectan las reservas y mecanismos de regeneración del ecosistema al punto de impedir la regeneración espontánea. En la mayoría de los casos estos disturbios desarticulan los procesos ecológicos del ecosistema y vulneran su homeostasis al punto de comprometer las condiciones de productividad y habitabilidad del territorio degradado y provocar su marginamiento de los circuitos económicos locales y regionales (Brown y Lugo, 1994).

- **Alteración:** es el proceso ecológico desencadenado por una o más perturbaciones, a través del cual se modifican la estructura, composición y/o la función de un ecosistema a través del encadenamiento y retroalimentación de distintos cambios determinados por las propiedades elementales (condiciones de la perturbación o del ecosistema pre-disturbio) y las propiedades emergentes (condiciones resultantes de la alteración misma y distintivas de los estados y dinámicas alterados). Una característica importante de la mayoría de los procesos de alteración es su discontinuidad ya que:
 - No avanzan todo el tiempo en la misma dirección ni a la misma velocidad; en un momento cambian unas variables y al siguiente otras; unas veces el cambio es visible y otras apenas perceptible.
 - No presenta un patrón regular; es decir, en unos momentos puede presentar un patrón de cambios bastante constante y predecible y, característicamente, pasar a continuación a una etapa estocástica donde es muy difícil definir la naturaleza y dirección de los cambios.
 - Definitivamente jamás es lineal; es decir, no puede establecerse una relación simple entre la magnitud de la alteración y la magnitud de los tensionantes o el tiempo transcurrido desde la perturbación inicial.

De acuerdo con Brown y Lugo (1994), según sus efectos ecológicos y socioeconómicos, la alteración puede clasificarse en:

- **Alteración leve:** cuando es controlada y corregida por los procesos de regeneración espontánea del ecosistema, restableciendo una configuración afín a la pre-disturbio.
- **Deterioro:** cuando afecta las reservas y mecanismos de regeneración del ecosistema al punto de impedir la regeneración espontánea. La principal consecuencia del deterioro es que la regeneración es suspendida, ralentizada o desviada. La mayoría de los espacios agrícolas creados por los humanos caben en la categoría de deterioro; allí la sucesión se encuentra suspendida o desviada por el régimen agrícola de perturbaciones. Por convención, se asume como ecosistema deteriorado aquel que en un plazo de 50 años no logra restablecer por sí mismo una configuración afín a la pre-disturbio (Brown y Lugo, 1994).
- **Degradación:** cuando agota las reservas del ecosistema, desarticula sus procesos esenciales y vulnera su homeostasis al punto de comprometer las condiciones de productividad y habitabilidad del territorio degradado y provocar su marginamiento de los circuitos económicos locales y regionales. Se pueden mencionar como ejemplos de degradación: la contaminación severa de cuerpos de agua superficiales o subterráneos; la desestabilización generalizada de las laderas de una microcuenca; el agotamiento de las pasturas; el agotamiento del potencial agrícola; la contaminación o salinización severa del suelo agrícola; la desecación o colmatación de cuerpos de agua.

La degradación supone un nivel de alteración, en general, más profundo que el deterioro; sin embargo, ello depende del contexto socioeconómico que define la salida del área alterada de los márgenes culturalmente establecidos de productividad y habitabilidad.

- **Conversión:** cuando se transforma un ecosistema en otro, con un remplazo extenso o completo de los elementos, estructuras y procesos del original, que no es causada por cambios ecológicos seculares (geológicos, climáticos, hidráulicos, etc.). Se pueden mencionar como ejemplos de conversión: la inundación permanente o periódica de un mosaico de ecosistemas por la construcción de una presa; la conversión de paisajes silvestres o rurales en urbanos; la construcción de infraestructura, edificios dotacionales o plantas industriales sobre áreas rurales o naturales.

CAPÍTULO 2. TIPOS DE DISTURBIO Y ESTRATEGIAS DE ESTAURACIÓN EN PÁRAMOS

Introducción

De acuerdo con los datos oficiales del IAvH, cerca del 13% de las áreas de páramos en el país está clasificada como zonas de intervención humana, especialmente para actividades agropecuarias y mineras (actualización del Atlas de Páramos, escala 1:100.000). Estas y otras actividades humanas actúan como motores directos de transformación y pérdida de la biodiversidad (PNGIBSE, 2011), los cuales a su vez determinan los tensionantes de cambio en los ecosistemas y la magnitud e intensidad de los disturbios o perturbaciones. Es necesario aclarar los conceptos y definiciones claves asociados al disturbio, tomando como base el esquema de motores de transformación-tensionantes-disturbios-alteración propuesto en el Plan Nacional de Restauración (MAVDT, 2011) y la Política Nacional para la Gestión de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (MADS, 2011). Son procesos que afectan la ocurrencia espacial de la biodiversidad en un territorio específico (PNGIBSE, 2011). Estos “*direct drivers*” corresponden a lo que en ecología de la restauración se describe como tensión “estímulos o acciones generadores o no de disturbios para cualquier sistema biológico” (Brown y Lugo, 1994).

Caracterización del disturbio en páramos

A través de la información proporcionada por la Unidad de SIG del IAvH (Cambios de cobertura de ecosistemas 1985 – 2005 escala 1:500.000 y cobertura vegetal en páramos –actualización del Atlas- escala 1:100.000) se realizó un análisis para describir el estado actual de intervención en los complejos de páramo debido a las dinámicas de cambio y los motores de transformación y pérdida de biodiversidad.

Es importante aclarar que en los campos de la base de datos “Cambio de cobertura vegetal en ecosistemas de páramo (escala 1:500.000)” se describe a la categoría “coberturas antrópicas” para incluir a los pastizales para ganadería y a los cultivos permanentes y transitorios. En la base de datos de cobertura por complejo de páramo (resultante del mapa 1:100.000, Corine Land Cover-2002) se definen categorías como áreas agrícolas heterogéneas, cultivos transitorios, pastos, zonas urbanizadas y zonas de actividad minera para describir las coberturas transformadas por la activada humana.

Análisis de cambios en cobertura vegetal del páramo 1985 – 2005

A partir del análisis de las bases de datos 1985, 2000 y 2005 se realizó una comparación temporal de los cambios en los valores de la categoría coberturas antrópicas (ha.) por complejo de páramo (Figura 1).

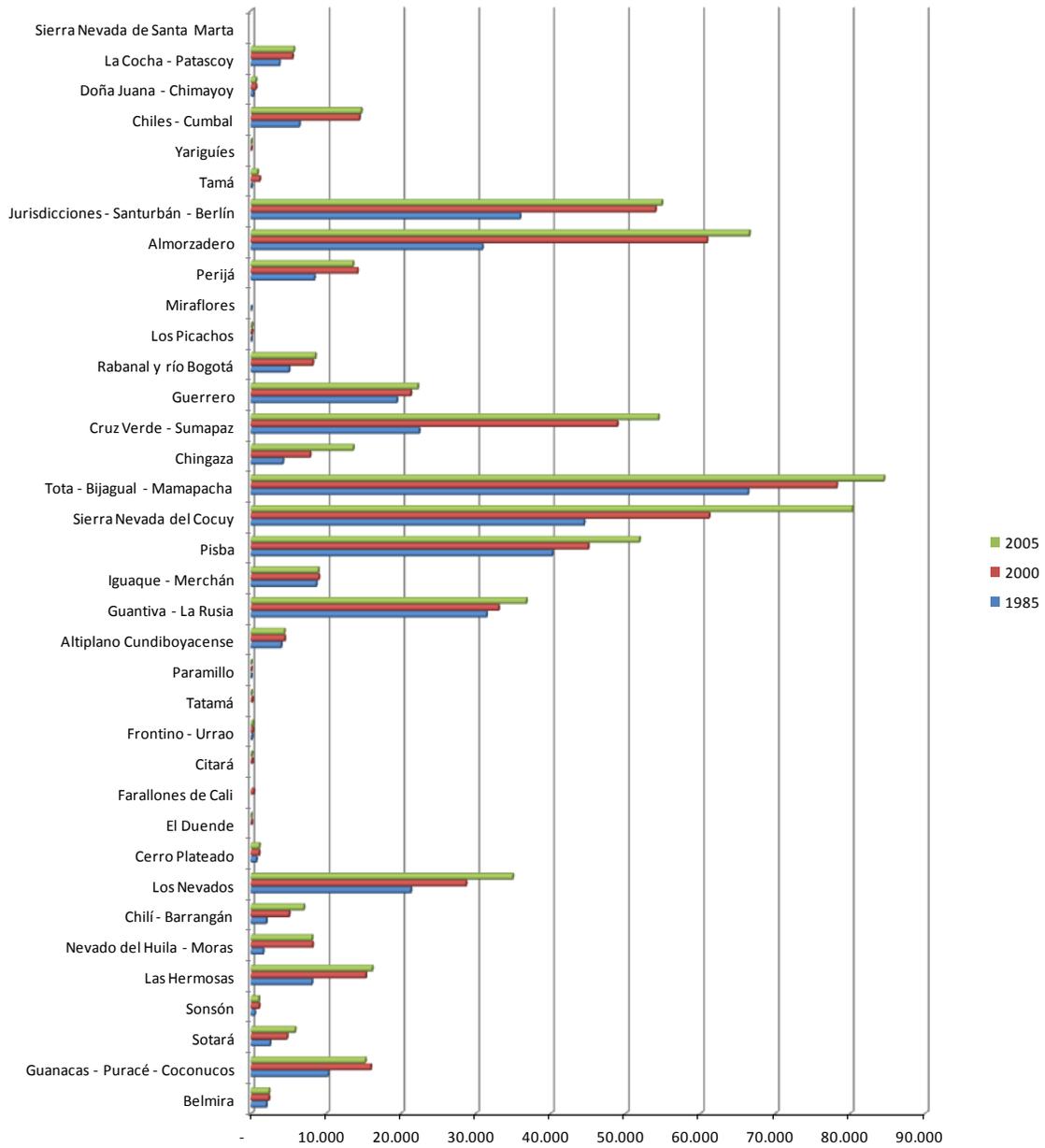


Figura 1. Cambio temporal (ha) de coberturas antrópicas 1985, 2000, 2005 para cada complejo de páramos (análisis a escala 1:500.000). Fuente: Base de datos SIG, IAvH.

Tabla 1. Complejos de páramo con tasas de cambio de coberturas antrópicas en categoría muy alta.

Grupo 1: complejos de páramo con tasas de cambio muy alta		
Sector	Distrito	Complejo
Cordillera Oriental	Páramos de Boyacá	Tota – Bijagual – Mamapacha
	Páramos de Boyacá	Cocuy
	Páramos de Boyacá	Pisba
	Páramos de los Santanderes	Jurisdicciones - Santurbán
	Páramos de Boyacá	Guantiva – La Rusia
	Páramos de los Santanderes	Almorzadero
	Páramos de Cundinamarca	Cruz Verde – Sumapaz
	Páramos de Cundinamarca	Guerrero
Cordillera Central	Páramos del Viejo Caldas - Tolima	Los Nevados

Tabla 2. Complejos de páramo con tasas de cambio de coberturas antrópicas en categoría alta.

Grupo 2: complejos de páramo con tasas de cambio alta		
Sector	Distrito	Complejo
Cordillera Central	Páramos del Macizo Colombiano	Guanacas – Puracé – Coconucos
Cordillera Central	Páramos del Valle – Tolima	Las Hermosas
Cordillera Central	Páramos de Cundinamarca	Rabanal y río Bogotá
Cordillera Oriental	Páramos de Boyacá	Iguaque – Merchán
Cordillera Oriental	Páramos de Perijá	Perija
Nariño – Putumayo	Páramos de Nariño Putumayo	Chiles – Cumbal

Tabla 3. Complejos de páramo con tasas de cambio de coberturas antrópicas en categoría media.

Grupo 3: complejos de páramo con tasas de cambio media		
Sector	Distrito	Complejo
Cordillera Central	Páramos de Cundinamarca	Altiplano Cundiboyacense
Cordillera Central	Páramos de Cundinamarca	Chingaza
Cordillera Central	Páramos del Macizo Colombiano	Sotará
Cordillera Central	Páramos de Belmira	Belmira
Cordillera Central	Páramos del viejo Caldas - Tolima	Chilí – Barragán
Cordillera Central	Páramos del Valle Tolima	Nevado del Huila - Moras
Cordillera Occidental	Páramos del Duende – Cerro Plateado	Cerro Plateado
Nariño – Putumayo	Páramos de Nariño Putumayo	La Cocha - Patascoy

Tabla 4. Complejos de páramo con tasas de cambio de coberturas antrópicas en categoría baja.

Grupo 4: complejos de páramo con tasas de cambio baja		
Sector	Distrito	Complejo
Cordillera occidental	Páramos de Frontino – Tatamá	Frontino – Urrao
Cordillera occidental	Páramos de Paramillo	Paramillo
Cordillera Occidental	Páramos del Duende – Cerro Plateado	Duende
Cordillera Occidental	Páramos del Duende – Cerro Plateado	Farallones de Cali
Cordillera occidental	Páramos de Frontino – Tatamá	Citará
Cordillera occidental	Páramos de Frontino – Tatamá	Tatamá
Cordillera oriental	Páramos de los Santanderes	Tamá
Cordillera oriental	Páramos de Los Picachos	Los Picachos
Cordillera oriental	Páramos de los Santanderes	Yariguíes
Nariño – Putumayo	Páramos de Nariño Putumayo	Doña Juana - Chimayoy
Sierra Nevada de Santa Marta	Páramos de Santa Marta	Santa Marta

Una vez obtenidos los valores de las tasas de cambio se pudo establecer cuatro grupos de complejos de páramos de acuerdo a la dinámica de las coberturas antropizadas: tasa de cambio muy alta (valores entre 0,0008 y 0,002), alta (0,004 – 0,008), media (0,01 – 0,07) y baja (0,1 – 1). Las tablas 1 a 4 muestran los complejos de páramo agrupados en las mencionadas categorías; se puede observar que en el grupo 1 (complejos de páramo con tasas de cambio muy alta) predominan páramos del sector de la cordillera oriental, mientras que en el grupo 4 (complejos de páramo con tasa de cambio baja) destacan los páramos del sector de la cordillera occidental.

De acuerdo a esta agrupación el complejo de páramos con la mayor tasa de cambio de coberturas es el complejo de Tota – Bijagual – Mamapacha (Tabla 1), mientras que el páramo con menor tasa de transformación de coberturas es el complejo de Sierra Nevada de Santa Marta (Tabla 4). Dentro de los páramos del sector de la cordillera oriental con menores tasas de cambio de coberturas destacan los complejos de Tamá y Los Pichachos.

Estado actual de intervención en los complejos de Páramo

A partir de las bases de datos originadas en la actualización del Atlas de Páramos a escala 1:100.000 (SIG - IAvH, 2012), se realizó un análisis del estado actual de intervención (en porcentaje respecto al total del área de páramo) para cada complejo de páramo teniendo como base las siguientes categorías de coberturas antropizadas:

- Áreas agrícolas heterogéneas: según la leyenda de unidades de cobertura de la tierra CORINE Land cover para Colombia, incluye áreas de mosaico de cultivos, mosaico de pastos y cultivos, mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales, mosaico de pastos con espacios naturales y mosaico de cultivos y espacios naturales (SIG - IAvH, 2012).
- Cultivos transitorios: incluye áreas de otros cultivos transitorios, cereales, oleaginosas, leguminosas, hortalizas y tubérculos (SIG – IAvH, 2012).
- Pastos: incluye áreas de pastos limpios, pastos arbolados y pastos enmalezados (SIG – IAvH, 2012).

- Zonas urbanizadas: incluye áreas de tejido urbano continuo y tejido urbano discontinuo (SIG – IAvH, 2012).
- Zonas de actividad minera: incluye áreas de zonas de extracción minera y zonas de disposición de residuos (SIG – IAvH, 2012).

Es muy importante tener en cuenta y puntualizar que la mencionada escala de interpretación es muy pequeña para detectar mediante sensores remotos pequeños disturbios de áreas de explotación minera, razón por la cual el dato que se presenta a continuación y que refiere a esta actividad, no es representativo ni permite explicar la actual situación de la minería en los páramos.

La Figura 2 presenta de manera general los porcentajes para cada una de las coberturas definidas como antropizadas. Se puede observar que las categorías de áreas agrícolas heterogéneas y pastos son las que mayor valor presentan en los complejos de páramo con dinámicas de intervención.

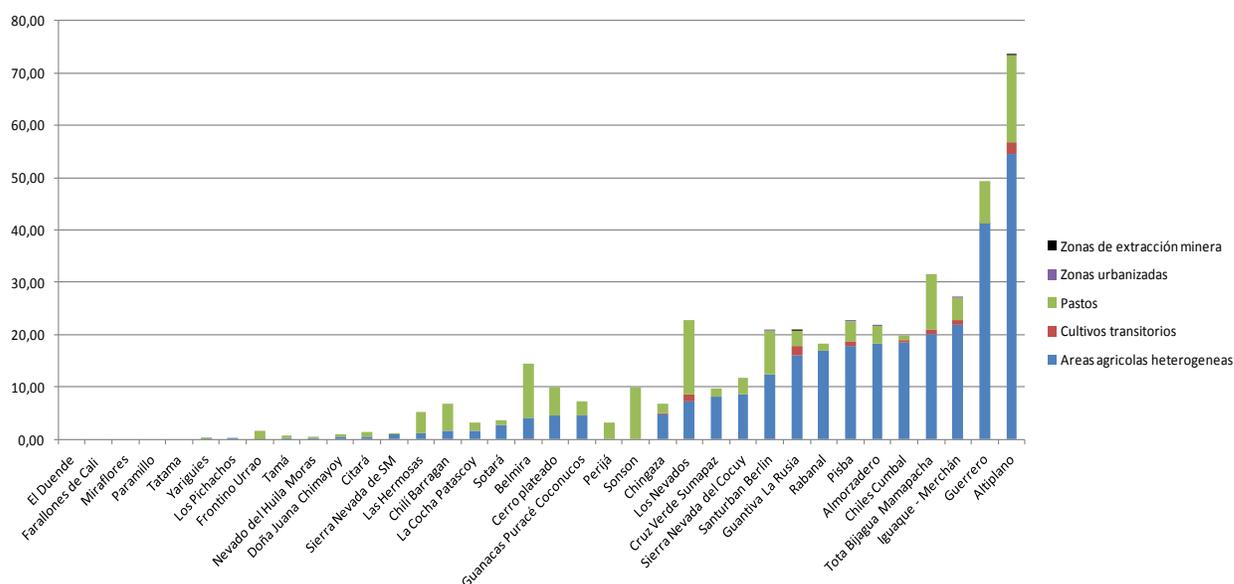


Figura 2. Estado actual de intervención en los complejos de páramo de acuerdo a las categorías de coberturas antropizadas. Fuente: base de datos SIG – IAvH 2012.

Al unificar las categorías de áreas agrícolas heterogéneas, cultivos transitorios y pastos con el fin de analizar la dinámica de intervención agropecuaria en los páramos, se pudo establecer según el porcentaje de la cobertura antropizada vs. Cobertura de páramo total, cuatro grupos que refieren al estado actual de intervención por actividades agropecuarias: intervención severa (cuando el porcentaje de intervención supera el 30% del área total del páramo), intervención alta (para valores entre el 20 y 30% respecto al área total), intervención moderada (valores entre 10 y 20% del área total) e intervención leve (valores menores al 10% del área total).

Tabla 5. Complejos de páramo con estado severo de intervención por actividades agropecuarias.

Grupo 1. Complejos de páramo con estado de intervención severo		
Sector	Distrito	Complejo
Cordillera Oriental	Páramos de Cundinamarca	Altiplano Cundiboyacense
Cordillera Oriental	Páramos de Cundinamarca	Guerrero
Cordillera Oriental	Páramos de Boyacá	Tota – Bijagual – Mamapacha

Tabla 6. Complejos de páramo con estado de intervención alto por actividades agropecuarias.

Grupo 2. Complejos de páramo con estado de intervención alto		
Sector	Distrito	Complejo
Cordillera Oriental	Páramos de Boyacá	Iguaque – Merchán
	Páramos de los Santanderes	Almorzadero
	Páramos de Boyacá	Pisba
	Páramos de Boyacá	Guantiva – La Rusia
	Páramos de los Santanderes	Jurisdicciones - Santurbán
Cordillera Central	Páramos del Viejo Caldas - Tolima	Los Nevados

Tabla 7. Complejos de páramo con estado de intervención moderado por actividades agropecuarias.

Grupo 3. Complejos de páramo con un estado de intervención moderado		
Sector	Distrito	Complejo
Cordillera Central	Páramos de Belmira	Belmira
Cordillera Occidental	Páramos del Duende – Cerro Plateado	Cerro Plateado
Cordillera Oriental	Páramos de Cundinamarca	Rabanal y río Bogotá
Cordillera Oriental	Páramos de Boyacá	Cocuy
Cordillera Oriental	Páramos de Cundinamarca	Cruz Verde – Sumapaz
Nariño – Putumayo	Páramos de Nariño Putumayo	Chiles – Cumbal

Tabla 8. Complejos de páramo con estado de intervención leve por actividades agropecuarias.

Grupo 4. Complejos de páramo con un estado de intervención leve		
Sector	Distrito	Complejo
Cordillera Central	Páramos del Macizo Colombiano	Guanacas – Puracé – Coconucos
Cordillera Central	Páramos del Macizo Colombiano	Sotará
Cordillera Central	Páramos del Viejo Caldas - Tolima	Chilí – Barragán
Cordillera Central	Páramos del Valle - Tolima	Las Hermosas
Cordillera Central	Páramos del Valle Tolima	Nevado del Huila - Moras
Cordillera Occidental	Páramos de Frontino - Tatamá	Frontino – Urrao
Cordillera Occidental	Páramos de Paramillo	Paramillo
Cordillera Occidental	Páramos del Duende – Cerro Plateado	Duende
Cordillera Occidental	Páramos del Duende – Cerro Plateado	Farallones de Cali
Cordillera Occidental	Páramos de Frontino - Tatamá	Citará
Cordillera Occidental	Páramos de Frontino - Tatamá	Tatamá
Cordillera Oriental	Páramos de Cundinamarca	Chingaza

Cordillera Oriental	Páramos de Perijá	Perija
Cordillera Oriental	Páramos de los Santanderes	Tamá
Cordillera Oriental	Páramos de Los Picachos	Los Picachos
Cordillera Oriental	Páramos de los Santanderes	Yariguíes
Nariño – Putumayo	Páramos de Nariño Putumayo	La Cocha - Patascoy
Nariño – Putumayo	Páramos de Nariño Putumayo	Doña Juana - Chimayoy
Sierra Nevada de Santa Marta	Páramos de Santa Marta	Santa Marta

Con respecto a los páramos más intervenidos por zonas urbanizadas destacan el complejo de Almorzadero, Rabanal, Santurbán – Berlín e Iguaque-Merchán. Para la escala de interpretación que originó la base de datos con la cual se trabajó este análisis, el complejo de páramo más intervenido por actividades mineras es el de Guantiva – La Rusia.

Tipología de disturbios en el páramo

Disturbio en áreas con plantaciones forestales de especies exóticas

En las plantaciones forestales de plantas exóticas se tiende a disminuir el valor ecológico de los ecosistemas de páramos; en este caso, las plantaciones forestales modifican el contenido volumétrico del agua en el suelo, lo cual causa modificaciones en la hidrología de las zonas de páramo; disminuyendo el valor ecológico al afectar negativamente la acumulación y regulación del flujo de agua, así como la retención de carbono, dos principales características de este ecosistema. Existen numerosas evidencias demostrando que la forestación con coníferas afecta considerablemente la vegetación de páramo, durante la fase de establecimiento y crecimiento de los árboles plantados, no obstante las consecuencias que se producen luego del aprovechamiento de la madera han sido poco documentadas a la fecha.

Barreras ecológicas

Fase Dispersión

Disminución de las coberturas de páramo, reducción de microhábitats: La introducción de especies forestales en los páramos andinos se ha realizado principalmente desde mediados del siglo pasado con el objetivo del aprovechamiento de madera principalmente de *Pinnus* spp., *Eucalyptus* spp., y en menor grado *Cupressus lusitánica* (Tobon, 1996). Para que exista una plantación forestal, implica que previamente, se ha realizado la eliminación de las coberturas naturales, generando fragmentación que interrumpen la conectividad, disminuyendo o eliminando las fuentes de propágulos, y por ende, reduciendo la posibilidad de regeneración (Figura 2).



Figura 3. Efectos de las plantaciones forestales en la conectividad de las coberturas de páramo

Fase de establecimiento

Cambio en las características microclimáticas dentro de la plantación: Las semillas y demás fuentes de propágulos propios de páramo que puedan llegar al interior de las plantaciones forestales, tienen la limitación para su germinación, por las características lumínicas generadas por el dosel, o por la acumulación de acículas en el suelo que forma una barrera física e impide la llegada de los propágulos a un sitio seguro.



Figura 4. Enterramiento del banco plantular y de semillas de la vegetación por efecto de la acumulación de acículas.

Cuando alguna semilla encuentra un micrositio ve limitada sus capacidades de germinación, ya que el suelo al tener menor retención de humedad, haber cambiado su estructura y composición química, puede limitar la

germinación. La permanencia o no de aquellas especies que pudieran establecerse dentro de las condiciones limitantes de una plantación forestal, estarán determinadas por la cantidad de luz que puedan captar (presencia de claros), la tolerancia a desarrollarse en las condiciones del suelo, así como por la caída de hojas de acículas, los cuales estará determinada por la densidad de plantación (Tobón, 2006).

Cuando la densidad de plantación forestal es alta, y no ha sido sometida a manejo, al crecer las copas de los árboles se unen y dificultan el paso de luz (Rondón *et al.*, 1983), causando la disminución de hábitats. A esto se suma la gran producción de hojarasca que queda casi sin descomposición que impide la llegada de semillas al suelo (Cortés *et al.*, 1990), entierra a las plántulas que han germinado y dificulta la creación de micrositos de regeneración o sitios seguros. En las plantaciones se presenta una reducción a la persistencia y establecimiento ya que aquellas semillas que pudieron regenerar y/o establecerse no pueden permanecer por la caída continua de acículas y en la gran mayoría de ocasiones causa enterramiento (Figura 4).

Cambios en las características de estructura y composición de los suelos: Los suelos en los páramos dado su contenido en materia orgánica presentan características hidrofílicas, la presencia de bajas temperaturas hacen que su descomposición sea lenta, con altos contenidos en ácidos húmicos lo cual facilita la acumulación de agua y retención de nutrientes. Estas características son deterioradas en los suelos al interior de las plantaciones forestales (Hofstede, 2001), los cambios en la estructura del suelo traen como consecuencia una disminución de la capacidad de retención de agua característica de los suelos parameros. Otra de las características importantes de los andosoles, es la baja tasa de descomposición, lo cual cambia en las plantaciones de pino, dado que gracias a la hojarasca ácida de las acículas que no se descompone, se inhibe la descomposición y la acumulación de materia orgánica.

En cuanto a las características estructurales de los suelos de plantaciones forestales en páramos Estupiñan (1993) observó que hay un aumento de la porosidad y en la capacidad de campo, mientras que hay una disminución de los valores de densidad aparente, los cuales están asociados a la disminución de los contenidos de materia orgánica; y cuando las plantaciones son establecidas en zonas que en condiciones naturales fueron turberas, el efecto sería aún mayor.

Las deficiencias de la capacidad de infiltración del suelo, también esta mediada por la repelencia de sustancias exudadas por las raíces de los pinos como las resinas (Jaramillo y Herrán, 1991; Cortés *et al.* (1990) y los fenoles de los eucaliptos, éstos últimos afectan la biota del suelo, limitando el crecimiento de aquellas las especies que logran llegar y colonizar micrositos dentro de la plantación forestal. Las investigaciones Jaramillo *et al.* (1996), afirman que aunque las acículas de los pinos contribuyen a la hidrofobicidad del suelo, el principal aporte es por cuenta de las sustancias producidas por las raíces.

Mayores tasas de crecimiento de la plantación forestal: Las especies forestales tienen a tasas de crecimiento en altura mayores que las de las especies de propias de páramo, por tanto demandan mayor cantidad de agua que se invertirá el proceso de transpiración; esta condición explica que los valores de evapotranspiración, fueran más elevados en las plantaciones forestales de exóticas que en la vegetación típica de páramo (Céleri *et al.*, 2004; Boch y Hewlet, 1982). Por efectos de la elevada transpiración y la continua evaporación del agua del páramo en las plantaciones forestales, se generan daños a la estructura del suelo, como consecuencia de la pérdida de contenido hídrico las partículas minerales y las orgánicas pierden conexión, transformándose de suelos acumuladores de agua, a suelos repelentes de agua (Hofstede, 1997; Hofstede y Aguirre, 1999), circunstancia que incide en un aumento de la escorrentía superficial.

Disminución del contenido orgánico del suelo: Al perder el contenido hídrico a causa de la alta demanda de agua del suelo para la transpiración de las plantaciones forestales, se acelera su descomposición, actividad que no es compensada por la entrada de materia orgánica por parte de las acículas, puesto que éstas no se descomponen fácilmente; al disminuir el contenido orgánico del suelo lo hace también su capacidad de

absorber agua, razón por la cual el suelo en las plantaciones forestales es más seco (Cortés *et al.*, 1990; Hofstede, 1997).

La pérdida de compuestos orgánicos se traduce en menor capacidad de infiltración y un aumento de la escorrentía superficial de agua (Célleri *et al.*, 2004); convirtiéndose de retenedores de agua a repelentes de agua (Hofstede y Aguirre, 1999), ambas condiciones que afectan al establecimiento de las especies propias de páramo.

Disminución en el contenido hídrico del suelo: Los cambios en los contenidos del rendimiento hídrico de las plantaciones forestales introducidas en páramo, se han reportado en investigaciones realizadas comparando en una cuenca con vegetación natural de páramo y otra con plantación de pinos de aproximadamente 15 años de edad, encontrando que en la plantación, el rendimiento hídrico anual y la escorrentía de la microcuenca con pinos fue 50%, mientras que el caudal específico mínimo fue aproximadamente tres veces mayor (Célleri *et al.*, 2004).

Fase Persistencia

Dificultad para el establecimiento de coberturas propias de páramo dentro de plantaciones forestales: Existen investigaciones, en las que reportan que en plantaciones forestales de *Pinus patula* y *P. radiata* en las que la cantidad de especies de plantas registradas fue mayor que el presente en el páramo natural. Esto puede explicarse con el hecho de que en el bosque había plantas exóticas y que algunas especies de bosque andino no estaban en el páramo (Rondón *et al.*, 1983; Hofstede, 1997). Esto soporta la hipótesis de que con una plantación, aunque sea de una especie exótica, se crea un microclima de bosque dentro del páramo, sin embargo, depende mucho del estado de la vegetación aleadaña y el manejo del bosque. Si bien se presenta regeneración de arbustos y árboles andinos nativos, esto no quiere decir que una plantación de este tipo es un moderador ideal para tener regeneración, ya que la regeneración que se observa no es similar a la que se presenta en el sotobosque en un bosque andino.

Tabla 4. Resumen de las principales barreras a la regeneración en áreas de páramo con plantaciones forestales de especies exóticas.

Tipo de Factor	Características	Barreras Ecológicas		
		Dispersión	Establecimiento	Persistencia
Biótico	Disminución de las coberturas de páramo, reducción de microhábitats	X		
	Efectos alelopáticos de las raíces de las especies forestales (exudados de resina en los pinos, fenoles en los eucaliptos).		X	
	Acumulación de hojarasca, dificulta la llegada de las semillas del suelo y la creación de micrositios de regeneración		X	X
	Mayores tasas de crecimiento entre la plantación forestal y las especies de páramo		X	
Abiótico	Suelos hidrófobos, baja capacidad de infiltración y aumento de la escorrentía superficial.	X		
	Continua evaporación del agua del suelo en el páramo, disminución de la capacidad de infiltración y aumento de la escorrentía superficial		X	X

Tipo de Factor	Características	Barreras Ecológicas		
		Dispersión	Establecimiento	Persistencia
	Cambio en las características microclimáticas dentro de la plantación		X	X
	Pérdida de conexión entre las partículas minerales y orgánicas del suelo.		X	X
	Disminución del contenido orgánico del suelo.		X	X

Por otro lado es bastante común que algunas zonas de páramo se introduzcan individuos de *Alnus acuminata* (aliso), quien es una especie característica de bosque inundable de altiplano de alta montaña. Una de las principales razones es la obtención de madera y leña, y como estrategia de restauración es empleada para este fin, además su empleo es incentivado en gran parte por el uso de los habitantes del páramo. Aunque es poco estudiado este efecto, vale la pena tener en cuenta puesto que grandes extensiones de páramos en Colombia son anualmente forestados con esta especie.

Barreras socioeconómicas

Las barreras socioeconómicas surgen de diferentes conflictos socioambientales en el territorio, en este caso pueden estar ligadas a la necesidad de aprovechamiento de la madera y/o pulpa de papel cual se condiciona por la ausencia de fuentes dendroenergéticas de este tipo de recurso en los páramos y de un uso tradicional de especies exóticas dentro de los sistemas productivos. Las especies forestales exóticas, son incluidas como parte de los sistemas productivos, sin considerar los sitios donde son plantadas, que en su mayoría de casos corresponden a fuentes rondas de fuentes hídricas y laderas.

Disturbio por la agricultura

Barreras ecológicas

Fase de dispersión

Cambios en las coberturas, fragmentación y extinción local: La historia de producción agrícola en Colombia ha sido muy similar a la de muchos páramos del país, Robineau *et al.* (2010) Documentaron que en el páramo de Rabanal, en la década de los años 50, el paisaje se caracterizó por un mosaico de parcelas agrícolas dentro de la vegetación natural de páramo, esta producción agrícola tradicional empezó a presentar cambios hacia 1960 cuando la apertura de minas de carbón en la parte baja generó la migración de jóvenes como mano de obra. Por otro lado, la frontera agrícola se extendió a finales del siglo pasado hacia las partes altas, ya que las zonas más frías estaban libres de plagas como la polilla guatemalteca.

En nuestro país la actividad agrícola ha sido especialmente intensa en las zonas de páramo del altiplano cundiboyacense y el macizo colombiano, en las cuales se encuentran tanto sistemas tradicionales de cultivo como el uso de maquinaria pesada para la preparación del terreno, así como la fertilización química para aumentar la productividad y el encalado para corregir la acidez (Moreno y Mora, 1994). Van der Hammen (2002) estableció que el cultivo tradicional de la papa (y otras especies) conduce al incremento de especies introducidas, y un descenso del número total de especies.

Limitada capacidad de recolonización: Los cambios en el manejo del suelo obligaron al uso de quemadas, fertilizantes de origen químico y maquinaria pesada para aumentar la producción agrícola en menor área, muchos campesinos empezaron a arrendar sus parcelas a grandes productores, lo que causó un rápido

reemplazo de la vegetación nativa y se conformó un sistema de rotación entre cultivos, que dejan la tierra fertilizada, para luego ser pastoreada por un periodo más largo. Por todo lo anterior, la productividad es reducida, lo que conlleva a la necesidad de grandes áreas, inversiones elevadas y el uso frecuente de agroquímicos, cambiando la configuración del paisaje, la disponibilidad de fuentes de propágulos y condicionando la regeneración natural. En consecuencia, dado a la destrucción del banco de plántulas, y la remoción sucesiva de suelos mediante el arado manual o mecánico, la recolonización de las áreas disponibles por la lluvia de semillas es el principal mecanismo de regeneración. Al eliminarse la vegetación propia de páramo y es reemplazada por los diferentes cultivos, que cuando se realizan en grandes extensiones, o la fuente de dispersión se encuentra a grandes distancias, se disminuyen la capacidad de que especies propias de páramo nuevamente colonicen los sectores afectados (Vargas y Rivera, 1990).

Perdida de horizontes orgánicos y liberación de nutrientes: La eliminación de la vegetación de páramo y su posterior el volcamiento de los suelos, llevan a que se dé una alta productividad en estas primeras cosechas a causa de la liberación de nutrientes. Posteriormente, el aumento en la escorrentía superficial por pérdida en la retención hídrica, y la pérdida de materia orgánica dan como resultado que este tipo de suelos sean hidrófobos. Estas características conducen a que en la siguiente cosecha, se genere un aumento en los requerimientos de fertilización e inducen a la colonización de nuevas zonas de páramo para la disposición de nuevas áreas para la agricultura (Hosftede 2001). El disturbio junto con el proceso de sucesión secundaria implica también cambios en el suelo, Sarmiento (1995) registra una rápida pérdida de la fertilidad durante el periodo de cultivo, en un cultivo de papa se reduce la producción de 18 a t/ha a lo largo de 4 años consecutivos de cultivo.

En cuanto a la dinámica de nutrientes a lo largo de la sucesión (a excepción del fósforo), Jaimes y Sarmiento (2003) no observaron cambios significativos, por lo que se concluye que la recuperación de la fertilidad no se explica por la acumulación sucesional de los nutrientes en el suelo. Sin embargo, la biomasa microbiana presentó un comportamiento exponencial con aumentos significativos después de los doce años de descanso, lo cual evidencia que el aumento de la edad sucesional permite cambios estructurales en los que la recuperación de la fertilidad del sistema parece residir en el aumento de una población de microorganismos que acumulan y hacen más rápidamente disponible el nitrógeno mineral para las plantas, las cuales también muestran una tendencia clara de cambio hacia una mayor diversidad, composición y reemplazo de especies con mayores adaptaciones para la acumulación de nutrientes.

Los páramo sometidos a la agricultura tenderán a disminuir su cobertura y hay el peligro de que gran parte del carbono que almacena el suelo se descompondrá y escapar a la atmósfera en forma de dióxido de carbono: el principal causa del calentamiento global, posiblemente la más grave mundial El cálculo de cantidad de carbono total almacenado por perfil de suelo muestra que en Colombia ecosistemas no intervenidos de páramo (520,9 t ha⁻¹ el PNN Chingaza; y 373,0 t ha⁻¹ en PNN los nevados) presentan en la actualidad mayor cantidad de carbono que ecosistemas intervenidos (135,1 t ha⁻¹ PNN Chingaza; y 356,3 t ha⁻¹ PNN, los nevados). Está claro que la perturbación de los suelos de páramo disminuyen la cantidad de carbono orgánico y degrada la estructura, situación que es más preocupante para mantener la importante función ecológica de almacenaje de carbón (Zuñiga *et al.*, 2013).

Tabla 5. Principales barreras ecológicas para la regeneración en las áreas afectadas por la agricultura.

Tipo de Factor	Características	Barreras Ecológicas		
		Dispersión	Establecimiento	Persistencia
Biótico	Pérdida de cobertura vegetal nativa.	x		

Tipo de Factor	Características	Barreras Ecológicas		
		Dispersión	Establecimiento	Persistencia
	Limitada capacidad de recolonización por disminución de mecanismos de regeneración de especies propias de páramo (lluvia de semillas, banco de semillas).	X		
	Predación de semillas post-dispersión		X	
	Competencia de especies arvenses y ruderales.		X	X
	Disminución de microbiota del suelo (p.e micorrizas)		X	X
	Perdida de horizontes orgánicos y liberación de nutrientes		X	X
Abiótico	Suelos hidrófobos, pérdida de la capacidad hídrica		X	X
	Suelos con exceso de fertilización (N, P, K).		X	X
	Disminución en la capacidad de infiltración de agua en el suelo		X	X

Fase de establecimiento

Excesos de fertilización: El sistema de producción agrícola es poco compatible con los páramos, ya que su aptitud de uso se ve limitada por las características propias de este ecosistema como suelos con una fertilidad natural media a baja, con pH ácidos, alta retención de humedad y actividad biológica lenta, esto obliga a grandes inversiones de dinero en la corrección de la acidez y en la adición de fertilizantes ricos en N, P, K y elementos menores. Las condiciones geomorfológicas también son determinantes especialmente las fuertes pendientes y zonas quebradas que dificultan la preparación del terreno y la producción. Luego de esta intervención los suelos quedan con exceso de fertilización, y en muchas ocasiones condicionan el establecimiento de las especies propias de páramo (Sarmiento *et al.*, 2002).

Por su parte, el clima característico de los páramos es desfavorable para el establecimiento y desarrollo de los cultivos, dado que se presentan fuertes vientos, bajas temperaturas, ocurrencia de heladas y alta radiación (Vargas *et al.*, 2004). La extrema fragilidad, baja productividad, y alta frecuencia de heladas en el límite superior de los páramos andinos en su transición con el piso altoandino o superpáramo, imponen límites y riesgos enormes tanto para el desarrollo agrícola, como para el inicio de la colonización de las especies propias de páramo (Llambí, SF).

Fase persistencia

Competencia con especies arvenses y ruderales: Luego del abandono de los cultivos, se establece una vegetación, la cual en muchos casos se compone de gramíneas propias pasturas de forrajeo, plantas ruderales y arvenses propias de las etapas de barbecho (Hostede 2001). Este tipo de vegetación (en particular las gramíneas) presentan un una fuerte competencia con una barrera física que dificulta la llegada de las plantas en la búsqueda de un sitio disponible

En páramos Venezolanos Sarmiento *et al.* (2002) describen una sucesión secundaria relativamente rápida durante el periodo de descanso, dominada durante las primeras etapas por hierbas exóticas, en etapas intermedias por hierbas nativas (muchas fijadoras de N), y en etapas sucesionales tardías por rosetas gigantes caulescentes y arbustos, tenencia se observó también en el páramo de la Laguna Verde (Cordillera

Oriental), primero se extienden hierbas introducidas como *Rumex acetosella*, *Verónica serpyllifolia*, *Arenaria serpyllifolia* y pastos introducidos. Después se extienden hierbas nativas como la *Lachemilla aphanoides*. Luego entran las plantas colonizadoras del páramo: el frailejón *Espeletia argentea*, el chite (*Hypericum juniperinum*), *Acaena elongata* y *Acaena cylindristachya*, entre otras. En la fase siguiente aparecen las primeras especies más o menos leñosas, como los arbustos *Pernettya*, *Vaccinium*, *Gynoxis* y el pasto de macolla *Calamagrostis effusa*. Finalmente, aparecen las especies típicas de páramo desarrollado, como otras especies de frailejón o plantas de almohadilla como *Castratella* y *Gaultheria* (van der Hammen 2002) (Figura 5).



Figura 5. Cultivo de gran escala en el páramo

Barreras socioeconómicas

En los páramos existe una dinámica cultural dada por la presencia de comunidades indígenas y campesinas que habitan estas zonas desde hace mucho tiempo (Aranguren y Monasterio, 1997), gran parte de esta dinámica está relacionada con los sistemas de producción agrícola que allí se han desarrollado, encontrándose desde sistemas tradicionales de autoconsumo y/o sistemas con descansos largos hasta sistemas agro-comerciales muy intensivos en tecnología y capital (Llambí, 2009). Esto a su vez determina el grado de alteración del ecosistema, los procesos sucesionales y su funcionalidad, terminar con este tipo de producción y uso del suelo es una barrera que se debe superar y/o mediar para dar inicio a los procesos de recuperación.

Los sistemas tradicionales conciben la tierra como un recurso natural renovable, y se caracterizan por ser extensivos con bajo uso de insumos externos, largas rotaciones y con bajos niveles de producción, son percibidos como amigables al medio ambiente pero han mostrado no ser sostenibles económica y socialmente. Debido al crecimiento demográfico y a la correspondiente minifundización, los sistemas tradicionales son remplazados por sistemas modernos cuya concepción de la tierra es un bien de capital, son

sistemas intensivos con alto uso de insumos externos y con niveles de producción altos y consecuentemente ponen en mayor peligro la conservación (Crissman 2003; Jaimes y Sarmiento, 2002).

Aunque son predominantemente los cultivos de papa, también se encuentran otros tubérculos andinos como los cubios (*Tropaeolum tuberosum*), ibias (*Oxalis tuberosa*) y ullucus (*Ullucus tuberosus*) (Jaimes y Sarmiento, 2002). El cultivo de papa en Colombia abarca cerca de 165.000 hectáreas al año, constituyéndose en la principal actividad agrícola de clima frío, se encuentra en aproximadamente 250 municipios y a ésta actividad están vinculadas más de 90.000 familias directamente. Para el 2007, la producción de papa en Colombia alcanzó 1.9 millones de toneladas, el 90% de esta producción se concentra en los departamentos de Cundinamarca, Boyacá, Nariño y Antioquia (Minambiente y Fedepapa, 2003; Finagro, 2012).

Disturbio en áreas afectadas por el pastoreo

Barreras ecológicas

Fase de dispersión

Disminución de las coberturas vegetales nativa, fragmentación y homogenización de la vegetación: Cualquier uso ganadero tiene su impacto sobre el páramo, inclusive los usos más extensivos causan cambios en el suelo, la vegetación y la fauna nativa (Hofstede, 2001), no obstante su impacto depende del manejo (tipo de animal, carga animal, uso del territorio y rotación, uso de quema, etc.) y del tipo de terreno. El efecto de la ganadería está muy relacionado con la carga animal, con una baja presión de ganado los efectos no son tan notables, caso contrario sucede con intensidades de carga mayores. Con una carga animal mayor (más o menos una res por cada cinco hectáreas) se notaría una modificación más completa. El pajonal estaría más bajo y más uniforme, porque los arbustos de páramo tienen poca oportunidad de sobrevivir.

Aun cuando desde el punto de vista de la superficie transformada, la ganadería extensiva es seguramente la actividad humana más importante, desde el punto de vista de la intensidad de los impactos ecológicos y de su importancia socio-económica (Llambí, 2009).

Las prácticas asociadas a la ganadería incluyen la eliminación de vegetación nativa, la quema, el cultivo excesivo e incorrecto, implica una alteración profunda del suelo, mientras que su extensión y demanda de insumos requiere de enormes cantidades de agua para riego, y genera grandes cantidades de contaminantes del suelo y del agua. Adicionalmente, el carácter intensivo de este tipo de agricultura, determina que las parcelas utilizadas sean excluidas de los ciclos de regeneración natural por períodos de tiempo mucho más largos, seguramente comprometiendo la potencial de recuperación de esas tierras (Crissman, 2003; Jaimes y Sarmiento, 2002).

Fase de establecimiento

Competencia con plantas exitosas en el pastoreo. En un área de páramo sometido al pastoreo, es notable el aumento de las especies exóticas y la mayor cobertura de especies resistentes al pisoteo. En las partes donde se reúne el ganado, seguramente habrá señales de transformación total, con un tapete de especies cortas y probablemente unas pequeñas áreas sin vegetación alguna. Con mayor presión de ganado (una res por cada hectárea, o más de cinco ovejas por hectárea), difícilmente se mantiene un pajonal cerrado y, dependiendo del terreno, puede ser remplazado por un tapete de especies (pradización) o por un campo degradado con áreas descubiertas. Aquí se puede agravar la situación si esas pequeñas áreas sin vegetación se agrandan por la influencia del viento, generando a su vez procesos erosivos (Hofstede, 1995).

Las áreas de páramo alteradas por pastoreo presentan especies altamente competitivas, principalmente pastos y plantas rasantes como *Lachemilla orbiculata*, *Rumex acetosella*, *Anthoxanthum odoratum*, entre otras, en su gran mayoría especies introducidas que limitan la germinación de otras especies propias del páramo (Vargas *et al.*, 2002, Jaimes y Sarmiento, 2002). Las especies dominantes de estas coberturas vegetales son aquellas que son beneficiadas por este tipo de manejos, de pisoteo y consumo. Los pastos pueden permanecer dominantes por décadas en los campos abandonados, dificultando la implantación, establecimiento y reclutamiento de individuos de especies nativas, tanto en páramo (Sarmiento *et al.*, 2003) (Figura 6).

Esta condición de predominancia el estrato herbáceo dominado por especies introducidas, y que algunos autores describen este fenómeno como “sucesión detenida” (Sarmiento, 1997; Holl, 2002; Meli, 2003). Estas alteraciones pueden modificar la estructura, composición y funcionalidad del ecosistema poniendo en peligro la permanencia de muchas especies, así como la prestación de servicios ambientales como la producción y regulación del agua (Buytaert *et al.*, 2006; Suarez, 2008); en consecuencia, surge la necesidad de dar respuestas a la problemática de alteración de estas zonas y tomar acciones para reparar los efectos no deseados de la intervención humana.



Figura 6. Efectos del pastoreo sobre la vegetación de pajonal de páramo y humedales

Compactación de los suelos: El pastoreo del ganado en los páramos aumenta el endurecimiento de los suelos y la permeabilidad de los mismos, haciéndolos cada vez más impermeables, con lo cual se altera el ciclo normal de las aguas, que naturalmente fluyen a través de ellos hacia la zona de recarga hídrica, que más abajo va a alimentar los nacimientos de las quebradas. Así mismo, Llambí (2009) hace referencia a varios estudios en Colombia y Venezuela que han mostrado que luego de la intervención agrícola y pecuaria en zonas de bosques parameros, los procesos de regeneración o recuperación natural del bosque se ven seriamente limitados por la limitada capacidad de recolonización y establecimiento de muchas especies leñosas, favoreciendo la colonización de una vegetación herbácea menos diversa desde zonas que distan unos pocos a cientos de metros.

Cambios en la estructura del suelo y capacidad hídrica: Aunque la fertilidad de los suelos a menudo no es afectado mediante prácticas de ganadería, si lo es su estructura y la capacidad de retención hídrica. La compactación de los suelos de áreas de páramo y humedales afectan a la estructura de los suelos,

aumentando su resistencia mecánica, por otro lado al reducirse el número de macroporos del suelo, aumenta la fuerza con la que la raíz debe penetrar, disminuyendo la tasa de elongación (Baser *et al.*, 2005). La ausencia de dichos macroporos, condiciona negativamente a la edafofauna del suelo, aspecto que genera a su vez un efecto sinérgico sobre la cantidad de poros que éstos organismos a su vez puedan conformar (Rasiah *et al.*, 2004), y disminuyendo aún más capacidad de infiltración de agua conduciendo a una mayor escorrentía superficial el suelo (Figura 7).



Figura 7. Efecto del pastoreo en las coberturas de pajonal frailejonal de páramo.

Ausencia de especies facilitadoras: También se ha reportado la compactación en la superficie del suelo y el desarrollo de costras, que inducen a un comienzo de la escorrentía más rápido y a una disminución de la infiltración, induciendo a rutas de flujo preferencial y a un aumento de la erosión (Buytaert *et al.*, 2006). Estos cambios son responsables de una disminución irreversible sobre el 40 % en la retención de agua, (Buytaert *et al.*, 2002).

Procesos erosivos: Los impactos de las actividades ganaderas se traducen, entre otras cosas, en un incremento de procesos erosivos, que junto con las precipitaciones, los vientos, la topografía, los suelos y la pérdida de la cobertura vegetal se potencian y agravan. Esto causa la pérdida de productividad de los sitios causando sedimentación y contaminación en obras de riego y represas (Crissman, 2003). La erosión tienen impacto en la hidrología del páramo, cuando se retira la cobertura vegetal el suelo queda expuesto a la radiación solar y tiende a secarse, lo que conlleva la reducción neta del contenido de materia orgánica, así como a cambios estructurales en la materia orgánica remanente y a un aumento de condición de hidrofobicidad. En este sentido, cuando los individuos si bien pueden llegar a las áreas disponibles, no pueden germinar, o germinan y alcanzan el desarrollo plantular, o no llegan a establecerse por la inestabilidad del sustrato

Fase persistencia

En esta fase, se presentan los mismos factores que están condicionando el establecimiento de los individuos. Algunas de las especies de plantas del páramo, presentan unos requerimientos específicos en su hábitat, que

son limitadas por la compactación de los suelos, los cambios en la estructura y disponibilidad hídrica, lo que conlleva a una homogenización del paisaje, formando prados continuos.

Barreras socioeconómicas

Es indiscutible como la ganadería bovina intensificó su aporte a la economía regional (pero también a la transformación del páramo), desde la década del sesenta. Este acelerado proceso de crecimiento se vio principalmente impulsado por dos factores relacionados con la política como lo son el fomento a la actividad, particularmente la llegada de semillas mejoradas de pasto raigrás, y la construcción de caminos vecinales que facilitaron el proceso de comercialización de los productos agropecuarios (Cubillos, 2011). A pesar que en el desarrollo del ecosistema páramo, evolucionó sin herbívoros grandes y sin contar con la presencia humana (Hofstede, 2001), la ganadería es una realidad cultural que ha sido apropiada por comunidades productivas desde hace siglos y, por tanto, tienen una visión del páramo ligada a su forma de vida. La legislación y la acción de la autoridad ambiental desconoce muchas veces esta realidad compleja, y es por ello que la relación con las comunidades resulta altamente conflictiva y que los mecanismos de protección, conservación y/o restauración no son los esperados (Cubillos, 2011)

Tabla 6. Principales efectos de la ganadería y tipo de barreras ecológicas causado por el pastoreo de ganado.

Tipo de Factor	Características	Barreras Ecológicas		
		Dispersión	Establecimiento	Persistencia
Biótico	Disminución de las coberturas vegetales nativa, y fuente de propágulos fragmentación y homogenización de la vegetación	X		
	Competencia con plantas exitosas en el pastoreo		x	
	Ausencia de especies facilitadoras		X	X
Abiótico	Compactación de los suelos		x	x
	Cambios en la estructura del suelo y capacidad de retención hídrica		X	x
	Procesos erosivos		X	X

Disturbio en áreas sometidas a quemas

Barreras ecológicas

Barreras a la dispersión

Disminución de la estructura y composición de las coberturas de páramo: La quema no ha sido un fenómeno natural en el páramo, por tanto no ha constituido una presión de selección natural (Hofstede, 2001). Según las prácticas acostumbradas de manejo del páramo, es imposible ver la ganadería separada de la quema, siendo común entre los campesinos de quemar la vegetación alta para proveer el ganado con pastos más verdes y tiernos que crecen después; lo cual es un efecto y de disponibilidad. Contrario a lo que ocurre en otros ecosistemas, la vegetación de páramo no crece más rápido por fertilización por las cenizas; la productividad de la vegetación nativa tiende a decrecer después de una quema, debido a que los puntos de crecimiento se hallan más expuestos a condiciones climáticas extremas (Hofstede, 2001).

En cuanto a las coberturas vegetales, en el área quemada se presenta una disminución de la vegetación dado que muchas especies no son tolerantes a la quema y/o no resisten las quemas (p.e. *Polylepis quadrijuga*, y varios arbustos del género *Diplostephyum*) (Hofstede, 2001; Lotero et al., 2007), mientras que aquellas que resisten este tipo de tensionantes, se ven beneficiadas por los nuevos nichos disponibles, aumentando su expresión (Figura 8).



Figura 8. Regeneración de las coberturas de paramo un año después de una quema.

Barreras al establecimiento

Cambios en la estructura y composición de suelo: El impacto de la quema sobre el suelo es indirecto. Gracias a la gran cantidad de paja, las llamas casi nunca alcanzan el nivel del suelo y no afectan directamente a la capa de hojarasca o a la fauna del suelo, pero al desaparecer una gran parte de la vegetación, el suelo pierde su capa aislante y, así, en la noche, las temperaturas a nivel del suelo son más bajas y en el día más altas, aumentando la temperatura de descomposición de la materia orgánica, desaparece el mantillo y los restos vegetales que quedan después de la quema (Hofstede, 1995).

El suelo entre la paja en regeneración sí está casi totalmente descubierto, meses o incluso años después que se produjo la quema. En el suelo descubierto y con mayores temperaturas existe una mayor evaporación y el suelo tiende a secarse perdiendo su conexión entre las partículas orgánicas e inorgánicas, liberando los nutrientes que se encontraban inmovilizados, y a su vez, con altas posibilidades de presentar lavado (Hofstede, 2001). La pérdida de suelo afecta considerablemente a la pérdida de materia orgánica (MO), que afecta considerablemente otras propiedades como la densidad aparente, la porosidad y estructura, la conductividad hidráulica y la permeabilidad. Esta afectación se relaciona con la reducción en la capacidad de retención hídrica de suelo, susceptibilidad a la erosión (Camargo et al., 2012)

Barreras a la persistencia

Herbivoría de plántulas y vegetación remanente: Por otro lado, luego de las quemadas de páramo, se ha reportado un aumento en las tasas de herbivoría que afecta el desarrollo y al crecimiento tanto de las plántulas que van regenerando como por aquella vegetación como aquella que quedó remanente de la quema, dado que se constituye en un recurso disponible y visible (Loteró *et al.*, 2007). Los efectos colaterales dependen también del tamaño de las quemadas, no obstante algunas poblaciones que pudieran sobrevivir a este tipo de disturbio pueden enfrentarse a este tipo de herbivoría que en algunos casos determina la estructura de las poblaciones que persisten (Figura 9).



Figura 9. Vulnerabilidad del ataque de depredadores de una población de frailejones que sobrevivió después de una quema

Tabla 7. Principales efectos de la ganadería y tipo de barreras ecológicas causado por el pastoreo de ganado.

Tipo de Factor	Características	Barreras Ecológicas		
		Dispersión	Establecimiento	Persistencia
Biótico	Disminución de las coberturas vegetales nativa, y fuente de propágulos fragmentación y homogenización de la vegetación	X		
	Competencia con plantas exitosas en el pastoreo		x	
	Ausencia de especies facilitadoras		X	X
Abiótico	Compactación de los suelos		x	x
	Cambios en la estructura del suelo y capacidad de retención hídrica		X	x
	Procesos erosivos		X	X

Barreras socioeconómicas

El uso del fuego dentro del ecosistema páramo ha sido una práctica muy extendida de manejo para la ganadería, desde la invasión española. Como respuesta al fuego, las plantas aumentan el número de rebrotes más palatables para el ganado ovino, vacuno y equino, ya que después de una quema, todo su alrededor vuelve verde (Hofstede, 2001). En un estudio sobre los procesos de los páramos en el PNN Los Nevados, Hofstede (1995) evaluó la productividad de la vegetación natural, las macollas desaparecen y son remplazados por pastos cortos y dicotiledóneas herbáceas con baja cobertura total, las cuales toleran el pisoteo y el ramoneo del ganado, o esta característica genera la idea que hay mayor biomasa después de una quema, aunque dichos estudios han comprobado que los contenidos de biomasa vegetativa no aumentan, pero sí está más fácilmente disponibles para el ganado.

No obstante algunas de las estrategias adaptativas de las especies de los páramos de resistir a la congelación, les confieren capacidad de ser tolerantes frente a fuegos, esta actividad no ha sido un fenómeno natural durante el desarrollo del ecosistema. Esta capacidad de rebrote en algunas especies, genera una idea errónea de recuperación del sistema, al igual que la creencia que el fuego hace parte de su dinámica natural. El impacto del suelo quemado es alto y si las quemaduras son repetitivas (menores de 2 años), no alcanza a recuperarse.

Disturbio en áreas sometidas a la minería

Es importante destacar que aunque minería es una actividad de corto a mediano plazo, pero con efectos que se pueden extender en escalas geológicas; en parte porque el carácter renovable de los recursos del suelo y subsuelo no aplica para las escalas del tiempo humano. Al afectar a todos los horizontes del suelo y causar una alteración al paisaje, las actividades mineras inciden de manera substancial en la recuperación de las áreas sometidas a este tipo de alteración. Si bien en la fase de exploración avanzada se pueden realizar buenas prácticas en minería, en muchas ocasiones a esta escala y cobertura de operaciones no alcanzan niveles que pongan en peligro la resiliencia del ecosistema (Guerrero, 2009).

Barreras ecológicas

Barreras a la dispersión

Cambios en las coberturas vegetales: La actividad minera a cielo abierto contempla la modificación de la topografía y del paisaje en general, en la extracción hay desaparición de zonas, disposición y acomodamiento de zonas para escombreras, desaparición de relieves altos y escarpes pendientes naturales, formación de piscinas de lixiviación donde localmente se pueden generar fracturamientos y hundimientos sobre el terreno ante la aplicación de un exceso de carga respecto a la capacidad de los sitios donde se disponen (Fierro *et al.*, 2011).

Los hábitats terrestres son destruidos debido a la remoción de vegetación para implementar las labores de exploración, explotación y construcción de obras de infraestructura para beneficio y transformación. Los hábitats acuáticos son afectados debido al represamiento de los ríos para la instalación de represas de desechos (Sánchez, 2002).

Cuando se realiza la minería a gran escala, se disminuyen las fuentes de propágulos causando alteraciones biofísicas y químicas en el suelo y subsuelo (Fierro *et al.*, 2011), dentro de las afectaciones físicas están la remoción superficial del suelo y de los materiales de cobertura, en los niveles más superficiales compuestos por suelos orgánicos pueden ocasionar su infertilidad, o mantienen su fertilidad pero permiten el paso de contaminantes a través del agua o por incorporación directa sobre niveles orgánicos.

Indirectamente la minería también contribuye a la destrucción de hábitats al facilitar el acceso áreas aisladas, debido a la implantación de vías de transporte para la salida del mineral y a la capacidad para atraer contingentes poblacionales en búsqueda de oportunidades de trabajo, parte de los cuales acaban trasladándose en cercanías a los sitios de explotación, con los respectivos impactos consecuencia de esta situación (Fierro *et al.*, 2011).

Barreras al establecimiento y persistencia

Cambios geomorfológicos y cambios físico químicos de suelo y subsuelo: En la minería subterránea, las áreas de perforación son en un filtro artificial de drenaje de las aguas subterráneas, pudiendo llegar a secar completamente o a disminuir de manera definitiva el caudal de aguas superficiales.

Los impactos físico-químicos y químicos que genera la minería se centran en la producción de contaminantes gaseosos, líquidos y sólidos que de forma directa o indirecta va a recibir el suelo por la deposición a partir de la atmósfera como partículas sedimentadas o transportadas por aguas lluvias, por el vertido directo de los productos líquidos de la actividad minera o por de lixiviación del entorno minero (aguas de las minas a cielo abierto, escombreras). Esta situación de manera evidente, afecta al establecimiento de las plántulas que llegan a los espacios que se encuentran disponibles para ser colonizadas (Fierro *et al.*, 2011).

El mayor impacto que produce la minería es la adición de la fase líquida al suelo y subsuelo, generalmente los elementos incorporados presentan una composición muy diferente a la que habitualmente se infiltra en el mismo (aguas lluvias). Las interacciones resultantes pueden ser muy variadas en función de la composición química del fluido, composición mineralógica del suelo y subsuelo, el tiempo que comprende la infiltración sobre el material vulnerable y el factor climático (temperaturas medias, frecuencia de lluvias).

Contaminación de suelo, subsuelo y aire: Los efluentes líquidos son principales vías de lanzamiento de contaminantes en los cuerpos de agua en las explotaciones mineras (presencia de hidrocarburos en grandes cantidades, depósitos de combustible para repostar, aceites pesados lubricantes, etc).. En el aire la emisión de partículas puede acarrear daños a la vegetación, sea ésta a través de la deposición de partículas sobre la superficie de las hojas, o debido a la deposición sobre el suelo, donde los contaminantes son absorbidos. Las lluvias ácidas causadas por la fundición de minerales sulfatados fueron la causa de grandes daños ambientales en el área de influencia del área de beneficio y transformación (Fierro y Lozano, 2011).

En algunos casos los contaminantes se acumulan en formas lábiles, de alta solubilidad que no solo afectan la composición del suelo y subsuelo sino que pueden estar disponibles para que los animales y las coberturas vegetales puedan captarlos y sufrir efectos tóxicos; en profundidad los contaminantes pueden llegar a los acuíferos a través de zonas de intenso fracturamiento, o el desarrollo de suelos residuales permeables que faciliten su transporte. Todas las actividades de las diferentes etapas de la minería que generen contaminación sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos o cualquier alteración o transformación de los mismos, redundan en una pérdida de hábitat para las poblaciones de las especies silvestres que allí habitan, constituyéndose en un impacto indirecto de la actividad tan importante como el impacto directo que lo origina.



Figura 10. Acuífero de fractura en el páramo de Chingaza a 3700 m de altitud. Foto: D. Rivera

Capacidad de regulación hídrica del suelo y subsuelo: La conjunción de la litología con las zonas de intenso fracturamiento tiene profundas implicaciones en la hidrogeología y en consecuencia en el ciclo del agua de los páramos. La minería genera, de manera general, un impacto por alteración de la capacidad de regulación hídrica y pérdida de la función del soporte físico de ecosistemas de carácter irreversible (Fierro *et al.*, 2011).

Los mayores impactos son la alteración de la capacidad de regulación hídrica del suelo y el subsuelo y la alteración o pérdida de la función de soporte físico de ecosistemas, las cuales se consideran irreversibles. El proceso de construcción y montaje de obras para beneficio y transformación y las actividades de montajes mecánicos y electromecánicos generan impactos bajos en la alteración de la capacidad de regulación hídrica del suelo y el subsuelo, por el uso de explosivos, actividades de cargue, transporte, corte mecánico.

En general la actividad minera puede impactar las fuentes hídricas superficiales por manejo inadecuado de aguas al interior de la mina, por aumento en los sólidos y turbidez por partículas en suspensión y en arrastre; afectación de las rondas y cauces de los ríos y la red de drenajes natural, alterando su dinámica fluvial y equilibrio hidrológico; desaparición de cuerpos de agua como quebradas y manantiales; estos impactos pueden ser de carácter directo, en algunos casos a largo plazo y en algunos casos puede ser irremediable.

Otro caso representativo es la acidificación de las aguas de quebradas y drenajes cercanos a minas de oro y carbón, que por procesos de precipitación y disolución se pueden retener formar compuestos insolubles que se depositan posteriormente en el suelo. Variaciones en el pH pueden retener minerales pesados que forman compuestos solubles a pH ácido, y compuestos insolubles en condiciones de pH alcalino. En otros casos, la formación de compuestos insolubles está controlada por las condiciones de oxidación-reducción del suelo, de forma que un metal pesado estable en forma de compuesto soluble en condiciones oxidantes puede pasar a formar compuestos insolubles en condiciones reductoras. Queda la incertidumbre sobre el impacto a largo plazo luego del cierre de la mina (Guerrero, 2009).

Impactos en las aguas superficiales: En cuerpos de agua lóticos puede observarse en el cambio de curso de los cauces, rectificación de los mismos y modificaciones en el perfil natural de los ríos, este caso es evidente

el impacto generado por la extracción de gravas en los bordes del río Tunjuelo en los últimos 60 años (Rayo L, SDA, 2008 Geología y geomorfología de la zona del parque minero industrial Tunjuelo en Fierro y Lozano, 2011) y sus consecuencias en cuanto a la modificación de la dinámica hidrológica a manera de estiajes más pronunciados, avenidas torrenciales incontroladas, daños a infraestructuras por el reclamo de los ríos, desbordes e intermitencias que generan riesgo sobre la comunidad.

La pérdida de hábitat consecuencia de la contaminación de ecosistemas y de su transformación tiene mayores efectos sobre la flora y la fauna que su ataque directo, dado que no se pierden algunos individuos sino un número considerable de los mismos y hasta la población completa consecuencia de la pérdida de su refugio, el alimento y su área de reproducción (Exequiel, 2007).

Las partículas sólidas en suspensión en el agua aumentan la turbiedad, reducen la penetración de la luz y causan diversas alteraciones en los procesos biológicos que tienen lugar en los cuerpos de agua. La sedimentación es consecuencia del transporte de partículas suficientemente grandes que se depositan cuando disminuye la energía cinética del río. Este proceso entierra los organismos en el fondo, interfiriendo de esta forma con toda la cadena trófica.

Barreras socioeconómicas

El tema de la minería requiere un manejo especies y sólidas decisiones basadas en análisis costo- beneficio. Para las políticas económicas, la minería es un sector promovido para intensificar su participación en la economía. Para 2009 el 28% de los páramos había sido objeto de actividad minera, que incluye trámite de licencias hasta la explotación (Guerrero, 2009). Si bien las dimensiones ambiental y social del desarrollo son prioritarias a la hora de las decisiones, las del sector minero son de mayor peso. No obstante, a pesar de la ley existente sobre la prohibición de minería en los páramos, existen pasivos ambientales de paramos sometidos a minería, donde hay que desarrollar mecanismos e instrumentos financieros y técnicos para la rehabilitación de los sitios de explotación, los sitios abandonados y a los que ya tienen otorgados los títulos de explotación.

Estrategias de restauración

Existe un nivel de degradación por debajo del cual no habrá recuperación (Finegan, 1993; Machlis, 1993). En este sentido, Machlis (1993), plantea que la restauración es indicada cuando el proceso normal de recuperación sería demasiado lento o no ocurriría porque se traspasó algún límite ecológico. Ejemplos de dichos límites son:

- Cuando el área es vulnerable ante trastornos recurrentes (como por ejemplo incendios)
- Cuando hay pocos remanentes de las comunidades originales y las distancias de dispersión son largas que dificulta la llegada de especies
- Cuando la tasa de dispersión de las principales especies animales o vegetales es baja
- Cuando ciertas especies clave no pueden recolonizar sin ayuda externa (por ejemplo especies poco comunes o en peligro de extinción, o especies de vital importancia funcional)
- Cuando hay una cantidad excesiva de malas hiervas y plagas

En el contexto anterior y considerando los postulados funcionales de la conservación biológica; es posible identificar diferentes mecanismos que conducen a la restauración ecológica de páramos degradados. Es importante señalar que el mecanismo más adecuado depende de las características particulares del sistema a restaurar, así como de la intensidad de deterioro, el tamaño del área degradada y de la intervención, el objetivo de uso del área, las especies, los resultados esperados y otros.

Sobre este punto, se menciona que los sistemas degradados pueden restaurarse para alcanzar diversos objetivos, cada uno de los cuales puede atenderse mediante diferentes técnicas óptimas. En algunos lugares, aumentar la producción de cultivos alimenticios, árboles y otros productos de uso humano puede ser lo principal, y puede resultar conveniente utilizar monocultivos de rápido crecimiento. En otros sitios, los servicios de protección ambiental (como los referentes a ciclos hídricos) puede ser lo más importante, siendo conveniente utilizar una diferente combinación de técnicas. En otros, todavía los objetivos pueden consistir en hacer que la zona degradada vuelva a un estado casi natural, para lo cual se necesita un enfoque muy diferente. Todos estos enfoques pueden respaldar la conservación de la biodiversidad eliminando las presiones que sufren los ecosistemas naturales o ampliando las zonas naturales (WRI, UICN, PNUMA, 1992).

En el caso que se desea restablecer la funcionalidad que garanticen los servicios ecosistémicos, se debe complementar con medidas de conservación, con instrumentos compatibles en la escala espacial de la intervención, unirse a los esfuerzos para reducir las pérdidas de coberturas de páramo.

Desde una perspectiva, socioeconómica la restauración ecológica recupera los flujos de bienes y servicios naturales de la vida económica consecuencia de que los ecosistemas funcionales proporcionan a la sociedad. Desde la perspectiva del personal y los valores culturales, la restauración ecológica renueva nuestra relación con los reinos de la naturaleza, de la estética, la realización personal y la experiencia compartida y significado estético.

Los ecosistemas que han sufrido sólo levemente degradados o perturbación a veces pueden ser restaurados rápidamente a sus estados aparentes antiguos, tal vez en unos pocos años. Para muchos autores los ecosistemas como los páramos, la recuperación completa a un estado objetivo deseado puede tomar décadas o siglos. Para el páramo el ideal de la recuperación de un ecosistema con fidelidad histórica debe conciliarse con la realidad que los ecosistemas son dinámicos y están sujetos a modificaciones por razón del flujo del medio ambiente y los cambios a largo plazo en las condiciones ambientales, y en respuesta eventos azarosos re su propia dinámica.

Por otra parte los páramos actuales nunca podrán ser réplicas estáticas del pasado, ya que responden de forma continua en la expresión biótica al sus propios procesos internos y para siempre variables condiciones en el entorno externo.. Los proyectos de restauración deben contar con una proyección espacio temporal adecuada, para lo cual es necesario realizar las siguientes acciones.

- Identificar el área conservada más próxima. Dado que los elementos que se integran proceden de un ecosistema con escasa o nula alteración, debe buscarse un área lo más conservada posible, la cual servirá como ecosistema de referencia para establecer el diseño de la restauración (especies a utilizar, densidad y distribución).
- Caracterizar las condiciones edáficas e hidrológicas de los páramos a restaurar: Determinar las características del suelo e hidrológicas es de suma importancia para el diseño de la estrategia de restauración ya que a partir de esos datos podrán precisarse las necesidades de mejoramiento del suelo, las fechas de siembra, las especies más probables a elegir para la restauración, entre otras. Es preciso contar con información base sobre las características de la zona y los recursos materiales y humanos disponibles

El diseño de una estrategia de restauración requiere de una amplia visión que incluye aspectos históricos, sociales, culturales, políticos, estéticos y morales. Esta definición expandida es necesaria en la búsqueda de la excelencia y en un nivel conceptual para prevenir que la restauración se obstruya por actividades y proyectos tecnológicos que se desvían de la fidelidad ecológica.

Estrategia de restauración en áreas de páramo con plantaciones forestales de exóticas

- Se deberá establecer un plan de restauración de las plantaciones de especies forestales que contemple la evaluación de la regeneración natural, la sustitución y/o remplazo gradual y en diferentes fases de las especies forestales plantadas, que contemple una la construcción de estructuras para el control de la erosión en áreas de pendiente, el manejo de las aguas de escorrentía por medio de estructuras para el control de la erosión (banquetas), gestión de la madera, protección de la vegetación nativa existente en el momento de la extracción y acciones de mitigación y manejo de posibles especies invasoras posterior a la cosecha de la madera.
- Una vez definido el plan de sustitución gradual, establecido los costos y las fases de implementación, se recomienda realizar aclareos dentro de las plantaciones y/o aprovechar los claros que se han generado naturalmente, ampliando su tamaño y enriqueciendo con las especies propias de páramo. En este sentido, hay que tomar con especial atención las posibles especies invasoras que puedan existir en los sectores a restaurar y que presenten riesgo de colonización.
- No se recomienda eliminar la totalidad de los individuos de las plantaciones forestales dado que se deberá aprovechar la generación de microclimas proporcionada por los doseles de las copas.
- Previo a la realización de enriquecimiento en de las áreas donde se implementaran acciones de restauración, se deberá retirar las acículas y darle un manejo y en caso de ser necesario se deberán aplicar enmiendas orgánicas y/o químicas a los suelos.
- Para el caso de los claros dentro de las plantaciones forestales donde exista una predominancia de especies de bosque altoandino, al ampliar los claros se deberá introducir especies nativas heliófilas (por ejemplo macollas de páramo y/o frailejones) con el fin de enriquecer las zonas.
- Es importante crear la línea de investigación en la domesticación de especies de páramo con potencial dendroenergético como especies de *Buddlejas* sp., *Polylepis quadrijuga*, de esta manera sustituir en parte la demanda de leña y madera y reducir el empleo de plantaciones forestales de exóticas.

Estrategia de restauración en áreas de páramo afectadas por agricultura

- a. Antes de implementar acciones de restauración en la zonas afectadas por agricultura (intervenciones) se deberá hacer un diagnóstico y caracterización del área que permita conocer entre otras, características fisicoquímicas y biológicas del suelo, y una reconstrucción de su historia de uso (tipo de cultivo, tiempo de rotación y descanso, forma de cultivo) que permita tomar decisiones más acertadas sobre las acciones de manejo
- b. Permitir un descanso al suelo después de una cosecha antes de implementar cualquier estrategia de restauración, lo cual permitirá realizar una evaluación del potencial de regeneración, y establecer cuáles son las estrategias más adecuadas
- c. Realizar un análisis al suelo, para determinar el tipo de acción (enmiendas) más adecuado para su manejo.

- d. La recuperación de áreas sometidas a actividades agrícolas depende entonces de la frecuencia e intensidad de las mismas, lo que implica diferentes trayectorias sucesionales y cambios en la estructura y características de los suelos, que involucrarán diferentes estrategias de manejo y restauración
- e. Introducir o aumentar la densidad de especies facilitadoras nativas herbáceas de rápido crecimiento (p.e. macollas de gramíneas) a los sitios donde se dificulte la llegada de este tipo de vegetación, en laderas degradadas con alto riesgo de erosión y escasa capacidad de regeneración.
- f. Al reintroducir las especies de plantas de manera asistida, se recomienda respetar el orden sucesional, comenzando con el establecimiento de especies pioneras. Una vez que éstas alcancen el tamaño adecuado para actuar como nodrizas, se debe proceder al establecimiento de especies propias de la sucesión en las diferentes etapas de la sucesión.
- g. Contemplar especies herbáceas y arbustivas en la composición de la reintroducción, que contribuyan a mejorar la capacidad de infiltración del agua en el suelo, disminuye la compactación superficial e incrementa la velocidad de recuperación de la cubierta vegetal a medio y largo plazo.
- h. Si la sucesión media se desarrolla bien, es bastante probable que por sí sola avance a su estado tardío, aunque probablemente será necesaria la intervención humana a través de la introducción de especies propias de este estado sucesional, con el objetivo de asegurar que el ecosistema alcance la complejidad de especies anterior al impacto.

Estrategia de restauración en áreas de páramo afectadas por pastoreo de ganado

Las estrategias que se proponen en zonas afectadas por pastoreo de ganado, son iguales a las propuestas en zonas afectadas por agricultura, adicionalmente, se proponen las siguientes:

- a. En sectores donde las condiciones del intenso uso por pastoreo de ganado han generado la compactación del suelo, se recomienda el uso de especies herbáceas que puedan ayudar a aumentar la descompactación de dichos suelos (p.e especie del género *Lupinus*).
- b. Realizar una evaluación y control de las especies invasoras, colonizadoras y oportunistas que puedan llegar a consecuencia del pastoreo.

Estrategias de restauración para áreas afectadas por quemaduras

Cuando se produce un incendio se desencadenan una serie de procesos cuyos efectos es necesario evaluar antes de desarrollar cualquier acción de restauración. La magnitud del incendio, la intensidad del fuego, y las consecuencias sobre el ecosistema de páramo, condicionarán los impactos negativos y las medidas a adoptar. De esta manera, para dar inicio a acciones de restauración se hace necesaria la evaluación post-incendio de las áreas afectadas que contemple las siguientes características:

- a. Análisis del área afectada que incluya cartografía e identificación de la capacidad de regeneración de la vegetación (magnitud e intensidad de la quema), identificación de zonas vulnerables y mapa de priorización de acciones.
- b. Implementar medidas para la protección y recuperación del suelo (trinchos, fajas, trampas de ceniza en arroyos o pequeñas quebradas para disminuir el aporte de sedimentos) sobre los que se

estimen que pueden incidir elevadas cantidades de sedimentos, por la pérdida de suelos aguas arriba de la cuenca.

- c. En cuanto al manejo de la vegetación, se recomienda emplear las estrategias e, f, g y h. propuestas para el manejo de zonas alteradas por agricultura
- d. Identificar a las especies que no rebrotaron e iniciar un plan de propagación para su repoblamiento
- e. Efectuar las siembras y enriquecimientos durante la primera época de lluvia después del incendio, para maximizar las probabilidades de supervivencia y dotar a los plántulas de un periodo más largo para su crecimiento y adaptación al medio.
- f. Establecer planes de contingencia, mitigación, atención y coordinación entre los actores comunitarios e institucionales para la construcción de un plan de acción frente a las quemas.
- g. Realizar un plan de evaluación y seguimiento de las acciones de restauración implementadas.
- h. Es fundamental el cuidado de tocones y estructuras vegetales subterráneas, puesto que a partir de su rebrote y la colonización de especies pioneras a partir de semillas, se iniciará la sucesión ecológica.
- i. Se debe excluir el ganado y potenciales herbívoros para evitar el ramoneo de la regeneración.

Estrategias de restauración en áreas de páramo afectadas por la minería

Para el caso de restauración de páramos en áreas de explotaciones mineras, retornar el espacio degradado a las condiciones pre-disturbio es una tarea casi imposible en el transcurso de varias generaciones. Sin embargo, mediante un manejo adecuado, se pueden recrear las condiciones ambientales que permitan rehabilitar parte de los procesos naturales que tienen lugar en el territorio y conseguir de esa manera integrar algunas áreas dentro de la dinámica del paisaje.

Partiendo del principio de fidelidad ecológica y estableciendo una jerarquización de los elementos críticos que condicionan la rehabilitación, se puede llegar a la activación de los procesos sucesión tomando los siguientes elementos:

- Establecer obras estructurales para la estabilización de pendientes y taludes, evitar así movimientos masivos de materiales, así como los problemas de erosión asociados a la explotación minera.
- Formular estrategias para la creación de suelo como uno de los elementos clave en el proceso de sucesión ecológica partiendo de un sustrato inerte o estériles de la mina.
- Introducir vegetación nativa colonizadora con el objetivo principal de fijar físicamente el sustrato y minimizar los problemas de erosión asociados a la morfología de las pendientes. Dicha vegetación, constituida generalmente por especies herbáceas, representa además una primera percepción de recuperación.

Lineamientos de restauración para los ecosistemas de páramo

Es importante recordar que en un proyecto de restauración se deben considerar tres factores fundamentales: social, económico y científico que afecta a espacios, personas, expectativas e intereses muy variados (Jiménez *et al.*, 2002). Es por eso que las acciones en materia de restauración son aplicables a áreas grandes o pequeñas dependiendo de la capacidad de recursos de que se disponga para llevar a cabo esta actividad y de sus objetivos (Kondolf, 1995). En función de los objetivos para cada caso, que clarifiquen y den solidez a cada una de las acciones propuestas, desde una perspectiva práctica-científica, donde se identifique claramente la aceptación social, la capacidad técnica, la disponibilidad económica y el establecimiento de sus limitantes.

Criterios para la restauración del ecosistema de páramo

Los criterios que desarrollaran los lineamientos, en su conjunto, establecerán:

- Un marco para las iniciativas nacionales, que promuevan el desarrollo de estrategias de restauración ecológica de los páramos;
- Enfoques que faciliten la adopción y el apoyo a la puesta en práctica de acciones restauración ecológica de nivel nacional, regional y local para los páramos.

Vacíos para la restauración de los páramos

Corresponden a elementos técnicos, financieros y políticos de elementos, instrumentos o estrategias en gestión y manejo en los páramos, que son condicionantes para garantizar el éxito de un programa de restauración.

Vacíos Técnicos

La restauración ecológica constituye una temática que hasta ahora está en desarrollo para el ecosistema páramo, lo que se traduce en poca información para desarrollar planes de restauración efectivos, y lo poco que hay se encuentra lamentablemente disperso. En nuestro país la investigación de la fisiología, autoecología y funcionamiento del ecosistema del ecosistema páramo es aún escasa. Muchas prácticas de restauración ecológica se hacen incipientemente, lo cual en algunos casos deterioran, más que recuperan, o en su confusión realizan la introducción de especies de bosque altoandino en áreas de páramo. En parte esto es debido a los múltiples estímulos e intereses implicados en la restauración de los páramos, provenientes de la iniciativa de grupos de investigación, comunidades organizadas, ONGs, o provenientes de disposiciones legislativas no definidas o seguidas con demasiado rigor.

Las labores de restauración ecológica deben estar fundadas en una sólida base de conocimientos y, por lo tanto, el desarrollo de investigaciones es de vital importancia para poder implementar en forma efectiva este tipo de iniciativas. Los desafíos para la restauración ecológica en los páramos deberán centrarse en la investigación ecológica de la restauración entre otras las siguientes temáticas:

- Selección de grupos funcionales de especies de plantas importantes para la restauración.
- Estrategias de propagación de especies importantes de páramo.
- Conocimiento de las tasas de crecimiento para las especies importantes para la restauración.
- Fragmentación, conectividad y dinámica del tráfico biológico.

- Eficacia de distintas estrategias de restauración.
- Prácticas de conservación para la producción agropecuaria sostenible y de baja extensión.
- Entender la biología y ecología de las especies ecológicamente esenciales (claves de ecosistemas) del páramo en particular los patrones de reproducción, factores que controlan su abundancia y distribución, requerimientos de hábitat, etc...
- Entender los patrones hidrogeomorfológicos, hidrogeoquímicos y edáficos de los que depende la integridad ecológica del páramo.
- Caracterizar la magnitud de las alteraciones generadas en las estructuras o procesos biofísicos esenciales de turberas y humedales de páramo.
- En el caso de la restauración de turberas es necesario estudiar su régimen hidrológico.
- En el caso particular de los subpáramos cuyos niveles altitudinales se han perdido o son difusos por efecto de la deforestación del bosque altoandino y la paramización es necesario estudiar y comparar regiones parecidas y reintroducir las especies perdidas.

Vacíos Financieros

Para la correcta implementación de proyectos de restauración ecológica es necesario contar con recursos suficientes para cubrir los costos de las diversas acciones que se deben ejecutar. Actualmente en nuestro país no existen fuentes de financiamiento explícitas para la restauración, si bien existen algunos fondos para la recuperación ambiental, hasta el momento ninguno de ellos ha sido concebido para implementar proyectos de restauración ecológica.

De esta manera la integración de los diversos fondos, sumada a la creación de fondos complementarios, podría otorgar los recursos necesarios para la implementación completa de proyectos de restauración ecológica. No obstante, para lograr este objetivo será importante hacer un profundo análisis de los montos disponibles para financiamiento (costos), y en general si con los recursos planificado son capaces de cumplir con los objetivos y las metas de restauración.

En los páramos el crecimiento o desarrollo de las comunidades vegetales es lento si se les compara con los ecosistemas de baja altitud, por tanto es importante considerar los tiempos de desarrollo de un ecosistema, en un programa de restauración que involucre el desarrollo de fases y escalas de trabajo, acordes con los tiempos del desarrollo del ecosistema.

Vacíos Políticos

Hasta el día de hoy las políticas ambientales explícitas y destinadas a la restauración son escasas, por lo que aún existen importantes temáticas ambientales que no han sido cubiertas, entre ellas la restauración ecológica. Así, el análisis de los principales documentos oficiales existentes en función de su implicancia en temas de recuperación ambiental puede entregar importantes antecedentes que permitan guiar las acciones para incorporar la restauración ecológica como un tema específico dentro de las políticas ambientales.

Lineamientos de restauración en los páramos

Los lineamientos para la restauración de los páramos contemplan cuatro directrices que deberán abordarse en una perspectiva de escala temporal de largo plazo. Tomando en cuenta los limitantes climáticos que establecen unas tasas de crecimiento bajas, el alcance de los programas de restauración no deberá en ningún caso ser menor de cinco (5) años. Los lineamientos que se proponen son los siguientes:

- Lineamiento 1. Conocimiento del estado de degradación del ecosistema páramo y necesidades de restauración.
- Lineamiento 2. Planificación e implementación de acciones de restauración.
- Lineamiento 3. Evaluación, seguimiento y manejo adaptativo de los procesos de restauración.
- Lineamiento 4. Participación, educación y divulgación sobre la importancia de la restauración de los páramos.

Lineamiento 1. Conocimiento del estado de degradación del ecosistema páramo

- Para efectos de zonificación y priorización de acciones de restauración de las áreas de páramo, se requiere diferenciar su estado de salud de acuerdo con el nivel de conservación y establecer escalas o niveles de degradación. Para ello es importante desarrollar una reconstrucción histórica de sus características (fisonomía, extensión, composición taxonómica, estructura y funciones).
- Describir la historia de uso del páramo y su deterioro enfatizando las causas, la importancia relativa de cada una de ellas y sus principales correlaciones con fenómenos sociales y económicos. Esta descripción implica establecer los regímenes de los disturbios, si las causas se mantienen vigentes, y conocer hasta qué punto este tipo de tensionante permitirán la recuperación del ecosistema, o si es necesario limitarlas.
- Definir hasta qué punto las condiciones que prevalecen actualmente en el área permitirán la recuperación del páramo, es decir si es válido la recuperación por el camino de la regeneración natural.
- Evaluar el potencial de restauración, con y sin supresión del agente causal de deterioro, de acuerdo con los estudios de línea base, la identificación de las barreras de la restauración así como los factores tensionantes y limitantes. En algunos casos dados el estado del conocimiento del tema, y por la extensión de las zonas de páramo a restaurar debe proceder por medios pasivos, es decir, centrándose en el control de los tensionantes generadores y sostenedores de la alteración (principalmente fuego, cultivo y pastoreo).

Lineamiento 2. Planificación e implementación de programas de restauración ecológica de los páramos bajo la gestión adaptativa

- Formular un plan de acción que presente los objetivos y metas, así como contemple el desarrollo del proyecto y su ejecución en diferentes fases y etapas de desarrollo que procure remover permanentemente los agentes del deterioro del páramo y las condiciones que son negativas para la restauración. Dicha formulación debe especificar las escalas espaciales y temporales de su implementación.
- Los objetivos del plan de restauración deberán estar enfocados en recuperar la calidad del suelo y la cobertura vegetal para asegurar su diversidad natural, restablecer el funcionamiento hidrológico de la cuenca o promover técnicas de reconversión productiva para recuperar los ecosistemas.
- Se deberán implementar estrategias de restauración ecológica de acuerdo con el escenario de degradación, que promueva la recuperación de la composición, la estructura, las funciones del ecosistema, con técnicas que incorporen la representatividad de las comunidades propias páramo. La caracterización y diagnóstico inicial definirán si es necesario emprender una fase de reacondicionamiento del suelo hidromorfo, antes de proceder a otros aspectos de la restauración.
- Explorar la aceptabilidad que tendría el eventual programa de restauración, en función del entorno socioeconómico. Dado que en la mayoría de los casos no es factible o necesario la reubicación de la población, para la implementación de las acciones de restauración, la estrategia de restauración

debe centrarse en una negociación, el mejoramiento del sistema productivo esté ligado a una suspensión de las presiones sobre los páramos.

- Buscar que la inducción de fases de sucesión ecológica siga una trayectoria similar al conocido para el páramo, al menos hasta que la biota del área presente tendencias de auto organización sin necesidad de insumos o mantenimiento permanente.
- Restaurar los páramos que fueron afectadas por incendios, incluye la mejora para evitar la erosión del suelo. Contener la escorrentía superficial y arrastre de nutrientes hacia las fuentes hídricas o sistemas de embalses.
- Mantener un seguimiento puntual de la llegada de especies exóticas invasoras al área de restauración, procurando evitar su establecimiento por todos los medios posibles.
- Para abordar un proyecto de restauración desde un planteamiento integrado, es necesario que en su elaboración se haya adoptado el concepto de gestión adaptativa. Al igual que un proyecto de restauración, la gestión adaptativa, es un programa de formulación, implementación, seguimiento, aprendizaje y ajuste periódico de las formas de intervención en función de los objetivos definidos. Tanto los objetivos como las formas de manejo pueden cambiar en el tiempo.

Lineamiento 3. Evaluación y seguimiento de los procesos de restauración

- Formular e implementar un programa de evaluación y seguimiento, objetivo y sistemático, que contemple la formulación de indicadores, con registro de datos y análisis de la información así como el manejo adaptativo.
- Plantear los objetivos a largo plazo, donde se marcarán los alcances del programa.
- Las metas, los objetivos, los criterios de rendimiento y los métodos de seguimiento deben consignarse por escrito y ser objeto de amplia difusión, así como de revisiones frecuentes para que los proyectos no se aparten del camino trazado.

Lineamiento 4. Participación, educación y divulgación sobre la importancia de la restauración los páramos

- La implementación de proyectos de restauración ecológica no sólo debe estar basada en una sólida base de información, en este sentido, se deberá generar las instancias para la formación de profesionales especializados en la temática, sumado a la creación de cursos de capacitación para el personal técnico encargado de ejecutar las acciones de restauración.
- La importancia para la restauración ecológica de la educación, capacitación y difusión de esta línea radica en el potencial que su implementación tiene sobre la modificación de las conductas de los habitantes de zonas degradadas, en lo que concierne a evitar actividades que empeoren la condición del ecosistema y afecten directamente su restablecimiento.
- La restauración de páramos debe ser un proceso abierto que involucre a todos los sectores que vayan a resultar afectados por el proyecto, y como uno de los objetivos específicos deberá fomentar la participación plena en el proyecto de restauración, desde sus primeras etapas hasta su custodia a largo plazo. En muchos casos, contar con el apoyo de la comunidad local puede suponer un factor clave que determine el éxito o fracaso del proyecto de restauración. La colaboración con los implicados directos y con las organizaciones potencialmente afectadas por el proyecto pueden ayudar a conseguir el apoyo necesario para promover la restauración y la protección del área restaurada a largo plazo e influir en los comportamientos y prácticas que provocaron la degradación del ecosistema.

- Realizar campañas de concienciación para reducir al mínimo el impacto de las actividades que redundan en la degradación de los sistemas acuáticos (uso excesivo e incorrecto de pesticidas y fertilizantes inapropiados, la falta de saneamiento, la desecación de humedales y pastoreo intensivo en las cuencas de captación) constituyen un mecanismo adicional para hacer partícipes del proyecto de restauración a propietarios de tierras, usuarios de los recursos y comunidades circundantes y lograr así, que tengan en cuenta las causas y los efectos de la degradación.
- La divulgación (en foros científicos y técnicos y por medio de información dirigida al público en general, o actores específicos) del desarrollo de un proyecto de restauración y de los resultados y logros obtenidos, debe ser contemplado como un aspecto muy importante en la planificación del proyecto. De este modo, la divulgación de proyectos de restauración en páramo con resultados exitosos, pueden servir de ejemplo y aliento para la participación. Los mecanismos de creación de redes, tales como reuniones periódicas, boletines y programas de radio, cumplen propósitos educativos y de intercambio de información continua de los interesados directos y la formulación de nuevos proyectos y programas.

CAPÍTULO 3: RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN HUMEDALES DE ALTA MONTAÑA

Introducción

Los ecosistemas tropicales andinos son fuente importante de servicios ecosistémicos, y entre ellos están los humedales que sustentan formas de vida de comunidades humanas (Ramsar, 2002), en especial en sus inmediaciones o aguas abajo en las laderas, altiplanos y valles. Los servicios ecosistémicos que prestan los humedales, en el sentido de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM, 2005), son de soporte, regulación, provisión y culturales. Soporte se refiere al funcionamiento del ecosistema en escala local, regulación a los procesos que lo mantienen en la escala del paisaje, provisión son los bienes y servicios que la humanidad deriva directamente y los valores culturales tienen que ver con el significado e importancia que tienen para los grupos humanos.

Los humedales alto andinos, como espacios ligados con el ciclo hidrológico y situados en la transición entre los sistemas terrestres y acuáticos, son además especialmente vulnerables ante los cambios ambientales globales, como parte que hacen de la montaña colombiana (Anderson *et al.*, 2010). Son por lo tanto de gran importancia en las estrategias de conservación de la biodiversidad, mitigación del riesgo ante los eventos extremos del clima y la adaptación al cambio climático. Estos ecosistemas presentan además altos grados de influencia humana, por lo que hoy se considera que la restauración ecológica no puede faltar en las estrategias de conservación.

El concepto de restauración ecológica es sin embargo objeto de una revisión crítica, en la medida en que la definición clásica centrada en recobrar estructura y funciones del ecosistema similares a las de antes del disturbio, podría no ser un objetivo posible en escenarios de cambio global. Sería un caso de gestión de transformación o “cambio transformativo” (*transformative change*; CDB, 2012). Se hace pues necesaria una revisión de los humedales de la alta montaña de Colombia para construir una aproximación a su restauración. En este documento se presenta una revisión del concepto de restauración ecológica, y una reflexión orientada a su aplicación en los ecosistemas de paramo, en el contexto de los efectos del cambio ambiental global en la alta montaña, y se proveen lineamientos para una agenda de acción.

Trayectorias en la Restauración Ecológica de humedales

Van der Hammen *et al.* (2008) presentaron una síntesis de los conceptos de restauración de la estructura y funciones, con foco en los humedales de Bogotá. La restauración se considera debe restablecer el estado “original” (o de referencia) de los humedales antes del disturbio, o una forma para recuperar algunos atributos o funciones. En este último caso se habla de rehabilitación. Si bien ambos conceptos tienen diferencias con grandes implicaciones, en la práctica, según los mencionados autores, se engloban en un concepto genérico de restauración. Según Hobbs y Norton (1996, citado en van der Hammen *et al.*, 2008), los atributos a restaurar son la composición de especies con sus abundancias relativas, la estructura vertical y horizontal y el suelo, incluyendo el patrón espacial de variaciones, las funciones ecológicas, su dinámica y resiliencia. Se ha argumentado, de forma sintética, que la restauración consiste en el restablecimiento en un sistema ecológico de los regímenes históricos de disturbio. Con todo, en la práctica, la restauración ecológica presenta diferentes rutas, que incluyen un escenario sin intervención con deterioro continuo, y varios escenarios de restauración que resultan en el producto de un sistema ecológico similar al original (de referencia según registros históricos), niveles alternativos de recuperación o rehabilitación o remplazos por ecosistemas diferentes (según el modelo de Hobbs y Norton 1996, Figura 1).

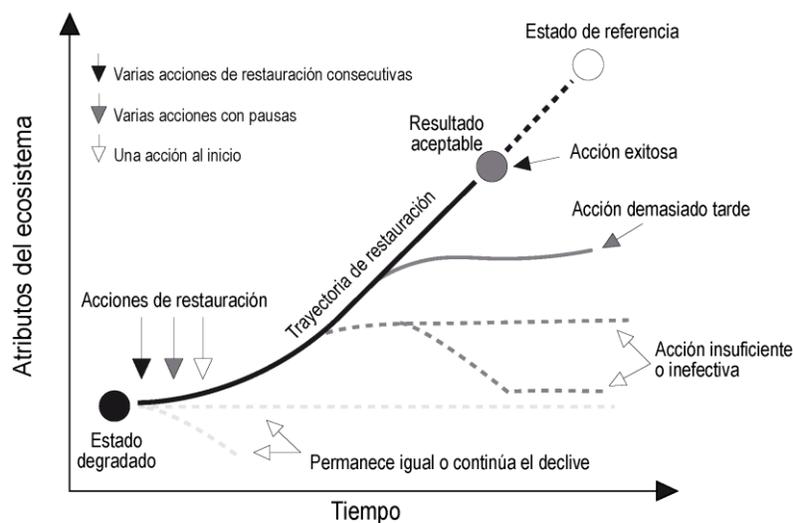


Figura 1. Rutas de la restauración ecológica. Tomado de Hobbs y Norton (2006)

En este modelo el estado no deseado es producto de la falta de la acción insuficiente o ineficiente o de la falta de la misma. Es una expresión de la aproximación de comando y control en donde el resultado deseado es parte de lo posible, siempre y cuando los medios sean suficientes. Esta aproximación pertenece hoy más a la ingeniería ecológica, que a la ecología de la conservación.

Alcances y limitaciones del enfoque de restauración

El planteamiento clásico de restauración ecológica se basa en una intervención sobre el modelo de sucesión normal del ecosistema. El restablecimiento en un sitio de las condiciones abióticas y la presencia de un banco de semillas adecuado, se consideran son los elementos necesarios para que el patrón de sucesión normal de un ecosistema perturbado pueda llevar al restablecimiento de la condición histórica del ecosistema antes de la perturbación. Cavelier (1998), propone además la identificación de barreras al desarrollo. En los humedales la principal barrera a superar es el restablecimiento del ciclo hidrológico característico (Kusler y Kentula, 1990). En este sentido el papel del restaurador ecológico es facilitar el camino (Salamanca y Camargo, 2000); y la teoría, o su experiencia, serían su guía.

Suding *et al.* (2004) argumentan sin embargo, que uno de los principales retos de la restauración ecológica es que las “comunidades degradadas no responden de manera predecible a los esfuerzos de manejo, y producen resultados inconsistentes y en ocasiones inesperados”. Los autores señalan que las acciones de restauración pueden producir retroalimentaciones entre los factores bióticos y abióticos, y que los estados degradados pueden resistir al cambio (alta “resiliencia perversa”) o iniciar trayectorias de cambio hacia estados no previstos o indeseados. Es más frecuente que el restaurador se enfrente a la aparición de sorpresas, o productos indeseados, que incluso terminan siendo resultado facilitado por su propia intervención (Suding *et al.*, 2004). Los ecosistemas resultan ser un poco más complejos, frente al modelo simple de restauración como facilitación del retorno a un proceso normal de sucesión. En este sentido, surge la pregunta de ¿Hasta qué punto la restauración ecológica puede considerarse una alternativa viable en las estrategias actuales de conservación, si no sabemos cuál será la trayectoria posible del sistema ecológico que se va a intervenir?.

Restauración ecológica y estados múltiples de equilibrio

La reflexión actual del cambio en los ecosistemas podría contribuir a develar esta incógnita. El primer punto es reconocer que los ecosistemas ocurren en estados alternos de equilibrio, es decir que presentan diferentes trayectorias de desarrollo, dependiendo del régimen de perturbación y de situaciones de contexto. Algunos de los estados que llamamos degradados como producto de las intervenciones humanas, pueden hacer parte de una dinámica disturbio–regeneración, como trayectoria normal en el ecosistema. Este sería el espacio convencional de operación de facilitación de la restauración ecológica. De hecho en el modelo de Hobbs y Norton (1996) el ecosistema original se presenta en un solo estado de referencia, y los diferentes estados del proceso representan rutas producto del proceso de restauración. Esta aproximación, de trayectorias múltiples en la restauración ha sido controvertida, frente a la teoría de estados múltiples de equilibrio de los ecosistemas (Suding *et al.*, 2004), enfoque en el cual el disturbio puede llevar el sistema a través de umbrales de cambio, hacia otros dominios de estabilidad caracterizados por conformaciones diferentes, por la incidencia de nuevas variables estructurantes o nuevos regímenes de disturbio (Walker y Salt, 2004). Así, el estado alterado (degradado) podría representar un estado alterno de equilibrio del ecosistemas, de tal suerte que la restauración debe considerar procesos de retroalimentación estabilizante y desestabilizante, estados alternos de equilibrio, y umbrales de recuperación, es decir identificar las rutas de la sucesión que podrían constituirse en rutas de restauración (*successional pathways*). Es decir que durante la fase de degradación ha podido ocurrir tránsito hacia otro estado, que difiere no solo en sus componentes estructurales o de composición, sino cambios en los procesos de auto-organización transitando hacia la novedad.

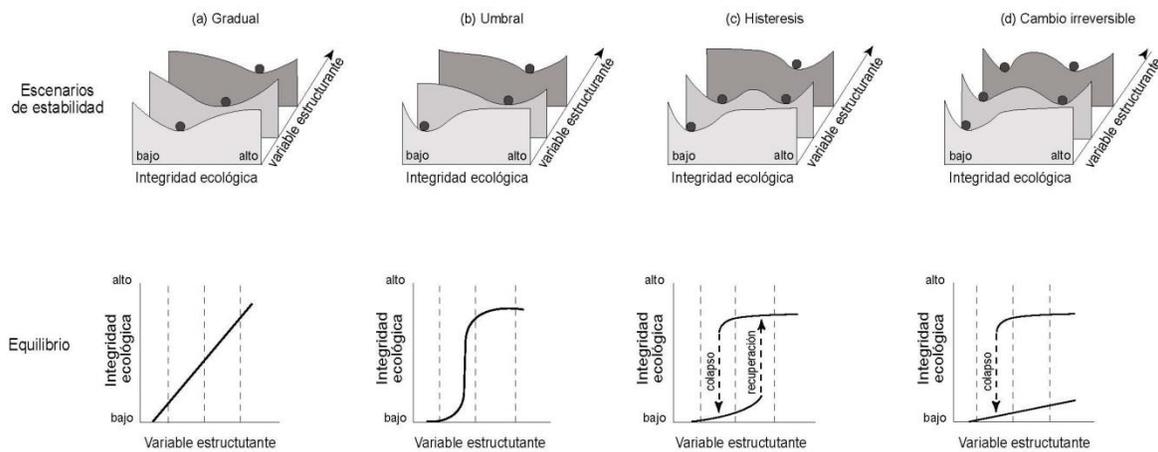


Figura 2. Modelos de multiples estados de equilibrio y patrones de cambio

En la Figura 2 se presenta un esquema de la dinámica de múltiples estados de equilibrio en los ecosistemas, presenta al menos cuatro patrones de ocurrencia. En el primero (a, en la figura) el cambio en el ecosistema que está controlado por una variable estructurante es gradual. En un segundo patrón (b), existen dos dominios de estabilidad, separados por un valor crítico en la variable estructurante que genera umbrales. A diferencia de éste, en el modelo de histéresis (c), el cambio en la variable estructurante produce un salto (o colapso) y una trayectoria discontinua de recuperación. El patrón d, en la misma figura, representaría el caso en el cual el tránsito a través de umbrales e histéresis, produce estados alternos de equilibrio de cambio irreversible. El modelo es de gran importancia para la formulación de objetivos de restauración ecológica en los humedales. De forma convencional se plantean objetivos en el supuesto que la variable estructurante produce estados de cambio graduales con umbrales. Incluso, frente a los estados de histéresis (varios estados de equilibrio separados por umbrales de cambio rápido), la práctica de la restauración se plantea a

través de intervenciones de fondo sobre la variable estructurante. Pocas veces se considera la posibilidad de ocurrencia del cambio irreversible, en el cual la restauración ecológica podría tener aplicabilidad dentro del rango de variación de los dominios de estabilidad, pero no entre los diferentes escenarios posibles. Este es el cambio de fondo que la nueva teoría de estados múltiples de equilibrio y cambios en los ecosistemas, tiene para la formulación de objetivos de restauración ecológica, aplicable también en los ecosistemas terrestres.

Cambio irreversible en turberas

Las intervenciones hidráulicas en las turberas son fuente de cambio profundo en el ecosistema. El descenso en el nivel freático (*water table*) en el corto plazo incrementa la capacidad de almacenamiento de agua, pero en un plazo medio se revierte (Holden *et al.*, 2004). Esto debido a que el encogimiento y la descomposición de la turba producen un cambio en su volumen y colapsa en la parte superior (subsistencia). El cambio físico genera capas hidrofóbicas con más capilaridad y porosidad, resultando en menos retención de agua.

En la turbera con nivel de agua más profundo en pocos años se genera una capa superior de turba seca y se acelera con el paso de la condición anaeróbica a aeróbica, la mineralización orgánica y liberación de nitrógeno, fósforo y sulfuro (Egglesmann, 1988). Para Holden *et al.*, (2004) la descomposición de la turba y la caída del nivel del agua después de un breve aumento de retención de agua, se estabiliza en las turberas que fueron objeto de construcción de diques. La cadena cambio hidrológico, físico y químico, instaura una retroalimentación positiva, es decir desestabilizadora de sus funciones de retención de agua. Además, frecuentemente cuando las turberas son desecadas para ser usadas en agricultura, la pérdida inicial de los nutrientes es compensada con adición de fertilizantes. En este proceso se produce un cambio en su composición biótica pues la vegetación característica de la turbera se altera en respuesta a cambios en el nivel y la química del agua. La degradación hidráulica es en general reversible, pero es muy difícil que la turbera pueda alcanzar su condición de humedad inicial (Egglesmann *et al.*, 1972). Son ecosistemas poco resilientes y se califican como “difíciles”. La adición de fertilizantes consolida el cambio irreversible.

La restauración de turberas se ha intentado con base en el restablecimiento de las condiciones del nivel freático agua, seguido por la reinplantación natural o por dispersión asistida de *Sphagnum* (en algunas turberas intervenidas no se estableció antes de 25 años), elemento característico del crecimiento de la turbera en situaciones normales (Schouwenaars, 1993). El manejo hidrológico está dirigido a minimizar las pérdidas del agua mediante el bloqueo o sellamiento de los diques, a nivel general o en una parte de la turbera, y recobrar la característica típica de poco nivel de fluctuación del agua. Estas intervenciones generan umbrales de cambio y trayectorias no lineales, manifiestas en condiciones de borde más allá de las cuales la turbera no se puede restaurar. Algunos atributos que se pierden irreversiblemente son la profundidad mínima para el funcionamiento geoquímico de la turbera y la presencia de una capa poco humificada.

El indicador de la salud de la turbera es su propio crecimiento. En los procesos de restauración hay instauración de procesos auto-organizativos (retroalimentaciones estabilizadoras o negativas), como la revegetación espontánea, que los hacen sostenibles, y ya no es necesario el manejo activo de los niveles de agua que dependen del balance hídrico (entrada de lluvia y pérdida por evaporación, y escorrentía superficial y subsuperficial). Un tema en el que parece haber un consenso general, es que lo descrito hasta aquí, representa condiciones promedio o generales en una turbera dada (en especial no intervenida), pero que en las más intervenidas se producen importantes gradientes hidráulicos manifiestos en la profundidad del nivel freático y el flujo; por ejemplo desde los bordes hacia el centro y en relación con los diques.

Los humedales alto – andinos y el cambio climático

Franco *et al.*, (2012 en prensa) revisaron la literatura disponible sobre humedales altoandinos, y encontraron que las partes más altas de las cordilleras, o las vertientes más secas presentan mayor tensión climática (Pabón, 2011). En la alta montaña se ha registrado un aumento de temperatura de 1.3°C por década (Ruiz *et al.*, 2008), acompañado de reducción de humedad en los días soleados. En las series históricas de precipitación y temperatura de Colombia, el IDEAM (2010), a través de índices de extremos climáticos encontró:

- i) Disminución de la precipitación media anual,
- ii) Disminución de eventos extremos de lluvia en páramos y zonas aledañas,
- iii) Incremento de eventos extremos de lluvia en los otros pisos térmicos (cálido, templado y frío), independientemente de la tendencia positiva o negativa en la precipitación total anual,
- iv) Aumento de la temperatura máxima en el páramo alto (1°C por década), subpáramo y bosque altoandino (0.3-0.6°C por década),
- v) Incremento en la temperatura mínima menos pronunciado, o incluso negativo en algunas estaciones de páramo negativo,
- vi) En las estaciones de clima frío, templado y cálido mayor incremento en la temperatura mínima que en la máxima (excepto en las estaciones cercanas al mar); y
- vii) Mayor incremento de temperatura media en el páramo alto.

En síntesis, en la alta montaña se presenta mayor temperatura y menor precipitación, es decir una tendencia hacia aridización. Aunque no se han documentado cambios en los valores totales de lluvia, no es claro si la tendencia general sería hacia la intensificación del ciclo hídrico en las vertientes más húmedas (Mulligan, 2000) o la aridización en las más secas. Hacia el futuro las variaciones en la temperatura en los Andes tropicales se presentarían de manera más pronunciada y contrastante, lo cual determina una mayor vulnerabilidad de los humedales. La desaparición de los glaciares en las partes más altas (Ceballos, 2005), podría acarrear pérdida completa de cuerpos de agua de deshielo. En los Andes húmedos el efecto hidrológico de la disminución de los glaciares y lagos de mayor altura se ve sin embargo oscurecido por regímenes de alta humedad en la parte más baja de la mayoría de las vertientes. La tendencia a la aridización de la alta montaña, que podría presentarse más en algunas vertientes, acarrea además el aumento del régimen de fuego, con graves consecuencias sobre la vegetación y el ciclo del agua.

Lo anterior quiere decir que los humedales altoandinos enfrentarían, si las tendencias registradas continúan, una gran tensión climática e hidrológica, lo cual imposibilita la regeneración de condiciones de referencia para sus condiciones funcionales. Igualmente, la tensión de temperatura en el gradiente altitudinal, llevan a sugerir sólidamente, que en las montañas andinas se producirían cambios en la composición de la biota, pues las condiciones tienden a migrar hacia arriba. Lo anterior, sumado al hecho que en la alta montaña se presentan de forma paralela la tendencia hacia la invasión de especies propias de otros pisos o regiones, generando nuevos sistemas ecológicos no análogos a los hoy existentes, lo cual genera incertidumbre sobre su capacidad de provisión de servicios ecosistémicos. Es decir, que en los humedales de montaña el escenario de restauración incluso no llevaría a pensar que son posibles las restituciones de servicios ecosistémicos, sino la rehabilitación de funciones ambientales de interés social.

¿Restauración ecológica o rehabilitación de funciones ambientales?

La restauración ecológica de humedales como práctica, tiene una larga historia en los Estados Unidos (Kusler y Kentula, 1990). Sin embargo, a pesar de los avances, Zedler y Weller (1990) hicieron notar que en conjunto no se ha tenido en cuenta los “valores funcionales auto-mantenidos” como complejidad, integridad y unicidad, lo cual pone en cuestión la actividad de restauración como compensación de la pérdida de humedales. ¡Situación ya prevista en ese momento sin consideración del cambio ambiental global! La restauración

ecológica se plantearía entonces frente a algunos atributos identificados en los humedales, y no en relación con su estructura o función. En este sentido, en tiempos más recientes se ha introducido el concepto de “funcionalidad”, que es el desempeño de un sistema ecológico y social como un todo (García, 2006; Jax, 2010). Esta aproximación considera los humedales alto-andinos como parte de un “sistema de servicios ecosistémicos” en los cuales en la formulación de objetivos de restauración media el acceso a los mismos a través de la participación de los actores sociales involucrados. Sin embargo, la certeza creciente que los sistemas ecológicos alto-andinos debido a la tensión climática podrían ya estar atravesando umbrales de temperatura y precipitación, llevan a pensar que no estaríamos hablando de restauración sino de recreación de humedales, y el concepto mismo de gestión de servicios ecosistémicos también debe ser revisado. En las nuevas configuraciones en situaciones de tensión climática, estarían fluctuando las variables estructurantes de precipitación, régimen hidrológico y la biota disponible. La recuperación y restauración de los servicios ecosistémicos depende de la posibilidad de recobrar la estructura y función de los sistemas ecológicos basados en la biodiversidad (Montoya *et al.*, 2012), como es el caso de los humedales.

Hacia un modelo de funcionamiento de los humedales alto-andinos

Tipología general de los humedales alto andinos

La “alta montaña” en Colombia por encima de los 2700 msnm se encuentra en las tres cordilleras y la Sierra Nevada de Santa Marta (Flórez *et al.*, 1997). Posee un conjunto característico de humedales alto andinos, de gran importancia para las comunidades humanas que han habitado estos espacios durante siglos (Eckhom, 1975; Luteyn, 1992). A pesar de su importancia no existe un inventario completo de humedales alto andinos en Colombia. La información se encuentra dispersa en la cartografía general, o implícita en la cartografía y caracterizaciones ecológicas de la alta montaña². Como excepción existen algunos inventario localizados, como el del parque nacional natural Los Nevados de Duque *et al.* (2002). En el inventario de los humedales de Risaralda (Duque *et al.*, 2002).

En Colombia hay al menos 1629 sitios de humedales altoandinos, diferenciados geológica y bioclimáticamente en tres franjas altitudinales (Flórez *et al.*, 1997). Diversidad de cubetas lacustres con formas de vida de plantas en cojín y formas musgosas sobre sustratos rocosos en el superparamo, por encima de 4.000 m de altitud; el páramo sobre los 3.000 msnm en donde predomina el modelado glaciar heredado, hay lagos, pantanos o turberas; entre los 2.600 y 3.000 en pequeños bacines tectónicos se encuentran lagunas y pantanos, muchos hoy colmatados³. Una característica principal de los humedales de alta montaña es la dificultad de definirlos aislándolos de los “ambientes terrestres” en que ocurren. En efecto, en la alta montaña húmeda tropical en los páramos existe una gran continuidad hídrica entre los espacios de humedales propiamente dichos y los espacios con suelos hidromórficos que permanecen saturados parte del año. Si bien es claro que algunas partes de los páramos húmedos, o algunos paramos secos, presentan déficit hídrico prolongado o estacional en sus suelos (escarpes rocosos, zonas de suelos superficiales en ladera arenales, etc...), en general gran parte del mismo paramo podría calificarse como “humedal”, en un uso extensivo del concepto allí donde los suelos y la vegetación presenta retenciones de importantes volúmenes de agua, de tal suerte que una parte extensa de laderas no muy pendientes en los páramos son “pantanos colgantes⁴”.

² En particular valdría la pena una lectura profunda desde el concepto de humedales de la amplia literatura del programa EcoAndes.

³ . No se incluyen en esta discusión los humedales de los altiplanos, es decir los situados en los bacines sedimentarios de depresiones tectónicas del Cretáceo y Terciario, entre los 2.000 y 3.300 msnm (Flórez *et al.* 1997), que además poseen los mayores complejos de lagos y humedales.

⁴ La denominación fue dada por el profesor Ernesto Guhl.

En general, los sistemas de humedales de la alta montaña pueden ser de varios tipos, atendiendo a los factores geológicos y geomorfológicos de formación (con base en Navarrete y Andrade, 1998). Un primer grupo son los humedales que hacen parte de la secuencia de colmatación natural de lagos glaciares, y que presentan sucesiones típicas según la predominancia de sistema lacustre – palustre - terrestre. En ellos, distinguimos:

- Lagos pandos de alta montaña.
- Mosaico lago – humedal, con predominio de macollas, plantas de cojín con activo proceso de formación de turba.
- Mosaico de turbera, con formaciones de musgos (*Sphagnum*), gramíneas y arbustos.
- Turbera arbustiva, fase final con predominio de arbustos.

Un segundo grupo son los sistemas de humedales asociados con dinámica fluvial activa en la alta montaña. Son sistemas muy localizados, pues en la alta montaña colombiana no hay amplias extensiones de valles aluviales o planos de inundación de gran altura⁵. En estos complejos hay:

- Orillares de ríos torrenciales (que en algunos puntos alcanzan mínimos desarrollos meándricos) con cauces antiguos en proceso de colmatación y cauces renovados
- Formaciones riparias.

Un tercer grupo misceláneo, en el cual dependiendo de las condiciones de pendiente, suelos y humedad podría existir:

- Humedales en bacines cerrados, que no son de origen glaciar (lagos pandos de origen volcánico).
- Humedales colgantes de ladera.

La tipología general presentada tiene implicaciones fundamentales frente a la formulación de lineamientos de restauración (ver más adelante). En efecto, los humedales lacustres se presentan en una sucesión direccional y en ocasiones terminal (aunque de plazo largo) desde estados lacustres hacia estados terrificados. Los humedales fluviales, ocurren dentro de la dinámica de pulsos y planos de inundación de los ríos altoandinos, y en este sentido presentan dinámicas de renovación cíclica (recurrente) según los ciclos hidrológicos.

Composición, estructura y funcionamiento

El limitado conocimiento de los humedales alto-andinos de Colombia, solo permite generar de manera hipotética unos modelos de funcionamiento en la escala de *complejo hidrológico en el paisaje*. Sin embargo, se puede mencionar, que los humedales, de manera generalizada, cumplen con una función de ciclaje de nutrientes provenientes de dinámicas hídricas en las cuencas de abastecimiento a las que pertenecen. Los procesos de transformación y depuración, de manera esquemática, pueden verse en las figuras 3, 4 y 5, donde se explican las trayectorias bioquímicas del Carbono, Nitrógeno y Fósforo respectivamente, en humedales donde el flujo es superficial; sin embargo, para el caso de humedales donde el flujo es subsuperficial, o en medio poroso, las rutas metabólicas tenderán a ser predominantemente anaerobias y en consecuencia asociadas a metanogénesis tanto hidrogenoclástica como acetoclástica, mientras que el nitrógeno y el fósforo serán frecuentes en sus formas reducidas.

⁵ Un posible caso de esta situación se presenta en el valle del río La Playa, alto río Nevado a 3310 msnm, en el páramo de Sumapaz (ver foto 132 en Cleef et al., 2008).

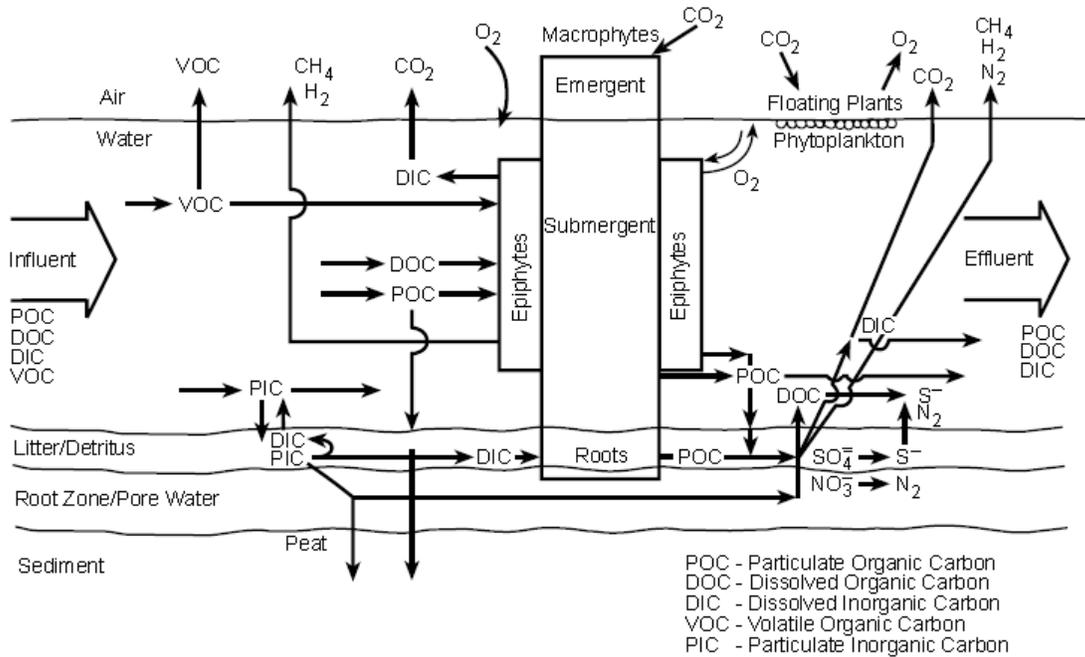


Figura 3. Transformaciones del Carbono en Humedales de flujo superficial (EPA)

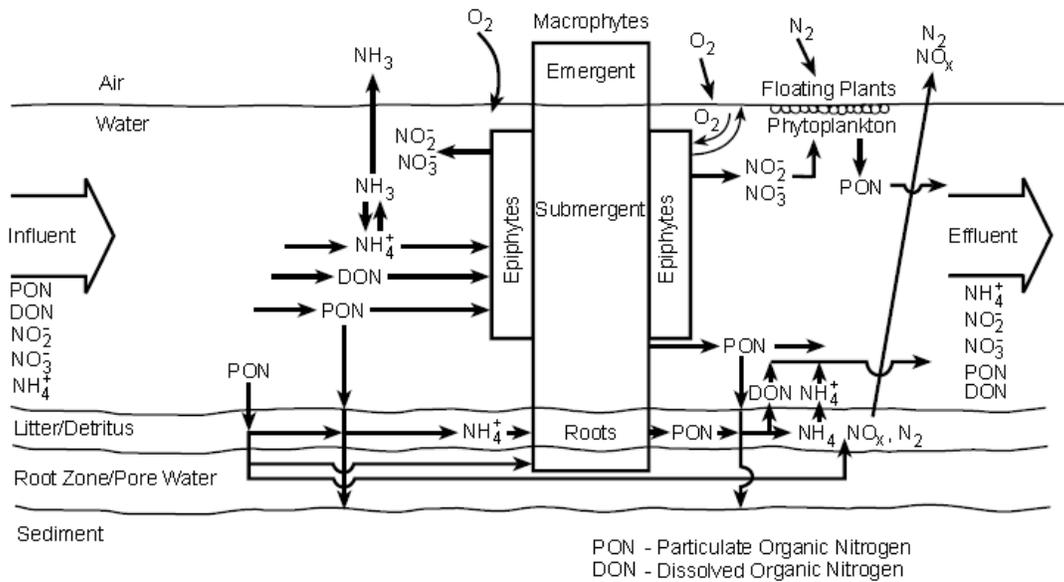


Figura 4. Transformaciones del Nitrógeno en Humedales de Flujo Superficial (EPA)

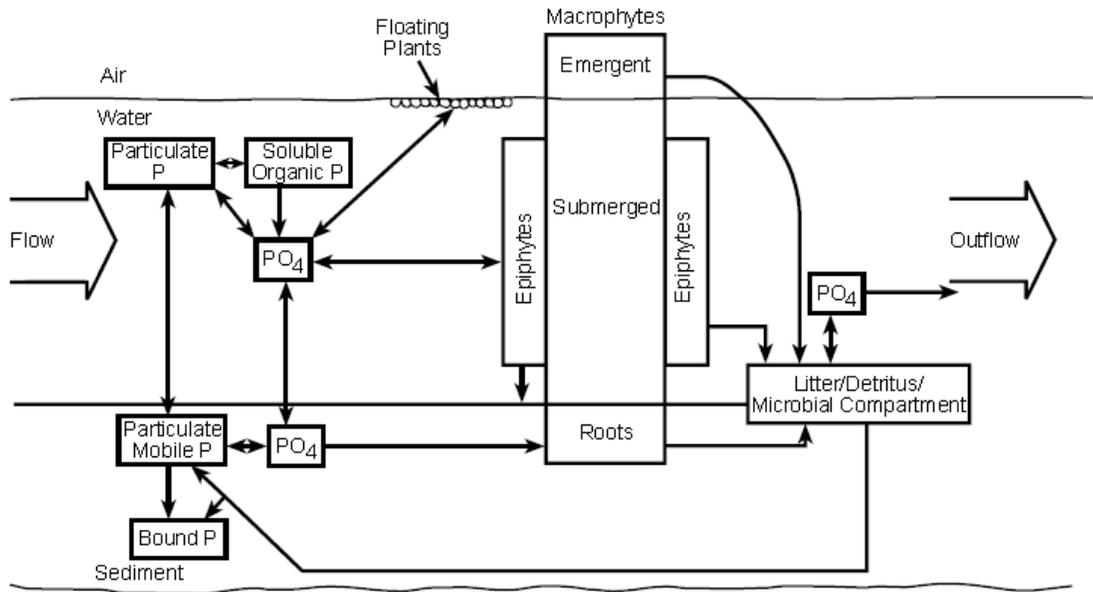


Figura 5. Transformaciones del Fósforo en Humedales de Flujo Superficial (EPA)

Ahora bien, las dinámicas biogeoquímicas descritas se basan en la presencia de microorganismos que a través de su actividad metabólica conducen dichos procesos (Figura 6.)

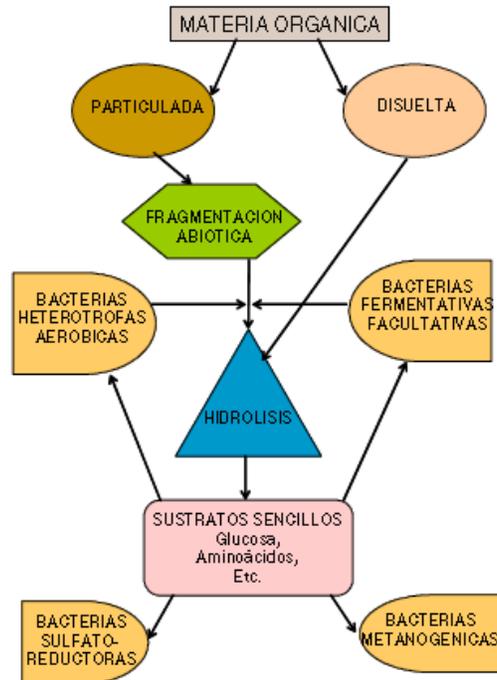


Figura 6. Esquema simplificado de los procesos que intervienen en la degradación de la materia orgánica en los humedales. (García y Corso, 2008)

Adicionalmente, los humedales funcionan como estructuras hidráulicas naturales de almacenamiento que por motivos de la propagación hidrológica de caudales generan una laminación de avenidas, implicando un aumento en el tiempo base, un aumento en el tiempo al pico, y una disminución en el caudal pico de los hidrogramas de sus efluentes, en comparación con los hidrogramas de sus afluentes. Por lo anterior, son ecosistemas cuya morfología proporciona regulación hidrológica disminuyendo así el riesgo por inundaciones en zonas aledañas a los mismos.

Variables estructurantes

Tomando como guía el modelo general de Camargo (2008) desarrollado para los humedales de Bogotá, los humedales altoandinos estarían estructurados principalmente por procesos abióticos que constituyen lo que Camargo (2007) denomina el “efecto dominante de la cuenca aferente” y son⁶:

- Forma (Geoformas, diversidad batimétrica y pendiente del vaso). Se altera en los procesos de sedimentación.
- Flujo del agua (cantidad y pulso). Cambia, pero no se altera irreversiblemente con el proceso de formación de turba.
- Concentración de ciclado de nutrientes. Típica del proceso de formación y conservación de la turba, se altera profundamente cuando se interviene hidráulicamente la turbera.
- Estructura del suelo en su entorno terrestre e interfaz anfibia.

Las variables subordinadas serían:

- Procesos limnológicos (dinámica de nutrientes y biota)
- Banco de semillas y propágulos
- Impactos y usos humanos dentro del funcionamiento del sistema.

Alteración

Con base en lo arriba presentado la alteración es un disturbio que puede modificar el sistema dentro de un rango de funcionamiento “normal”. Usualmente la eco – clima, define la trayectoria normal de humedal. Es en este sentido que se habla de la restauración como recuperación de los regímenes naturales de disturbio y para Suding *et al.* (2004) es la “reintroducción del régimen natural de inundación o hidrológico”. Aplica directamente el primer concepto de resiliencia. Pero también puede modificar el sistema más allá de estados de equilibrio, es decir empujar su tránsito a través de umbrales hacia otros estados. En este sentido, no aplicaría aquí el concepto de restauración como restitución de regímenes, pues habría que considerar cuales son los nuevos regímenes de disturbio en el estado alterado. Aplicaría el concepto de resiliencia ecológica, que aquí llamaremos alteración de tipo 2.

Es importante notar que entre los dos tipos de alteración no hay necesariamente discontinuidades, sino que la primera puede ser amplificadora, o puede generar impactos acumulados (que se escalan) y producen el tránsito hacia el segundo tipo de alteración.

Funcionalidad socio-ecológica

⁶ La pregunta sobre hasta qué punto los procesos bióticos son subordinados, permanece abierta.

Más allá de la composición – estructura y función, el concepto de funcionalidad se refiere al desempeño del sistema como un todo además claramente en un contexto social. La funcionalidad se acerca al concepto de “integridad ecológica” extendido al de sistema de servicios ecosistémicos. Esto lleva a considerar las afectaciones humanas en un contexto más amplio de integración del sistema ecológico y el sistema social.

Servicios Ecosistémicos Ofrecidos por los Humedales			
Aprovisionamiento	Regulación	Cultural	Soporte
Alimento Agua Fibras Bioquímicos Recursos Genéticos	Regulación Climática Regulación Hidrológica Regulación Hidráulica Purificación del Agua Control de la Erosión Polinización	Espiritual Inspiracional Recreativo Estético Educativo	Formación de Suelo Ciclaje de Nutrientes

Tabla 1. Servicios ecosistémicos ofrecidos por los humedales (según MEA, 2005).

De tiempo atrás algunos autores han sugerido que en el páramo su estructura fisionómica en gran parte puede ser el resultado de afectaciones humanas. Desde una perspectiva social, el páramo es considerado un territorio para comunidades humanas, en los cuales a través de la historia se han producido relaciones recíprocas entre la naturaleza y la cultura. La importancia del concepto de SSE referido al páramo y sus humedales tiene que ver con la forma como se establecen los objetivos de conservación y restauración. En el caso de los humedales alto-andinos de turbera, las percepciones más generalizadas asignan a estos espacios funciones hídricas o de recreación, pero no reconocen la naturaleza del fenómeno de turbera ni su biodiversidad específica asociada o diferenciada. Esto hace que la formulación de objetivos de restauración (o rehabilitación) puede significar un riesgo para la biodiversidad y los procesos locales característicos.

Experiencias de restauración de humedales alto-andinos

Se parte de la base de notar la gran escasez, si no ausencia de experiencias específicas documentadas de restauración de humedales alto andinos. La única reflexión podría ser el ejercicio actualmente avanzado entre el Instituto Humboldt, la Gobernación de Cundinamarca y las fundaciones Humedales y Guayacanal (con algunos antecedentes con EPAM) en los pantanos de Martos en el oriente de Cundinamarca, no se han detectado experiencias puntuales de restauración de humedales alto andinos, como tal. Un caso importante en este sentido fue el de la restauración ecológica del páramo de la laguna de Otún.

En el proceso de restauración de los humedales del Otún después del incendio de 2006, Escobar y Ramírez (2007) menciona algunos temas relevantes para los humedales altoandinos. El primero de ellos es que el fuego favorece la erosión y aumento de carga de sedimentos en cuerpos de agua. El fuego además generó impactos directos en vegetación de humedal propiamente dicha, como las formaciones de *Plantago rigida*, igualmente algunos pequeños humedales se secaron durante el incendio por la ola de calor. En general, según estos autores, en el páramo el efecto del fuego en los humedales dependió claramente de la historia previa de disturbio, por agricultura o ganadería de los sitios, siendo más severo en los sitios más degradados (como la laguna La Leona). En este sentido, la compactación de suelo es un impacto heredado que afecta procesos hídricos, por erosión hídrica y menos infiltración. También se pudo mostrar como los humedales actuaron como barreras a la expansión del fuego. Con todo, las propuestas de monitoreo planteadas en este ejercicio se refieren a atributos de estructura y función de la totalidad del páramo, y no hizo énfasis en funciones específicas (o variables estructurantes) de los humedales. En general se concluye que el estado de

los sistemas ecológicos “terrestres”, en sus atributos de estructura y función, incluyendo las funciones hídricas en los suelos, representan en su conjunto “variables estructurantes” clave para el funcionamiento de los humedales, que de esta manera resultan inseparables del tratamiento general que se le dé a los páramos.

Tipología de Disturbios en Humedales de alta montaña

Tipo de variable afectada	Régimen normal de disturbio	Proceso	Régimen alterno de disturbio		Régimen tensionado por clima cambiante
Variables subordinadas	Extracción de recursos de fauna y flora	Efectos acumulados con potencial de afectar variables estructurantes	Ecosistema de humedal alto andino degradado		Ecosistema emergente (<i>novel ecosystem</i>)
	Quemas				
	Pastoreo				
	Agricultura localizada				
	Erosión y transporte de nutrientes por el agua				
Presencia de especies exóticas invasoras					
Variable estructurante	Modificación del régimen hídrico (cantidad y pulso)	Cambio en dinámica de nutrientes (turbera)	Ecosistema alterado en el que cambia su naturaleza y carácter ecológico		
	Drenaje				
	Agricultura				
	Invasiones biológicas				
					
	Cambio ambiental global				

El esquema propuesto de tipología de régimen de disturbios distingue el disturbio en cuanto opera de manera diferente dependiendo de:

- Si ocurre sobre variables estructurante o variables modificadas.
- Si ocurre en un estado normal de régimen de disturbio, o en un estado alterno de equilibrio o en un régimen tensionado por cambio climático.
- Integra la posibilidad de tener impactos sobre variables subordinadas, que producen vía impactos acumulados, cambios de régimen de equilibrio.

Los impactos sobre variables subordinadas son sobre poblaciones de fauna y flora por efecto de extracción (leñateo, caza); quemas y pastoreo (Pels y Werveij, 1991), y agricultura localizada. Se estima que este

régimen de disturbios, dependiendo de la magnitud, intensidad y tasa de ocurrencia de los mismos, tiene la posibilidad de mantener el sistema ecológico dentro de un umbral de funcionamiento normal, es decir un humedal alto andino que mantiene su identidad (naturaleza y carácter ecológico). Un cambio en la dinámica de estos disturbios, vía efectos acumulados, podrían llevar al sistema a otro estado de equilibrio (turbera degradada). En este caso, el sistema mantiene su identidad (sigue siendo una turbera) pero modifica su carácter ecológico.

Los impactos sobre variables estructurantes, como son la modificación parcial del flujo de agua o la modificación severa del régimen y pulso del agua y la agricultura e invasiones biológicas asociadas (ver Gutierrez, 2006) llevan a un cambio en la identidad y carácter ecológico, vía modificación del régimen fisicoquímico de la turbera y su dinámica de nutrientes y estructura trófica.

La interacción entre un régimen normal de disturbios, uno modificado por cambio de variables estructurantes y uno tensionado por cambio climático (Forero *et al.*, 2010; Buytaert., 2011) y cambio global (Chapin *et al.*, 2009), tienen el potencial de producir un estado alterno de equilibrio tensionado, que en este caso presumiblemente podría llevar a través de invasiones biológicas (Urbina *et al.*, 2022), a la conformación de un ecosistema nuevo, no análogo, o emergente (en el sentido de Hobbs *et al.*, 2006 y Lugo, 2009).

Formulación de estrategias de restauración

Un primer paso es la formulación de objetivos. La complejidad asociada con la dinámica post-perturbación de los espacios de humedales, hace que la formulación de objetivos de restauración sea una fase crítica del proceso, pues de ella depende la medida del éxito de la intervención (Kusler y Kentula, 1990). En los procesos documentados de restauración de humedales (en los Estados Unidos, principalmente, ver Kusler y Kentula, 1990) la formulación de objetivos normalmente incluye la propuesta de mitigación por compensación de los daños previamente ocasionados, el restablecimiento de funciones, o su reemplazo por funciones otras cuando esto no es posible. Además de las tensiones de origen humano directo en los sitios de humedal, el cambio ambiental global altera las condiciones normales de funcionamiento de los humedales altoandinos. Es decir, que en los humedales alto-andinos, como resultado del cambio ambiental global, ya no es posible responder las preguntas que quedaron pendientes del enfoque de la restauración ecológica clásica.

A la fecha, la restauración de humedales altoandinos no ha sido objeto de formulaciones específicas, y ha quedado “enmascarada” dentro de los procesos generales de restauración de los páramos (como el caso de Otún en Escobar y Ramírez, 2007). Se reconoce que la restauración terrestre “es necesaria para la recuperación de función hídrica del páramo” no solo por la afectación de sitios de origen de cauces, sino por el carácter general del páramo como regulador del ciclo hídrico y el ciclaje de nutrientes.

Por lo anterior, es necesario recalcar que la restauración ecológica de los humedales alto andinos por procesos sucesionales puede no ser posible, y cuando se centra en algunos servicios ecosistémicos genera fuertes conflictos y soluciones de compromiso frente a la conservación de la biodiversidad. Esto hace que en el contexto general de manejo de los ecosistemas alto-andinos, la restauración de humedales tiene un papel secundario a cumplir y que el manejo de la vulnerabilidad (evitar el aumento de la misma) de los humedales alto andinos es la acción principal, en especial ante el cambio global. La restauración ecológica, como parte de la gestión adaptativa (figura 3), combina entonces actividades que van desde la preservación, hasta la transformación y construcción, dependiendo del tipo de cambio en juego.

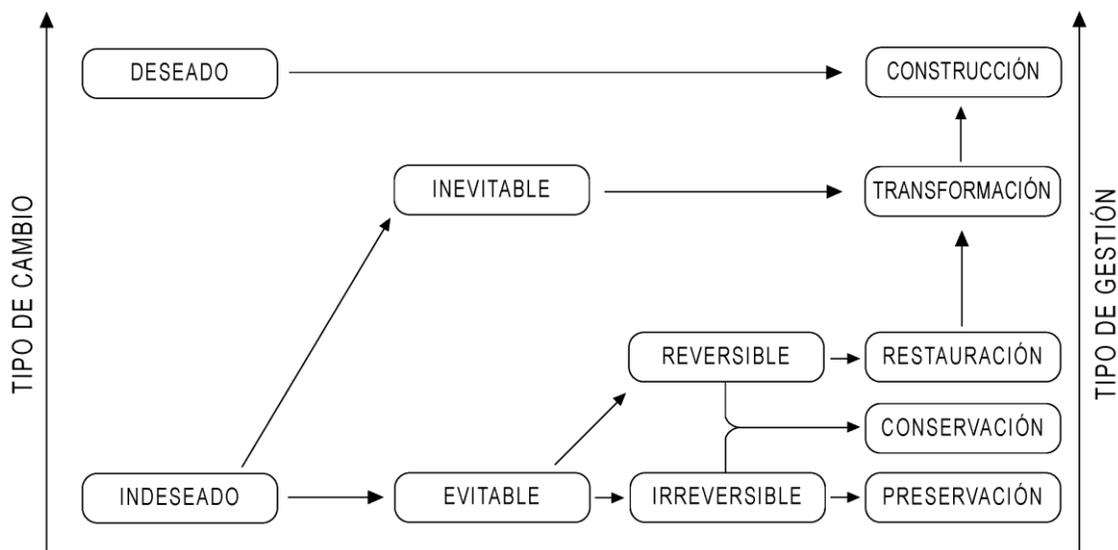


Figura 3. Tipos de gestión de conservación según el tipo de cambio en el sistema ecológico

Sin embargo, si la gestión de conservación está basada en especies (por ser objetos especiales de conservación) es muy posible que sean necesarias acciones de recreación de hábitat, para el salvamento de especies que podrían quedar en trampas térmicas en el tensionado gradiente altitudinal. En este caso, los embalses de altura (como la represa de Chuza en el páramo de Chingaza) podrían resultar siendo hábitat importante para el establecimiento de especies que en los pisos inferiores se vean sin disponibilidad de hábitat.

Para una gestión de adaptación de los sistemas ecológicos, resulta insuficiente conocer la magnitud o intensidad de tensores de escala superior (la amenaza climática y el cambio de uso de la tierra y conformaciones bióticas nuevas). Se hace necesario además conocer su vulnerabilidad, que según Bates et al. (2008), es el grado de susceptibilidad de un sistema frente a los efectos adversos del clima y su conocimiento resulta necesario para formular una adaptación sostenible (Eriksen et al., 2011). Los atributos de vulnerabilidad de los ecosistemas altoandinos, recientemente han sido objeto de una revisión detallada, (ver Franco et al., 2012), la cual permite priorizar las acciones preventivas centradas en la gestión de su resiliencia. Así las cosas, más importante que composición y estructura (tomados como referencia clásica para la restauración), es necesario considerar explícitamente cuales son las variables que definen en los humedales altoandinos su capacidad de auto – organización del sistema ecológico, en situaciones de “post-disturbio–tensionado”. Frecuentemente, como ya se vió, esta intervención se define mejor como “cambio transformativo”, y las actividades de restauración estarán anidadas dentro del sistema de determinantes multinivel (paisaje, complejo hidrológico y sitio) en que funcionan los humedales (figura 4).

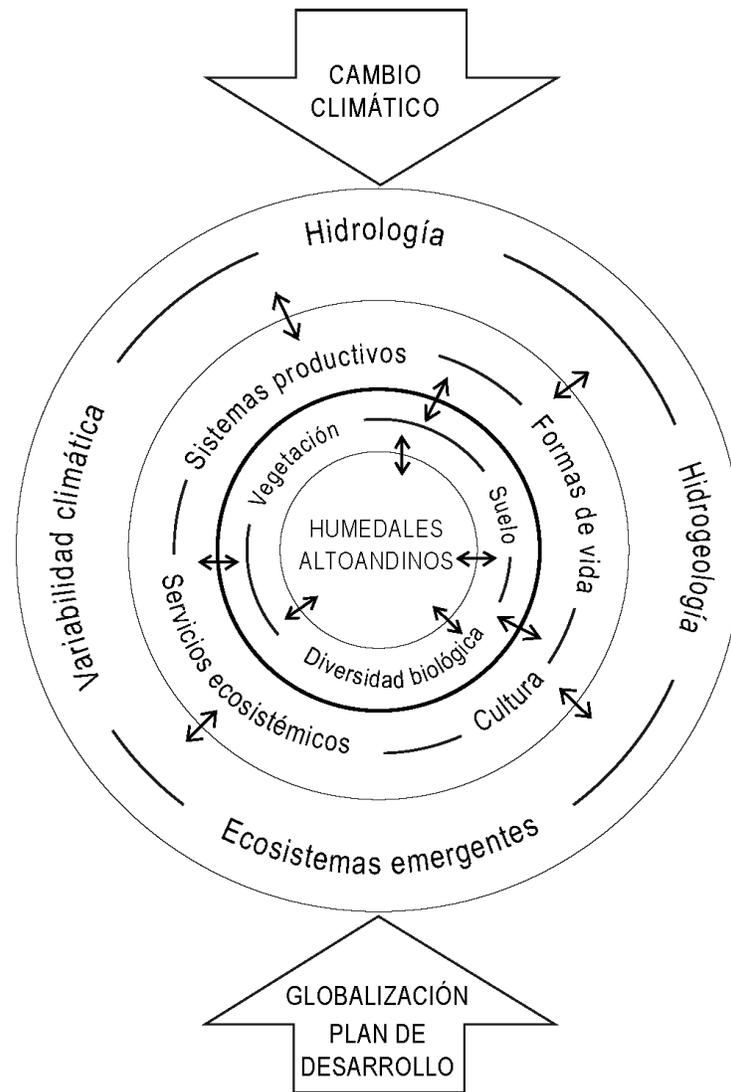


Figura 4. Atributos y niveles que definen el carácter ecológico y social y la funcionalidad de los humedales altoandinos (Modificado de Andrade et al., 2012).

Lineamientos básicos para la restauración de los humedales alto-andinos

Según Lewis (1990), el significado preciso de las acciones sobre los humedales, es el siguiente:

- Restauración: recobrar un estado o condición similar a una anterior o normal (estado de referencia).
- Creación: acción de dar existencia nueva a un humedal.
- Mejoramiento: aumento o incremento de alguna cualidad deseada en el mismo. Rehabilitación: conversión de un área que no es humedal y que lo fue en un nuevo humedal.

También es importante una nota sobre los enfoques generales de manejo de los espacios de humedales. Van der Hammen define dos enfoques: el manejo exterior y el interno. El exterior implica controlar todos los aspectos que lo afectan, y el interior es remoción de sedimentos, control de vegetación, etcétera. Se hace sin embargo necesario diferenciar estas acciones, según no el sitio donde se realizan, sino según se refieran al restablecimiento de condiciones de variables estructurantes o subrogadas, en especial cuando son tensionantes globales, regionales o locales. Los tensores globales o regionales, tiene que ver más que todo con el ciclo hídrico, los regionales o locales con el fuego, y el contenido de nutrientes en las aguas, así como la contaminación de origen humano. La biota invasora, considerada anteriormente como un fenómeno de escala local (con posibilidad de expansión) tiende sin embargo actualmente a considerarse como uno que tiene el potencial de expansión en escala superior en especial cuando son especies que por sus atributos funcionales tienen el potencial de modificación de condiciones clave, como el caso del mencionado *Lotus*, en turberas), y cuando las invasiones producen sinergias que acentúan el cambio general del sistema ecológico.

En segundo lugar, la formulación de objetivos de restauración debe considerar que los ecosistemas presentan trayectorias hacia estados múltiples de equilibrio, y cuál es la relación entre la intervención de la restauración y las retroalimentaciones que modifican variables estructurante y generan trayectorias hacia esos estados. En general en los humedales se considera que la dinamización biótica está subordinada a la dinamización de condiciones abióticas, sin embargo no deben en este sentido olvidarse los impactos acumulados y las sinergias.

La capacidad de regeneración de un sistema ecológico debe ser evaluada como capacidad de autorganización (viabilidad del sistema), y en este sentido el uso de especies indicadoras debe ser cuidadoso, diferenciando claramente la intención de mantenimiento de especies (valores objeto de conservación) de su funcionalidad ecológica. Es evidente que actualmente la formulación de objetivos de restauración depende de los objetivos en un contexto más amplio de funcionalidad social (servicios ecosistémicos, y soluciones de compromiso entre éstos), en la alta montaña. En humedales que representan fases sucesionales (como la colmatación de lagos) es posible que no sea viable la recuperación pasiva cuando la alteración ha llevado a cambios en el estado de variables estructurantes. En estos casos es más frecuente la rehabilitación, que la restauración misma. Sin embargo, la rehabilitación tiene el problema que casi siempre se define sobre objetivos sociales de corto plazo, lo cual puede generar situaciones de manejo patológico. El éxito de un proceso de restauración se daría no solamente cuando el sistema se parece a uno de referencia, sino cual recobra su propia auto-organización hacia estados que son deseados, como por ejemplo afines al mantenimiento de la biodiversidad propia. Cobra en este sentido validez el concepto de restauración análoga (cuando cambian componentes, pero se imitan las funciones) y restauración homóloga (clásica) cuando predominan los objetivos de conservación de estructura (composición) y funciones. En este sentido es clave comenzar por preguntarse hasta donde se quiere llegar, ¿qué es lo que se quiere hacer? (Camargo, 2007). La restauración ecológica, a diferencia de la preservación, es totalmente dependiente del camino, el cual a su vez depende de a donde se quiera llegar.

CAPÍTULO 4. ANÁLISIS DEL DISTURBIO EN CINCO VENTANAS PILOTO Y MODELACIÓN DE ESCENARIOS DE RESTAURACIÓN EN PÁRAMOS Y HUMEDALES DE ALTA MONTAÑA

Introducción

Al momento de abordar el tema de la ecología de la restauración es necesario entender y evaluar cómo se relacionan los componentes de una región a diferentes niveles y escalas en términos de especies, poblaciones, comunidades, ecosistemas, paisaje y biomas. Especialmente, es de gran utilidad como insumo inicial la comprensión a escala espacial de los diferentes elementos que se encuentran en el paisaje, la evaluación de los tipos de cobertura presentes, cómo están distribuidas sus formas y tamaños y sus relaciones entre ellas (Barrera y Valdés, 2007; GREUNAL, 2010).

La restauración a escala de paisaje implica la búsqueda de la recuperación de un mosaico de coberturas, como un complejo de procesos de flujos de organismos, materia y energía entre las diferentes unidades del paisaje (SER, 2004). En la actualidad este mosaico se presenta como una mezcla de coberturas tanto naturales como antrópicas, que en el caso de los páramos se están viendo fuertemente intervenidos y transformados por causa del avance intrusivo desde los límites de los bosques altoandinos. Esta intervención da paso a sistemas de producción no sostenible en agricultura y ganadería, invasiones biológicas, incendios y quemadas ocasionadas por el hombre, extracción de materiales a cielo abierto entre otras (GREUNAL, 2010; Isaacs y Ramírez, 2012; Isaacs y Jaimes, 2013, en prensa).

La pérdida de coberturas consecuencia de las actividades humanas ha llevado a su separación o fragmentación, lo cual ha sido considerado como una de las mayores amenazas para la conservación de la biodiversidad. La fragmentación se presenta cuando grandes áreas de vegetación son irregularmente despejadas o convertidas en claros, lo que produce pequeños parches de vegetación separados cada uno del otro. Bennett (1999), enfoca tres componentes en el proceso de fragmentación:

- Pérdida de hábitat en el paisaje.
- Reducción del tamaño de los fragmentos de los hábitat que todavía quedan (reducción de hábitat).
- Incremento del aislamiento de parches de hábitat (aislamiento de hábitat).

Este evento disminuye la conectividad entre coberturas y sus procesos, altera la calidad del hábitat y las dinámicas naturales que ocurren en los ecosistemas, aísla las poblaciones y conlleva a mayor vulnerabilidad ante la extinción y eventos estocásticos (Forman, 1995; Murcia, 1995; Fischer y Lindenmayer, 2007).

Evaluación de patrones espaciales

Una herramienta para evaluar cual es el comportamiento de las coberturas en una región y las dinámicas de ocurrencia de estos eventos, es por medio del uso de métricas o estadísticos bajo los supuestos de la teoría de patrones espaciales, los cuales incorporan datos en los cuales el paisaje es representado como un mosaico de parches o coberturas discretas. Esta teoría consiste en explicar el porqué de la distribución de los

objetos geográficos, qué patrones y procesos espaciales están asociados, cómo cambian a través del tiempo y cómo se comportan en comparación con otros (Legendre y Legendre, 1998).

Existen cuatro grupos de métricas, aquellas que trabajan a nivel de **celda**, representando el contexto espacial de los vecinos cercanos a ella; las métricas de **parche**, que representan el carácter espacial y contexto de los parches de coberturas individuales; las métricas de **clase** representan la cantidad y distribución espacial de cada una de las coberturas y son interpretadas como índices de fragmentación; y métricas de **paisaje** que representan el patrón espacial de todo el mosaico del paisaje y generalmente se interpretan más ampliamente como índices de heterogeneidad ya que miden la estructura del paisaje (McGarigal *et al.*, 2012).

Dentro de las métricas más empleadas a nivel de clase y paisaje se encuentran dos grandes grupos, aquellas con base en la **composición**, las cuales indican que coberturas hay y cómo está asociada su variedad y abundancia sin considerar el carácter espacial; estas incluyen medidas de proporción de cada clase, riqueza (número de parches), abundancia relativa de parches y diversidad (incluyendo riqueza y equitabilidad; Mcgarigal *et al.*, 2002; Mcgarigal *et al.*, 2012). El otro grupo evalúa la **configuración**, relacionado con la posición, forma, tamaño y relaciones entre coberturas, reconociendo las propiedades ecológicas del parche y la influencia de sus vecinos (Mcgarigal *et al.*, 2002) y cuantifica atributos de la distribución estadística como la media, varianza, desviación estándar etc.

Estos atributos de composición y configuración conforman lo que se denomina **estructura** y dan idea de la dinámica que ha ocurrido en una región y de los tipos de disturbio naturales o antrópicos que se han presentado a escala del paisaje, como en el caso del uso agrícola y pecuario, infraestructura humana, deslizamientos, áreas erosionadas, incendios, pérdida de cobertura, extracción de materiales, entre otros (Barrera y Valdés, 2007).

Dentro de los pasos para realizar acciones de restauración ecológica una vez definido el ecosistema de referencia, es el de evaluar su estado actual en términos del paisaje considerando la ubicación de relictos o parches del ecosistema original, lo que involucra número de parches, tamaño, forma, conectividad y tipos de usos de la tierra donde se encuentran los relictos (potreros, cultivos, plantaciones; GREUNAL, 2010).

Evaluar estos elementos espaciales es fuente para realizar una zonificación del área a restaurar en especial para grandes territorios, siendo una buena herramienta para la planificación de la caracterización y de la restauración propiamente dicha. Asimismo, identificar los factores tensionantes y limitantes que afectan el restablecimiento del sistema disturbado (GREUNAL, 2010).

La disrupción de los patrones del paisaje puede comprometer su integridad funcional interfiriendo en procesos ecológicos críticos, necesarios para la persistencia de las poblaciones y el mantenimiento de la biodiversidad y salud de los ecosistemas. Por esta y otras razones, se ha dado elevado énfasis en desarrollar métodos para cuantificar los patrones del paisaje como resultado del progreso que ha facilitado los avances recientes en tecnologías geoespaciales (McGarigal y Marks 1995; Mcgarigal *et al.*, 2012).

Importancia de la escala

El patrón detectado en cualquier mosaico ecológico es función de la escala, la cual abarca tanto la extensión como la resolución; en este caso la extensión está compuesta por toda el área de interés de estudio y la resolución es el tamaño de las unidades individuales de observación. Ambas definen los límites superiores e inferiores de estudio y cualquier inferencia a cerca de la escala-dependencia en un sistema está limitada por ellas. Desde la perspectiva estadística, no podemos extrapolar más allá de la población muestreada ni tampoco se puede hacer inferencias entre objetos más pequeños que la unidad experimental, asimismo ocurre para los patrones del paisaje en donde no se puede detectar un patrón más allá de su extensión o debajo de la resolución (Mcgarigal *et al.*, 2012).

METODOLOGÍA

Para la definición del análisis espacial de los ecosistemas de páramo se realizó una evaluación para dos escalas, una 1:100.000 para los cinco complejos (cordillera Central, Oriental y Occidental, Nariño-Putumayo y Sierra Nevada de Santa Marta) y otra a escala 25:000 para las ventanas definidas de trabajo. La metodología se construyó de acuerdo a la disposición de cartografía temática y básica para las dos escalas de trabajo, en especial la escala 1:25.000 presentó mayor dificultad en la adquisición de información, lo que limitó el tipo de análisis que se podía realizar. Con los insumos disponibles, se realizó la siguiente metodología.

Análisis 1:100.000

Análisis de composición y configuración

Para esta escala, se realizaron dos análisis, el primero consistió en abordar la composición y configuración de las coberturas presentes en las áreas de los páramos, como un insumo inicial para conocer las condiciones del paisaje en términos de tamaños, formas, coberturas, presencia de áreas intervenidas y número de parches. Esto da una idea de la dinámica que han presentado las coberturas de páramo como un diagnóstico indicador de destrucción de cobertura y avance de la intervención para cada región (Figura 1).

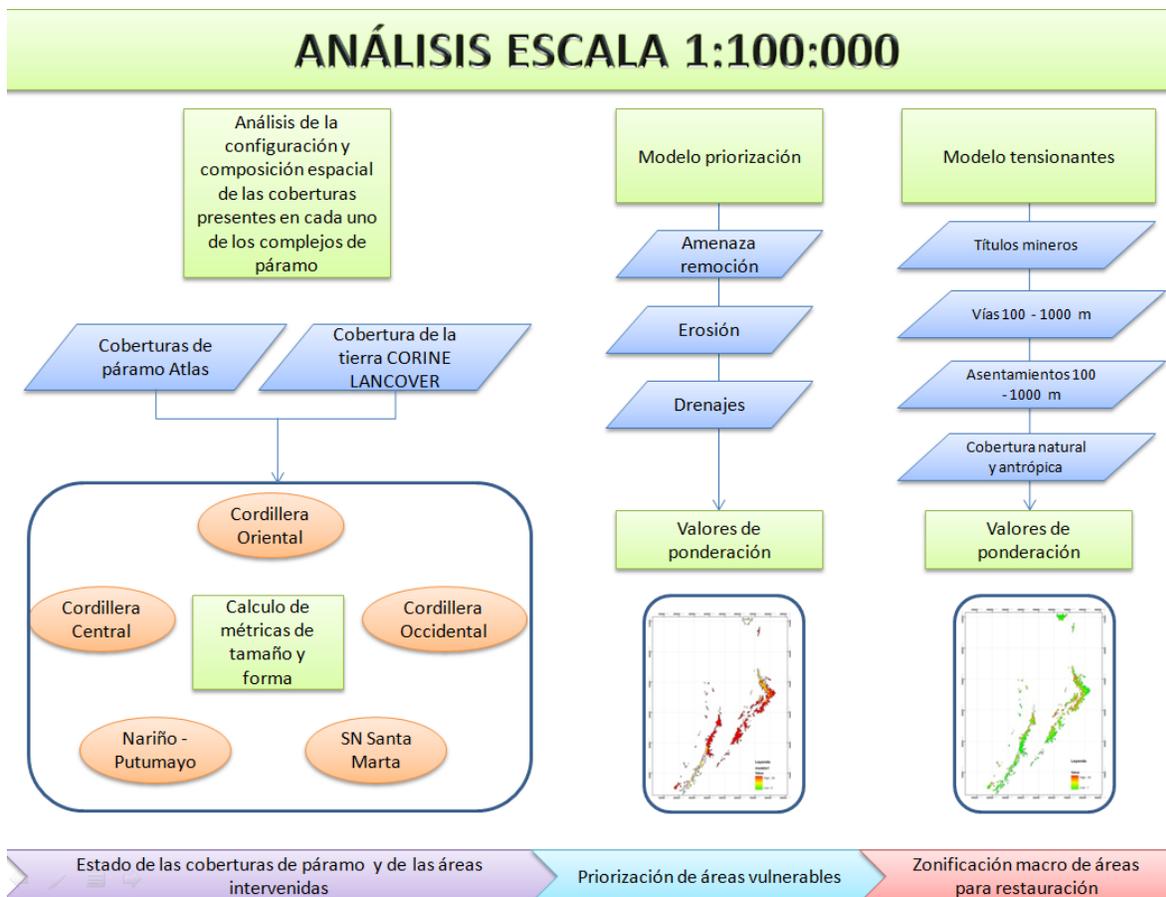


Figura 1. Modelo general de la metodología empleada a escala 1:100.000 para los páramos.

Para ello, se contó con la cartografía del Atlas de Páramos y la capa oficial de coberturas CORINE-LANDCOVER (Tabla 1), en donde se calcularon métricas del paisaje y de clase con la extensión *Patch analyst* para ArcGIS 9.3. La cual hace una interfaz con el programa *Fragstats* empleado ampliamente para dichos análisis (Macgarigal y Marks, 2002). Esta extensión calcula métricas a nivel de paisaje, de parches y de clases agrupadas de acuerdo al aspecto del patrón del paisaje medido según el área, densidad, tamaño, forma y borde para cada tipo de cobertura y para todo el paisaje. Se calcularon las métricas para cada una de las cinco regiones de páramo con el fin de conocer su estado en cuanto a tamaño, forma y diversidad. Se incluyeron las siguientes métricas (Tabla 2).

Tabla 1. Codificación de las unidades de coberturas de la tierra de acuerdo con la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia – 2010 (IDEAM, 2010).

LEYENDA NACIONAL DE COBERTURAS DE LA TIERRA - COLOMBIA	
1. TERRITORIOS ARTIFICIALIZADOS	3. BOSQUES Y ÁREAS SEMI-NATURALES
1.1. Zonas urbanizadas	3.1. Bosques
1.1.1. Tejido urbano continuo	3.1.1. Bosque denso
1.1.2. Tejido urbano discontinuo	3.1.1.1.1. Bosque denso alto de tierra firme
1.2. Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación	3.1.1.1.2. Bosque denso alto inundable
1.2.1. Zonas industriales o comerciales	3.1.1.2.1. Bosque denso bajo de tierra firme
1.2.2. Red vial, ferroviarias y terrenos asociados	3.1.1.2.2. Bosque denso bajo inundable
1.2.3. Zonas portuarias	3.1.2. Bosque abierto
1.2.4. Aeropuertos	3.1.2.1.1. Bosque abierto alto de tierra firme
1.2.5. Obras hidráulicas	3.1.2.1.2. Bosque abierto alto inundable
1.3. Zonas de extracción minera y escombreras	3.1.2.2.1. Bosque abierto bajo de tierra firme
1.3.1. Zonas de extracción minera	3.1.2.2.2. Bosque abierto bajo inundable
1.3.2. Zonas de disposición de residuos	3.1.3. Bosque fragmentado
1.4. Zonas verdes artificializadas, no agrícolas	3.1.4. Bosque de galería y ripario
1.4.1. Zonas verdes urbanas	3.1.5. Plantación forestal
1.4.2. Instalaciones recreativas	3.2. Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva
2. TERRITORIOS AGRÍCOLAS	3.2.1.1. Herbazal denso
2.1. Cultivos transitorios	3.2.1.1.1.1. Herbazal denso de tierra firme no arbolado
2.1.1. Otros cultivos transitorios	3.2.1.1.1.2. Herbazal denso de tierra firme arbolado
2.1.2. Cereales	3.2.1.1.1.3. Herbazal denso de tierra firme con arbustos
2.1.3. Oleaginosas y leguminosas	3.2.1.1.2.1. Herbazal denso inundable no arbolado
2.1.4. Hortalizas	3.2.1.1.2.2. Herbazal denso inundable arbolado
2.1.5. Tubérculos	3.2.1.1.2.3. Arracachal
2.2. Cultivos permanentes	3.2.1.1.2.4. Helechal
2.2.1. Cultivos permanentes herbáceos	3.2.1.2. Herbazal abierto
2.2.1.1. Otros cultivos permanentes herbáceos	3.2.1.2.1. Herbazal abierto arenoso
2.2.1.2. Caña	3.2.1.2.2. Herbazal abierto rocoso
2.2.1.3. Plátano y banano	3.2.2.1. Arbustal denso
2.2.1.4. Tabaco	3.2.2.2. Arbustal abierto
2.2.1.5. Papaya	3.2.3. Vegetación secundaria o en transición
2.2.1.6. Amapola	3.3. Áreas abiertas, sin o con poca vegetación
2.2.2. Cultivos permanentes arbustivos	3.3.1. Zonas arenosas naturales
2.2.2.1. Otros cultivos permanentes	3.3.2. Afloramientos rocosos

arbustivos	
2.2.2.2. Café	3.3.3 Tierras desnudas y degradadas
2.2.2.3. Cacao	3.3.4 Zonas quemadas
2.2.2.4. Viñedos	3.3.5 Zonas glaciares y nivales
2.2.2.5. Coca	4. AREAS HUMEDAS
2.2.3. Cultivos permanentes arbóreos	4.1. Áreas húmedas continentales
2.2.3.1. Otros cultivos permanentes arbóreos	4.1.1. Zonas Pantanosas
2.2.3.2. Palma de aceite	4.1.2. Turberas
2.2.3.3. Cítricos	4.1.3. Vegetación acuática sobre cuerpos de agua
2.2.3.4. Mango	4.2. Áreas húmedas costeras
2.2.4. Cultivos agroforestales	4.2.1. Pantanos costeros
2.2.5. Cultivos confinados	4.2.2. Salitral
2.3. Pastos	4.2.3. Sedimentos expuestos en bajamar
2.3.1. Pastos limpios	5. SUPERFICIES DE AGUA
2.3.2. Pastos arbolados	5.1. Aguas continentales
2.3.3. Pastos enmalezados	5.1.1. Ríos (50 m)
2.4. Áreas agrícolas heterogéneas	5.1.2. Lagunas, lagos y ciénagas naturales
2.4.1. Mosaico de cultivos	5.1.3. Canales
2.4.2. Mosaico de pastos y cultivos	5.1.4. Cuerpos de agua artificiales
2.4.3. Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	5.2. Aguas marítimas
2.4.4. Mosaico de pastos con espacios naturales	5.2.1. Lagunas costeras
2.4.5. Mosaico de cultivos y espacios naturales	5.2.2. Mares y océanos
	5.2.3. Estanques para acuicultura marina

Tabla 2. Métricas de composición y estructura empleadas en los análisis (Mcgarigal *et al.*, 2012).

Grupo	Métrica	Descripción
Diversidad	$Shannon's\ Diversity\ Index - SDI = -\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$	Es una medida de diversidad de parches a nivel de paisaje, que será igual a cero si hay un solo parche e incrementara a medida que aumenta el número de parches. Pi: Proporción del paisaje ocupado por la clase
	$Shannon's\ Evenness\ Index - SEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$	Medida de distribución y abundancia que se acerca a cero cuando la distribución de los parches es baja. m: número de tipos de parche presentes en el paisaje.
Forma	Area Weighted Mean Shape Index - AWMSI	Medida de irregularidad en la forma del parche que es igual a uno cuando es circular e incrementa con la irregularidad. Incluye una medida de peso que permite que parches grandes tengan mayor peso que los pequeños.

Tamaño	$\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n x_{ij}}{N}$	<p>Tamaño promedio de los parches.</p> <p>x_{ij} = valor de la métrica de parche para el parche ij. N = número de parches en el paisaje.</p>
	$\text{NumP} = N$	Número total de parches por clase o a nivel de paisaje.
	$\frac{\sum_{i=1}^m (x_{ij} - \bar{x}_i)^2}{s_i}$	<p>Desviación estándar del tamaño de los parches.</p> <p>x_{ij} = valor de la métrica de parche para el parche ij. s_i = desviación estándar de la correspondiente métrica del parche para cada clase i.</p>
	$a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	<p>Área total del paisaje.</p> <p>a_{ij} = área (m) del parche ij.</p>
	$\sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Suma de áreas de todos los parches de una clase.

Asimismo, con el límite propuesto de páramo, se tomó la capa de CORINE-LANDCOVER para analizar qué coberturas de tipo agrícola hay presentes y determinar qué intervención ha venido presentando (Tabla 3).

Tabla 3. Coberturas presentes de territorios agrícolas en los páramos según CORINE LANDCOVER (IDEAM *et al.*, 2010).

Nivel 2	Nivel 3	Nivel 4	Descripción
Cultivos transitorios	Hortalizas	Cebolla	Coberturas de manejo intensivo, herbáceas, cultivadas generalmente en huertas, en pequeñas extensiones y el suelo constantemente ocupado. Pertenece a la familia de las aliáceas, que son plantas bianuales, que desarrollan bulbo en su primera etapa de crecimiento y tallos florales en la segunda etapa.
	Tubérculos	Papa	Cobertura compuesta por plantas que poseen tubérculos (tallo subterráneo modificado y engrosado donde se acumulan los nutrientes de reserva para la planta). La papa (<i>Solanum tuberosum</i> L.) es una especie herbácea, tuberosa, perenne, perteneciente a la familia de las solanáceas,
	Otros cultivos transitorios		Son las tierras ocupadas por cultivos transitorios no incluidos en los grupos de cereales, oleaginosos, leguminosos, hortalizas y tubérculos considerados en esta leyenda.
Áreas agrícolas heterogéneas	Mosaico de cultivos		Tierras ocupadas con cultivos anuales, transitorios o permanentes, con parcelas mayores a 25 ha), donde ninguno de los cultivos ocupa

			más del 70% sin incluir zonas enmalezadas.
	Mosaico de pastos y cultivos		Tierras ocupadas por pastos y cultivos, con tamaño de parcela inferior a 25 ha y cuyo patrón de distribución de los lotes es demasiado intrincado para representarlos individualmente. Los cultivos por separado no deben representar más del 70% de la cobertura y no deben presentar espacios naturales.
	Mosaico de cultivos con espacios naturales		Superficies ocupadas por cultivos (30% y 70% de la superficie total de la unidad) en combinación con espacios naturales, con tamaño de parcelas es muy pequeño e intrincado para representarlos cartográficamente, en forma de parches o relictos que se distribuyen en forma irregular y heterogénea, a veces entremezclada con las áreas de cultivos. Los espacios naturales están conformados por áreas cubiertas por relictos de bosque, arbustales, bosque de galería y/o ripario, vegetación secundaria o en transición, zonas pantanosas u otras áreas no intervenidas o poco transformadas que permanecen en estado natural o casi natural.
	Mosaico de pastos con espacios naturales		Coberturas de pastos en combinación con espacios naturales. Las zonas de pastos y de espacios naturales no puede ser representado individualmente y las parcelas de pastos presentan un área menor a 25 ha. Las coberturas de pastos representan entre 30% y 70% de la superficie total del mosaico. Los espacios naturales están conformados por relictos de bosque natural, arbustales, bosque de galería o ripario, pantanos y otras áreas no intervenidas o poco transformadas.
	Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales.		Coberturas de cultivos y pastos en combinación con espacios naturales. Las áreas de cultivos y pastos ocupan entre 30% y 70% de la superficie total de la unidad y los espacios naturales conforman áreas ocupadas por relictos de bosque natural, arbustales, bosque de galería o riparios, vegetación secundaria o en transición, pantanos y otras áreas no intervenidas o poco transformadas.
Pastos	Pastos limpios		Esta cobertura comprende las tierras ocupadas por pastos limpios con un porcentaje de cubrimiento mayor a 70%; la realización de prácticas de manejo (limpieza, encalamiento y/o fertilización, etc.) y el nivel tecnológico utilizados impiden la presencia o el desarrollo de otras coberturas.
	Pastos enmalezados		Son las coberturas representadas por tierras con pastos y malezas conformando asociaciones de vegetación secundaria, debido principalmente a la realización de escasas prácticas de manejo o la ocurrencia de procesos de abandono. En general, la altura de la vegetación secundaria es menor a 1,5 m.
	Pastos arbolados		Cobertura que incluye las tierras cubiertas con pastos, en las cuales se han estructurado potreros con presencia de árboles de altura superior a cinco metros, distribuidos en forma dispersa. La cobertura de árboles debe ser mayor a 30% y menor a 50% del área total de la unidad de pastos.

El número de parches, tamaño medio y desviación estándar del tamaño del parche, provee estadísticos sencillos que dan información sobre los tamaños máximos y mínimos y si existen grandes diferencias entre ellos. A partir de estos, por ejemplo los índices de diversidad como el de Shannon dan idea de la complejidad y por lo tanto la variedad de parches presentes en el paisaje; a valores altos indica mayor cantidad de clases y paisajes complejos que dependiendo de la composición darán idea de grado de intervención de la zona si las clases con estos valores son coberturas antropizadas (Mcgarigal *et al.*, 2002; Mcgarigal *et al.*, 2012).

Por otro lado, la complejidad de la forma del parche relaciona la geometría de las coberturas si tienden a ser simples o compactas. Las medidas más comunes están basadas en la cantidad relativa del perímetro por unidad de área asemejándola a un círculo o cuadrado. Un parche natural tiene formas más irregulares, en cambio un parche simétrico como una parcela de cultivo posee una forma más regular similar a un cuadrado o círculo (Mcgarigal *et al.*, 2002; Mcgarigal *et al.*, 2012).

Otra forma de evaluar los patrones que presenta el paisaje es a través de la organización y comparación de los tamaños por rangos, ya que la presencia de parches muy pequeños y abundantes podrían estar indicando que las coberturas están separadas y disminuidas en tamaño y la presencia de pocos parches de gran tamaño indicarán mayor integridad en las coberturas, con mayor cantidad de hábitat disponible.

Modelo de priorización.

Como segundo análisis a escala 1:100.000, se buscaron insumos cartográficos que estén relacionados o tipifiquen los disturbios en los páramos; la principal fuente de capas temáticas y básicas se obtuvo del portal SIG-OT del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (<http://sigotn.igac.gov.co/sigotn/default.aspx>) y la cartografía con la que contaba el IAvH. Según dicha búsqueda, se tomaron las capas de drenajes, erosión y amenaza de remoción en masa, con la que se construyó un **modelo de priorización** como insumo para realizar una zonificación de aquellas áreas vulnerables y que son prioritarias para un proceso de restauración. La capa de drenajes se incluyó dado que el recurso hídrico es objeto clave de conservación y restauración por el incremento en su deterioro por actividades humanas y estaría también siendo priorizado por su vulnerabilidad. Las capas de erosión y remoción en masa también son objetivos de estrategias de restauración dada la tendencia a ser zonas que requieren constantemente estrategias de restauración. Dichas capas vienen con una clasificación previa establecida por el INGEOMINAS según como se muestra en la Tabla 4, y a cada categoría presente se le asignó un valor de importancia siendo más alta para aquellas que son más prioritarias para restaurar con un valor máximo de 10.

Tabla 4. Clasificación asignada a las capas del modelo de priorización escala 1:100.000 (Fuente SIG-OT).

Capa	Atributo	Descripción	Valor asignado
Drenajes			10
Erosión	No Apreciable	No se observa erosión con la metodología empleada.	0
	Afloramientos rocosos		1
	Sin erosión		2
	Erosión y sedimentación eólica	Procesos de sedimentación fluvial especialmente en el valle bajo y medio del río Magdalena, valle del río Atrato, Valle del río Sinú.	6
	Erosión ligera	Perdida < 25% del horizonte A de suelos por afectaciones parciales naturales y antrópicas.	7
	Erosión moderada	Estado avanzado de degradación de suelos con pérdida de 25 a 75 % del horizonte A.	8

	Erosión severa	Ausencia avanzada de cobertura vegetal y deterioro extremo de suelos por erosión natural clima seco y/o actividades antrópicas. Perdida > 75 % del horizonte A.	9
	Erosión muy severa	Perdida crítica completa del horizonte A por efectos climatológicos y afectación antrópica.	10
Amenaza por remoción en masa	Baja	Es común para las tres provincias cobijadas en esta categoría, que están constituidas por rocas blandas o depósitos poco consolidados en regiones de relieve moderado.	4
	Media	Predomina el relieve fuerte y la condición débil, inherente o adquirida de los materiales expuestos: suelos, saprolitos, rocas de dureza moderada o rocas duras muy fracturadas.	6
	Alta	Rocas sedimentarias y cristalinas muy fracturadas y cizalladas. Es común en estas provincias el alto gradiente topográfico y el alto grado de fracturamiento de las rocas y la presencia de rocas cizalladas y milonitas en los corredores de falla.	8
	Muy Alta	Se asocian en esta categoría formaciones de litología variada de la provincia I del occidente, con rocas sedimentarias con coberturas coluviales gruesas del oriente. Estas formaciones están afectadas tectónicamente de manera apreciable.	10

Modelo de tensionantes

Se generó posteriormente un segundo modelo de factores tensionantes para los páramos, el cual incluyó las capas de títulos mineros, vías, asentamientos humanos y coberturas también disponibles en el SIG-OT (Tabla 5). Estas capas se consideran como elementos que no son un disturbio puntual sino un factor que está influyendo constantemente sobre las coberturas naturales y que amenazan la conservación de los páramos.

Tabla 5. Clasificación asignada a las capas del modelo de tensionantes (Fuente SIG-OT).

Capa	Atributo	Valor asignado
Títulos mineros		10
Vías	100 m	10
	1000 m	5
Asentamientos	100 m	10
	1000 m	5
Coberturas	Naturales	1
	Antrópicas	10

A las capas de vías y asentamientos se les aplicó un buffer a 100 y 1000 m como un área de influencia a la intervención de la infraestructura sobre los páramos, para abarcar hasta un kilómetro de acción de las vibraciones, mayor accesibilidad y riesgo de atropellamiento. Las coberturas se clasificaron como naturales y antrópicas e igualmente, a cada una se le asignó un valor de importancia siendo más alta para aquellas que ejercen mayor intervención.

Análisis a escala 1:25.000

Para precisar en mayor medida el análisis espacial de los páramos, se escogieron cinco ventanas de trabajo de acuerdo a la disponibilidad de insumos cartográficos en especial de capas de cobertura y por las condiciones de cada uno; de acuerdo a esto, se trabajaron los páramos de Rabanal, Guerrero, Otún, La Cocha y Sumapaz. Según el área ocupada por la cartografía disponible y otros insumos cartográficos desarrollados, se planteó la siguiente metodología para cada zona la cual abarcó igualmente un análisis de configuración y composición y un análisis de los modelos de priorización y tensionantes pero a escala 1:25.000 (Figura 2).

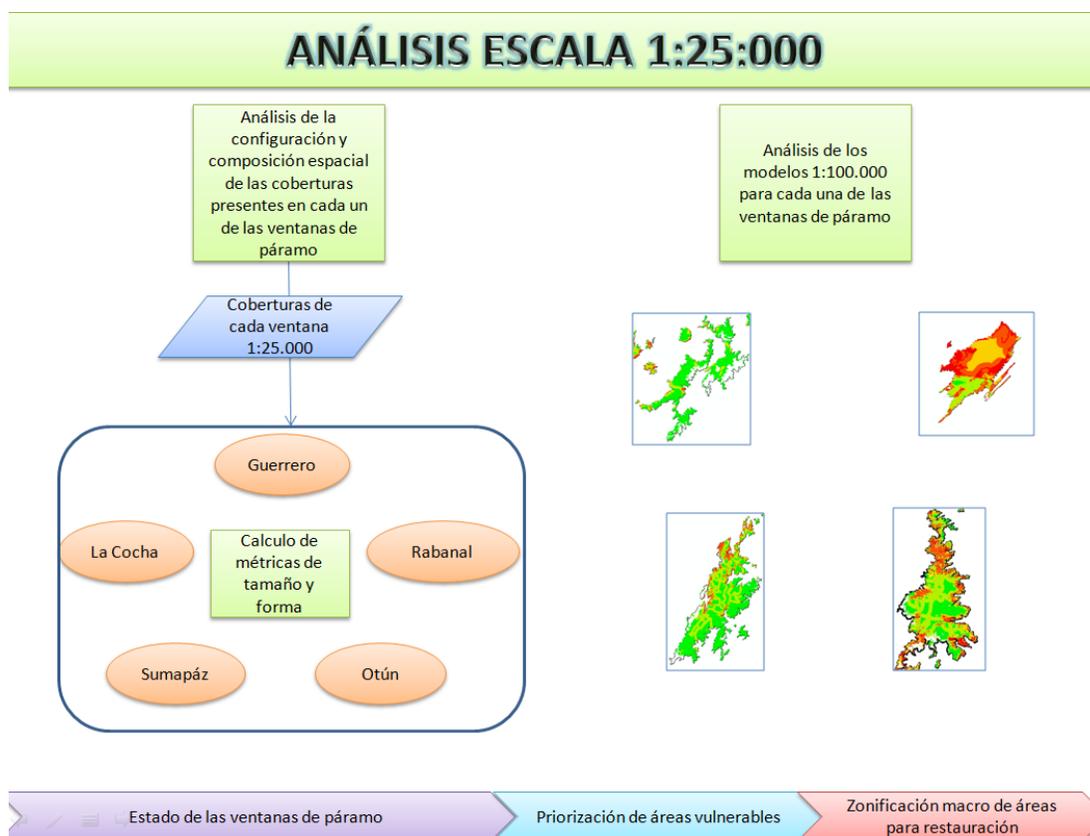


Figura 2. Modelo general de la metodología empleada a escala 1:25.000 para las ventanas escogidas.

Páramo de Guerrero

El páramo de Guerrero es una zona de gran importancia por su diversidad florística y faunística y los ecosistemas estratégicos que presenta; adicionalmente, debido a su cercanía con Bogotá y su gran poder de captación y regulación de agua, reviste mayor importancia por cuanto aporta el caudal de agua necesario para procesos industriales, sanitarios y para el consumo humano. Adicionalmente, se dan grandes procesos de transformación del medio natural ocasionados entre otros factores por contaminación, sobreutilización de los recursos naturales y la introducción de especies foráneas, que están destruyendo de manera acelerada muchos de los páramos aledaños a la Sabana de Bogotá (CI, 2001).

Para esta ventana, fue posible realizar un análisis similar al hecho para escala 1:100.000, en el que se evaluó la composición y configuración de las coberturas usando las mismas métricas de tamaño y forma y por otro lado, se diseñaron los modelos de priorización y tensionantes pero a escala mayor (1:25.000; Figura 3).

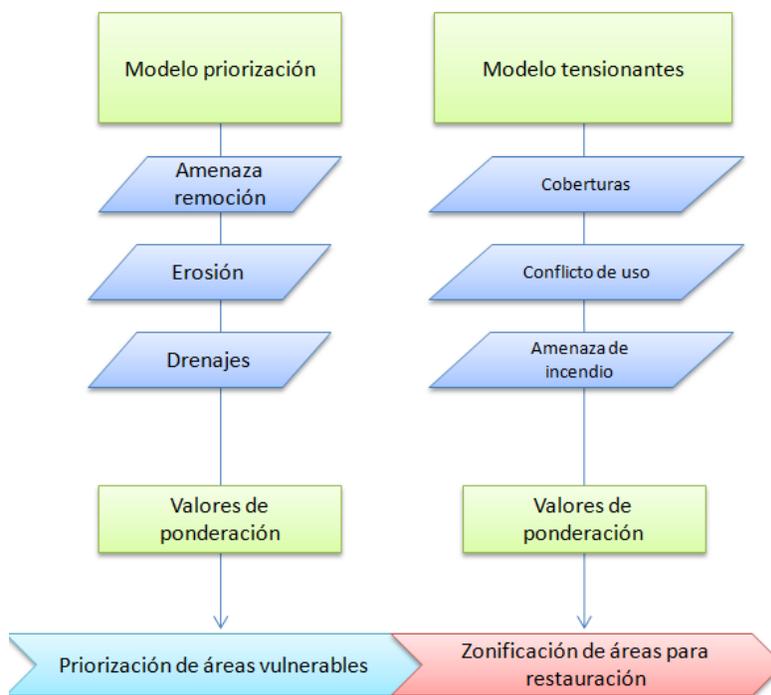


Figura 3. Modelo general de la metodología empleada a escala 1:25.000 para el páramo de Guerrero.

Según la búsqueda de información cartográfica, se escogió como zona de trabajo la correspondiente a la cuenca hidrográfica del río Bogotá (CAR, 2007), ya que contaba con diversos insumos para realizar el análisis de métricas y los modelos. De igual manera a la escala 1:100.000, para el modelo de priorización se usaron las capas de drenajes, erosión y remoción en masa, las cuales fueron construidas con una metodología diferente a la descrita en el escenario anterior y para las cuales se asignaron los siguientes valores (Tabla 6).

Tabla 6. Clasificación asignada a las capas del modelo de priorización escala 1:25.000.

Capa	Atributo	Descripción	Valor asignado
Drenaje			10
Erosión actual	Ligera	Se presenta en su mayoría sobre las laderas cubiertas por vegetación arbustiva de pendientes entre el 12-50%, en aquellos suelos con ganadería y cultivos.	4
	Moderada	Se presenta en suelos de la parte media de las laderas de montaña estructurales denudativas con pendientes del 12 al 50% o superiores. Se denota en zonas de pastos con ganadería intensiva y semintensiva y en suelos donde las prácticas agrícolas permanentes, sujetos a mecanización y en sitios con explotación minera. Dentro de la cuenca se encuentra en la parte colinada, las formas más visibles pertenecen a los flujos de suelo en estado plástico representados por flujos terrosos, donde se destacan la patas de vaca y terracetos y algunos desprendimientos localizados, es muy frecuente encontrar la erosión por escorrentía y lluvia de tipo laminar y surcos y en ocasiones cárcavas.	6

	Severa	Se presenta en suelos jóvenes poco profundos con bajas coberturas vegetales y pendientes superiores al 25%. El uso del suelo se caracteriza por actividades de deforestación, ganadería extensiva, cultivos y explotación de canteras. Se manifiesta en deslizamientos mixtos, caídas de escombros y surcos, láminas y cárcavas por acción del agua. Las formas más comunes se manifiestan en los flujos de suelo por terracetos y patas de vaca, los flujos de suelo en estado plástico como los flujos de lodo y los golpes de cuchara.	8
	Muy severa	Se ubica en laderas con pendiente promedio del 12 al 50%, desprovista de vegetación o en ocasiones de tipo xerofítica. Los suelos son poco profundos, que al llover se desprende en grandes proporciones y su sobreuso por actividades pecuarias, condujeron a su desgaste. Se manifiesta en láminas, surcos y cárcavas, con deslizamientos de tipo planar y trasnacional, también se encuentran desprendimientos por caídas de escombros, saltamientos, rodamientos, desplomes y volcamiento de materiales.	10
Amenaza remoción	Grado 1	Para la amenaza por remoción en masa, teniendo en cuenta que a la escala del estudio los deslizamientos que se presentan no son cartografiados dada su baja magnitud, los factores que se tuvieron en cuenta son la geología, geomorfología, pendientes y conflicto de uso del suelo. De esta manera se obtuvo la zonificación por susceptibilidad la cual se cruza con factores detonantes como la precipitación y la sismicidad y de esta manera se determina la amenaza por estos factores, los cuales se suman para obtener la amenaza total. El grado 3 es el más alto en este caso.	6
	Grado 2		8
	Grado 3		10

En el caso del modelo de tensionantes se usó la capa de cobertura de la tierra, conflicto de uso y amenaza de incendio; para este modelo fue posible discriminar tipos de uso ya sea agrícola o ganadero como elemento para determinar disturbios en la zona, así como presencia de plantaciones y amenaza de incendios. Para el caso del conflicto de uso, este se incluyó debido a que se presentan zonas de sobreuso las cuales serían candidatas para realizar acciones de restauración. Cada uno de los atributos se describe en la tabla 7.

Tabla 7. Clasificación asignada a las capas del modelo de tensionantes a escala 1:25.000.

Capa	Atributo	Descripción	Valor asignado
Cobertura actual	Vegetación de páramo	Las comunidades de páramo están representadas por matorrales, frailejonales y pajonales. Se localizan por encima de los 3100 msnm. La fisiográfica característica de los matorrales son laderas de montaña, con pendientes abruptas, superiores al 50 % en zonas de difícil accesibilidad, mientras que los pajonales se encuentran en crestones de montaña y lomeríos con pendientes del 5%.	1
	Bosque primario		1
	Bosque secundario	Esta cobertura se localiza en las partes altas de la cuenca, en zonas de ladera con pendientes superiores al 50 %, en márgenes de quebrada con fuertes pendientes, boquerones, pasos de niebla, y en sitios con microclimas húmedos. Al igual que los bosques andinos, estos presentan intervención antrópica.	2
	Matorrales	Esta cobertura se encuentra a los 2600 msnm, en zonas con pendiente superior al 30%, en laderas, crestones de montaña y zonas de mediana accesibilidad, en donde se encuentran plantas precursoras leñosas, con alturas que alcanzan hasta 6,0 m., presentan por lo general una simorfía de herbáceas La composición florística del matorral comprende 83 especies correspondientes a 39 familias, de las cuales las familias más abundantes son Asteraceae, Ericaceae, Melastomataceae y Rubiaceae.	3
	Cuerpo de agua artificial	Cuerpos de agua construidos como embalses y represas	4

	Rastrojo	Coberturas vegetales de segundo crecimiento con tonos y texturas diferentes a los bosques, debido a su tamaño en altura principalmente, determinándose arbustales bajos y altos. Se localizan zonas planas y colinas o aledaños a bosques de galería, donde el aprovechamiento selectivo ha sido intenso.	5
	Pastos y rastrojos		6
	Rastrojos y plantaciones		7
	Bosque plantado	Cobertura donde dominan los pinos y eucaliptos plantados para el aprovechamiento de la madera con fines comerciales	8
	Papa		9
	Otros cultivos		9
	Pastos no manejados		10
	Pastos manejados		10
Conflicto de uso	Adecuado	Los conflictos de uso fueron definidos para cada clase de cobertura actual, construyendo una matriz que incluía la capacidad de utilización de las clases agrológicas de uso y manejo existentes dentro del área de estudio.	8
	Sin información		0
	Sobreuso extremo		10
	Sobreuso moderado		9
	Subuso		7
Amenaza incendio	Bajo	Las áreas de incendios forestales son determinadas a partir del mapa de cobertura vegetal y los mapas de isoyetas, ya que además del factor antrópico como desencadenante, las estaciones secas juegan un papel importante en la generación de incendios.	6
	Medio		8
	Alto		10

Páramo de Rabanal

Al igual que el páramo de Guerrero, el páramo de Rabanal mantiene fragmentos de ecosistemas naturales estratégicos para la conservación del recurso hídrico y la conservación de la biodiversidad. De igual manera, presenta un mosaico en el que se dan tanto coberturas propias del páramo, como actividades antrópicas especialmente pastos para la ganadería y cultivo de papa que ocupan 45% de la superficie (Morales et al. 2007).

Para esta zona, solo se contó con la capa de coberturas para realizar los análisis de composición y configuración, así como la distribución de sus tamaños, tanto para las coberturas naturales como aquellas antrópicas usando las métricas de tamaño y forma nombradas anteriormente, sin embargo la leyenda es diferente (Tabla 8). En cuanto a los modelos de tensionantes y de priorización, se analizó el escenario construido a escala 1:100.000.

Tabla 8. Coberturas presentes en la ventana del Páramo de Rabanal.

COBERTURA
Laguna Verde
Vegetación de paramo-humedal
Infraestructura
Embalses

Afloramiento rocoso
Bosque natural
Bosque plantado
Mosaico de cultivos y pastos
Rastrojos y matorrales
Vegetación de paramo

Páramo de Otún

Para la zona del páramo de Otún, se trabajó el área correspondiente a la cuenca Alta del río La Vieja del complejo Los Nevados, la cual es igualmente importante por la biodiversidad que alberga y los servicios ecosistémicos que presta, en especial por la presencia del Parque Nacional Los Nevados.

También solo fue posible realizar un análisis de la composición y configuración del mosaico de coberturas y la distribución de sus tamaños, pero en este caso la capa de coberturas no contaba con zonas delimitadas de sistemas productivos o áreas intervenidas (Tabla 9). Esta leyenda fue construida incluyendo aspectos del clima y unidades geomorfoedológicas. En cuanto a los modelos de tensionantes y de priorización, se analizó el escenario construido a escala 1:100.000.

Tabla 9. Coberturas presentes en la ventana del Páramo de Otún (WWF, 2007).

COBERTURA
Rastrojo
Nieve
Lagunas
Afloramiento Rocosos
Bosque Altoandino pluvial cordillera central
Bosque Paramo muy húmedo cordillera central
Paramo muy húmedo cordillera central
Total

Páramo de Paja Blanca

El páramo de Paja Blanca corresponde a un Parque Natural Regional ubicado sobre el sector Chiles – Barragan, el cual presenta zonas de bosques y páramos con una matriz donde se ha aumentado su conectividad con otras áreas naturales. Se mantienen las poblaciones de especies y se han disminuido las amenazas y en los nuevos inventarios se aumenta el número de especies identificadas. El número de especies con algún grado de amenaza es bajo y se recuperarán las poblaciones de las especies que comparten categorías globales y regionales de amenaza. Actualmente el área de Paja Blanca, a pesar de la importancia regional, por la biodiversidad que alberga y los servicios ecosistémicos que brinda como lo es el recurso hídrico, se encuentra expuesta a un grave deterioro por la acción permanente de distintas presiones antrópicas que han ocurrido a lo largo de los años (Corponariño, 2011).

Solo fue posible realizar un análisis de la composición y configuración del mosaico de coberturas y se analizaron los modelos de tensionantes y de priorización a escala 1:100.000 para esta zona.

Páramo de Sumapaz

Para la región del páramo de Sumapaz se evaluó lo presente para la capa de CORINE LANDCOVER a escala 1:100.000 y de la misma forma se trabajó esta escala para analizar los modelos de priorización y tensionantes.

RESULTADOS

Análisis para los páramos

En términos generales, según lo obtenido en el Atlas de páramos (Morales *et al.*, 2007) con base en los análisis de tamaño y forma, de un total de 2.906.137 ha. el páramo de mayor extensión es el denominado Cruz Verde – Sumapáz, seguido de El Cocuy y Las Hermosas y en menor tamaño, El Duende y Yarigués (Figura 4).

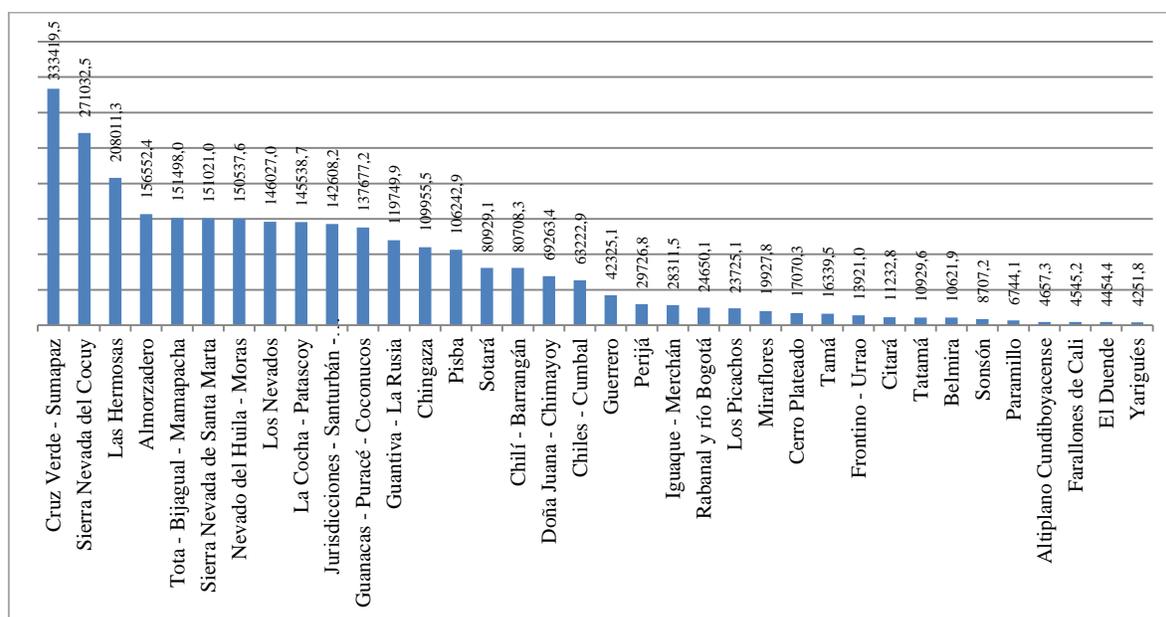


Figura 4. Tamaños de los páramos presentes en Colombia.

En cuanto al número de islas o coberturas que presentan en general estos complejos de páramo, el mayor número lo presenta la zona del Altiplano Cundiboyacense, Chingaza, Iguaque – Merchán y Santurbán (Figura 5). En este caso se debe resaltar que el número de estas unidades puede ser un indicador de integridad de las coberturas de páramo, asumiendo que entre más fragmentadas e intervenidas estén las coberturas, se presentan mayor cantidad de parches (Mcgarigal *et al.*, 2012). Sin embargo, para los páramos más grandes como El Cocuy solo se presenta una gran isla y en el caso de Sumapaz, cinco, esto puede ser respuesta a la separación que puede existir topográficamente de los páramos.

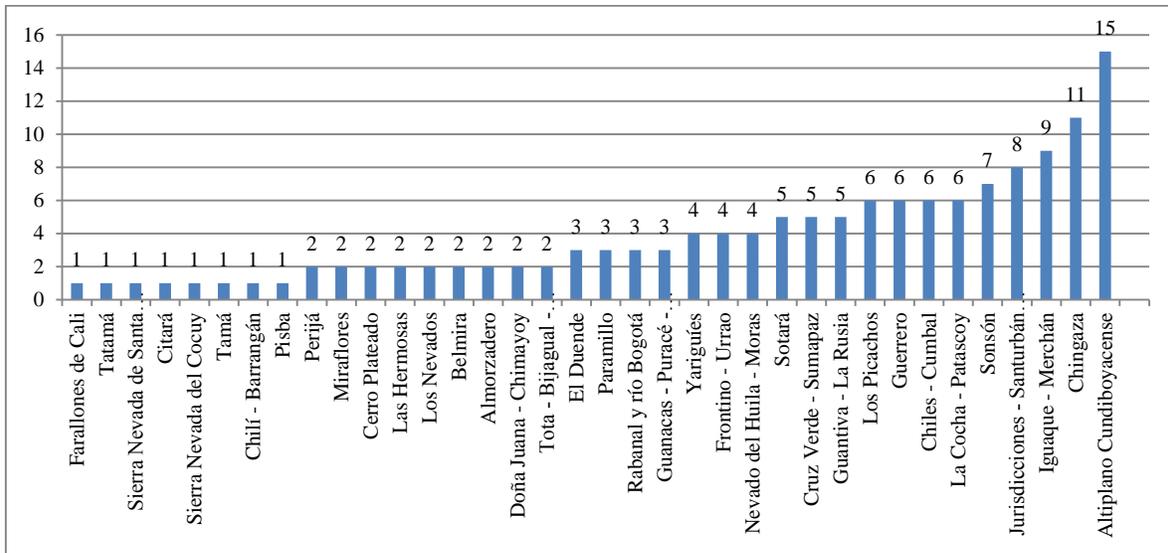


Figura 5. Número de islas paramunas presentes en los complejos de páramos.

Otro análisis interesante de ver la tendencia de las coberturas y el estado en que se encuentran es con los índices de forma, que para este caso muestra valores más bajos para aquellas coberturas que son más homogéneas y que se asumen pueden tener mayor intervención. La métrica AWMSI (*Area Weighted Mean Shape Index*) arrojó los mayores valores para los complejos de La Cocha – Patascoy, Nevado del Huila – Moras y Cruz Verde – Sumapaz, en parte debido a su gran tamaño (Mcgarigal *et al.*, 2012); los menores valores se obtuvieron para el Altiplano Cundiboyacense, El Duende, Rabanal – río Bogotá e Iguaque – Merchán, algunos de estos en el análisis anterior presentaron mayor cantidad de islas y tamaños pequeños. Para conocer un poco más a profundidad el porqué del comportamiento de estas coberturas en términos de forma y tamaños, se entró a evaluar por sectores el comportamiento de las coberturas de páramo, en parte también por las diferencias biogeográficas que cada zona representa (Morales *et al.*, 2007).

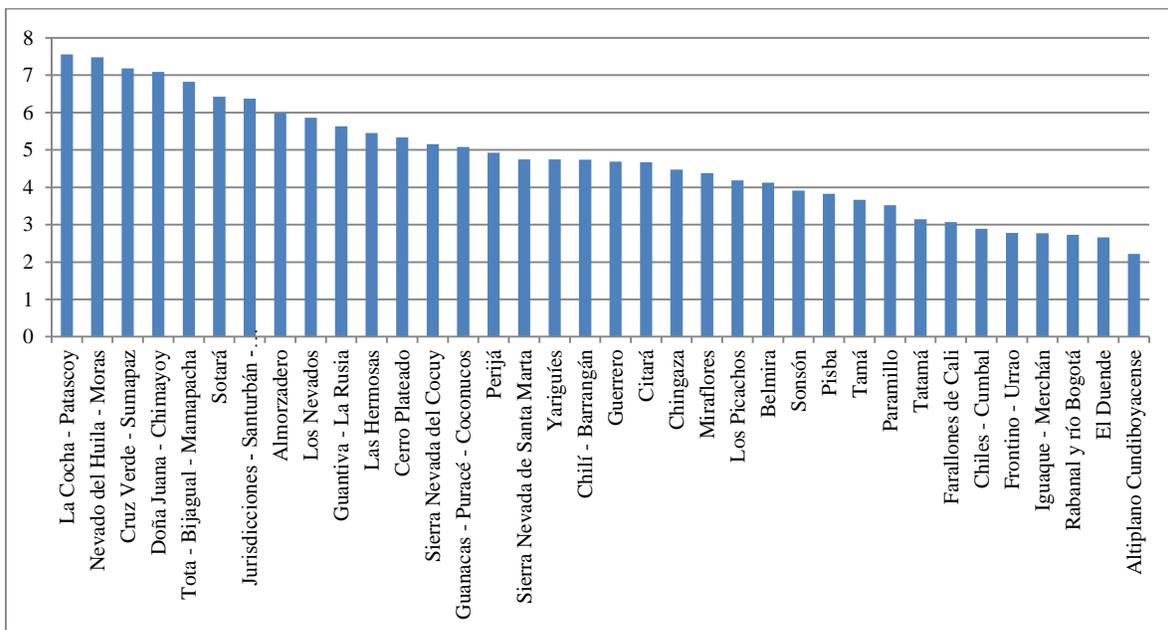


Figura 6. Índice de forma calculado para las coberturas de páramo.

Por su parte se analizó la presencia de áreas intervenidas según el mapa de coberturas de CORINE LANDCOVER dentro de los páramos, el cual presentó 2757 parches de territorios agrícolas, correspondientes a 359.352 ha, ocupando el 12% del área de páramos (Figura 7). En su mayoría se presentan mosaicos de pastos y cultivos (33%), seguido de pastos limpios (27%).

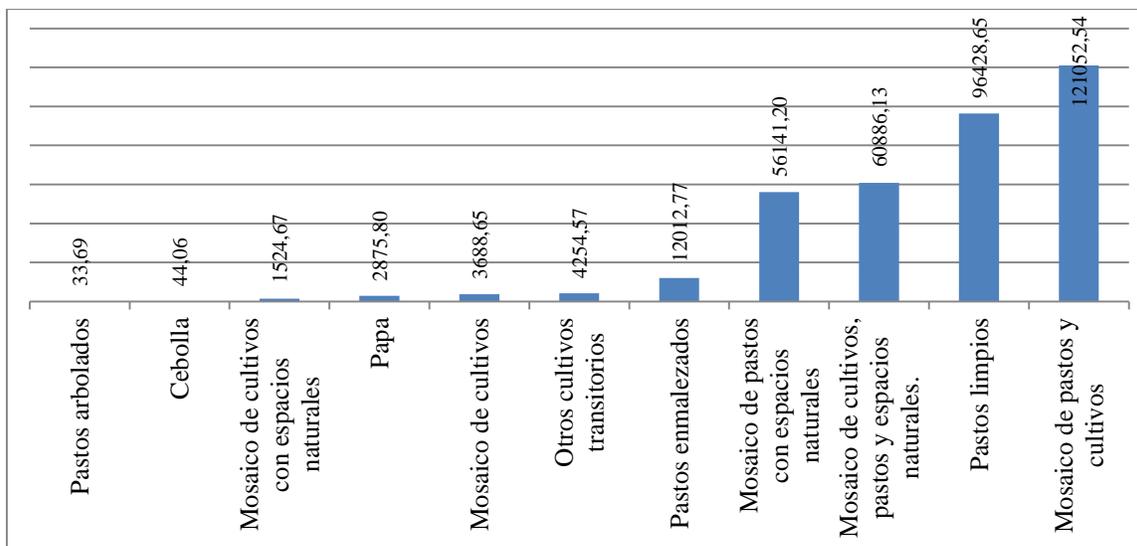


Figura 7. Presencia de territorios agrícolas para las zonas de páramos.

Análisis por sectores para cada complejo de páramos

En este caso, para cada complejo se calcularon métricas de diversidad de Shannon adicional a las métricas anteriores de tamaño y forma; según los índices de diversidad, el mayor valor para el SDI (*Shannon Diversity Index*) se presentó en el complejo de la cordillera Oriental, sin embargo en cuanto a la equitabilidad según el SEI (*Shannon Evenness Index*), al no dar peso a las abundancias en el número de parches (83), este arrojó el valor más bajo (Tabla 10). En caso contrario el sector Nariño – Putumayo presentó el valor más bajo para el SDI y de los más altos para el SEI, con 14 parches. Este índice muestra variedad de coberturas y se usa también como indicador de intervención; si se presenta un solo parche como en el caso de la Sierra Nevada De Santa Marta, la diversidad es cero o muy baja, si se presentan más coberturas el valor aumenta (Mcgarigal *et al.*, 2012). En el caso de la cordillera Occidental, como presenta parches de menor tamaño y con 15 de ellos, los índices de SDI y SEI dieron valores altos en ambos casos. Estos índices de diversidad son un insumo inicial para detectar el estado de las coberturas presentes en el paisaje, dependiendo de qué tipo son; si presentan un mosaico de sistemas productivos, las diversidades son altas, el número de parches y tamaños pequeños, las zonas tendrán mayor intervención (Mcgarigal *et al.*, 2012).

Tabla 10. Métricas calculadas para los sectores de páramo.

	SDI	SEI	Unidades	AWMSI	MPS	SD	ÁREA
Occidental	1,84	0,95	15	3,86	4593,15	4669,95	68897,30
Sierra	0,00	0,00	1	4,75	151021,00	0,00	151021,00

Nariño	1,02	0,93	14	6,38	19858,94	36926,17	278025,13
Central	1,82	0,88	26	5,83	31662,29	58019,89	823219,51
Oriental	2,37	0,84	83	5,69	19096,07	54898,05	1584973,90

*SDI = Shannon Diversity Index, SEI = Shannon Evenness Index, AWMSI = Area Weighted Mean Shape Index, MPS = Mean Patch Size, SD = Standard deviation.

En cuanto al número de parches de páramo, la cordillera Oriental presenta un elevado número (83), seguido en menor medida por la cordillera Central (26), Occidental (15), Nariño-Putumayo (14) y la SN Santa Marta con una gran sola cobertura. Considerando los tamaños, siendo la cordillera Oriental la que mayor área de páramos presenta, en promedio su valor es más bajo según el MPS (*Mean Patch Size*) y con una desviación estándar alta, lo que muestra la variación que se presenta en los tamaños; en el caso de los páramos de la cordillera Occidental, al presentar parches pequeños en un área más pequeña, su variación es menor. En este caso, las variaciones igualmente dan cuenta de las diferencias en las coberturas que se presentan. Finalmente, para el índice de forma, las formas más irregulares se dan en el sector de Nariño – Putumayo y las más simples en la cordillera Occidental donde los parches son más pequeños que en los demás sectores.

Para cada sector se realizó el mismo análisis por complejo, en el caso de la **cordillera Central**, el páramo de Sonsón presenta el mayor número de parches, pero el menor tamaño y con un índice de forma que es el más bajo de todos. Para este páramo se presentan varias islas rodeadas por pastos limpios que alteran la continuidad y conservación de los páramos.

Por otro lado, el Nevado del Huila siendo uno de los complejos más grandes, presenta un tamaño promedio menor, con una variación alta y el índice de forma más alto (Tabla 11). El páramo más grande de esta zona es Las Hermosas con 208.000 ha formadas por dos parches de gran tamaño y un índice de forma que indica que este no se encuentra intervenido ni fragmentado. Por su parte Sotaró presenta cinco parches con formas más irregulares y un tamaño promedio muy inferior a su área total aunque no presentan mucha intervención. En esta zona hay continuidad en todos ellos a excepción del páramo de Sonsón, lo cual también indica que esta presenta buen estado de conservación según lo disponible en la cartografía.

Tabla 11. Métricas calculadas para el sector de la cordillera Central.

Central	ÁREA	MPS	PSSD	Unidades	AWMSI
Sonsón	8707,21	1243,89	1265,76	7	3,91
Belmira	10621,87	5310,94	5235,05	2	4,12
Chilí - Barrangán	80708,31	80708,31	0,00	1	4,74
Sotaró	80929,13	16185,83	27798,94	5	6,42
Guanacas - Puracé - Coconucos	137677,16	45892,39	64104,18	3	5,08
Los Nevados	146026,98	73013,49	72453,60	2	5,86
Nevado del Huila - Moras	150537,57	37634,39	63752,46	4	7,48
Las Hermosas	208011,28	104005,64	95925,76	2	5,45
Total	823219,51			26	

*MPS = Mean Patch Size, SD = Standard deviation AWMSI = Area Weighted Mean Shape Index.

En esta zona, según los análisis de todas las coberturas presentes según la metodología CORINE LANCOVER, la mayoría de estas corresponden a áreas naturales (73%), de las cuales aproximadamente 242.700 ha son de páramos y un 8% pertenecen a zonas productivas lo que representa que pocas de las coberturas originales son las que presentan intervención (Tabla 12). Es importante notar, que el área ocupada por páramo no pudo ser calculada exactamente ya que existe una gran proporción cubierta por nubes

(18,26%). Dentro de estas áreas naturales se incluyen las zonas de bosques (densos, abiertos, fragmentados, de galería y plantaciones forestales), áreas con vegetación herbácea y /o arbustiva (herbazales densos y abiertos, arbustales densos y abiertos y vegetación secundaria o en transición) y áreas abiertas, sin o con poca vegetación (arenas, afloramientos rocosos, tierras desnudas, zonas quemadas y glaciares y nivales).

Tabla 12. Área ocupada por cobertura según la metodología CORINE LANDCOVER para el sector de la cordillera Central.

Cobertura	Área	%
Territorios agrícolas	66275	8,05
Bosques y áreas seminaturales	605768	73,59
Áreas húmedas (Turberas)	300	0,04
Superficies de agua (Ríos, lagunas, lagos y ciénagas naturales)	573	0,07
Nubes	150303,00	18,26
Total	823218,80	100,00

La presencia de áreas intervenidas es uno de los atributos que permite hablar de tensionantes en los ecosistemas de páramo, esto se traduce para la zona en que estos sistemas productivos están dominados por pastos limpios (19.4%), los cuales por lo general están destinados para ganadería, seguido de mosaicos de pastos con espacios naturales (8.5%) que van ingresando hacia el páramo, así como mosaicos de cultivos y pastos (Figura 8). Los Nevados es el páramo que mayor cantidad de coberturas intervenidas presenta al interior; por su parte Chili - Barragán y Las Herosas presentan áreas intervenidas hacia los bordes y en muy poca proporción Nevado del Huila – Moras y Guanacas - Puracé - Coconucos , aunque principalmente al interior se presentan pastos.

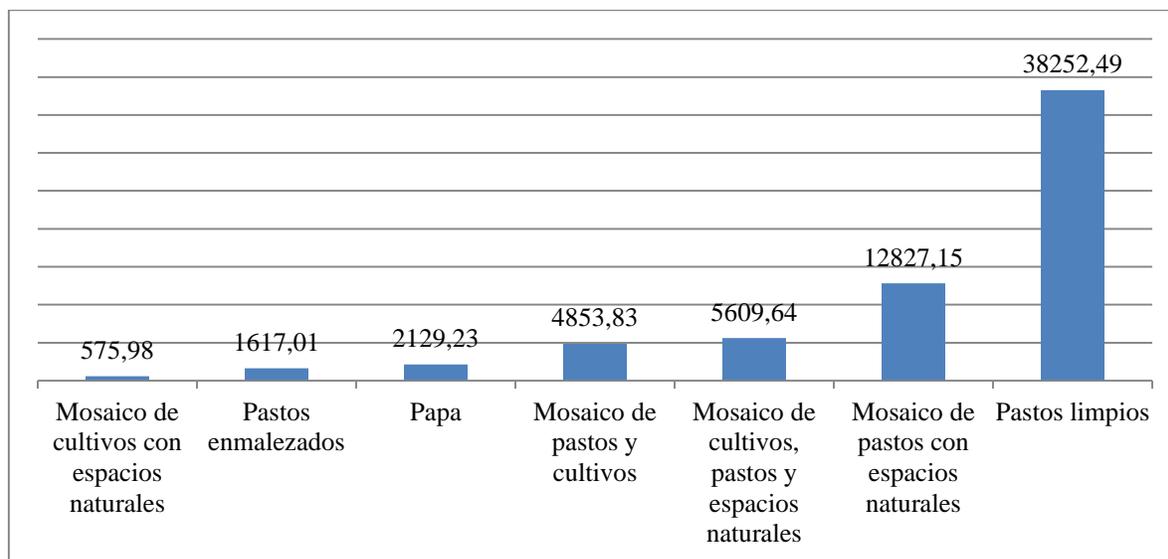


Figura 8. Presencia de territorios agrícolas para el sector de la cordillera Central.

Por su parte para el Sector de **Nariño-Putumayo**, se presentan tres complejos, de los cuales Chiles – Cumbal y La Cocha – Patascoy son los que presentan mayor número de parches aunque este último es más grande pero presenta una mayor desviación estándar. El complejo Doña Juana - Chimayoy presentó dos

parches de tamaño similar, cuyo valor de forma denota formas irregulares, al igual que el complejo de La Cocha – Patascoy (Tabla 13).

Tabla 13. Métricas calculadas para el sector de Nariño – Putumayo.

Nariño	ÁREA	MPS	PSSD	Unidades	AWMSI
Chiles - Cumbal	63223	10537,16	14045,09	6	2,89
Doña Juana - Chimayoy	69263	34631,72	33748,31	2	7,09
La Cocha - Patascoy	145539	24256,46	49251,45	6	7,56
Total	278025,13			14	

* MPS = Mean Patch Size, SD = Standard deviation, **AWMSI** = Area Weighted Mean Shape Index.

Según los análisis de las coberturas, igualmente la mayoría del territorio está ocupado por Bosques y áreas seminaturales (78%), donde aproximadamente 70.700 ha son de páramo y un 6% territorios agrícolas (Tabla 14), considerando de nuevo la presencia de nubes de más del 15%.

Las zonas de La Cocha – Patascoy y Doña Juana – Chimayoy presentan muy poca intervención y Chiles – Cumbal zonas de pastos en los bordes. Sin embargo alrededor la intervención es más fuerte y en especial por su cercanía a centros urbanos.

Tabla 14. Área ocupada por cobertura según la metodología CORINE LANDCOVER para el sector de Nariño – Putumayo.

Cobertura	Área	%
Territorios agrícolas	17780	6,40
Bosques y áreas seminaturales	215875	77,65
Áreas húmedas (Turberas)	51	0,02
Superficies de agua (Ríos, lagunas, lagos y ciénagas naturales)	311	0,11
Nubes	44006,00	15,83
Total	278023,47	100,00

De igual manera se presentaron áreas intervenidas especialmente mosaico de pastos y cultivos (Figura 9) con un 47%, seguido del mosaico de pastos con espacios naturales con un 15%. En la zona al interior de los páramos no se presentan áreas intervenidas, pero si a los bordes especialmente para Doña Juana – Chimayoy.

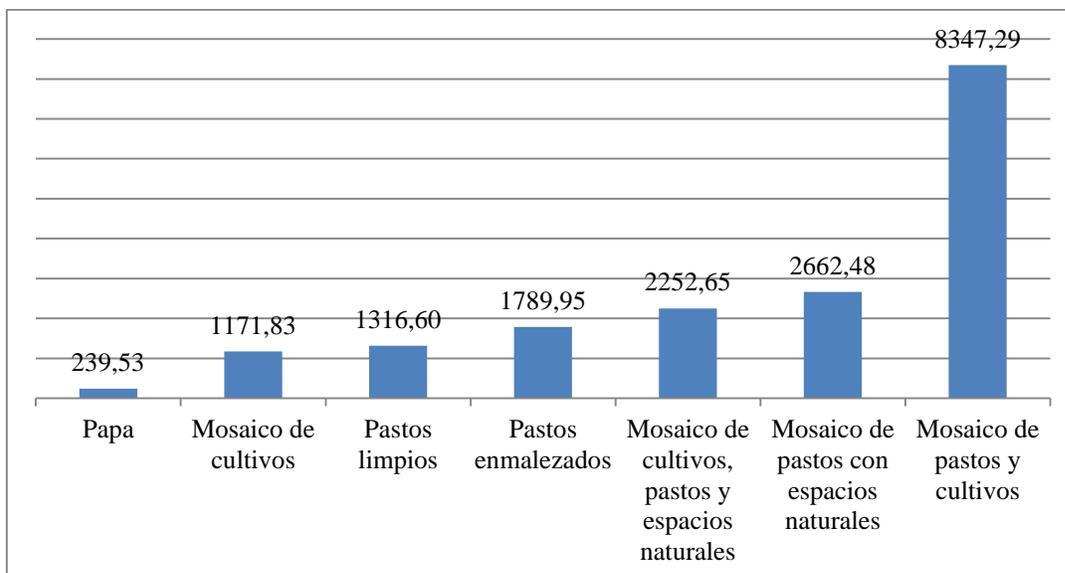


Figura 9. Presencia de territorios agrícolas para el sector de Nariño – Putumayo.

Para el sector de la **cordillera Occidental** tiene siete complejos que ocupan 68.900 ha de áreas no muy grandes, siendo la mayor Cerro Plateado y Frontino – Urrao y el más pequeño el Duende. Las variaciones de acuerdo a los tamaños y desviaciones estándar no son tan amplias, también debido a los pocos parches que cada uno presenta, que en algunos casos como Farallones de Cali, Tatamá y Citará solo cuentan con un parche de páramo. Se evidencia también valores de forma bajos, debido a los tamaños pequeños, siendo el más alto Cerro Plateado y el más bajo El Duende (Tabla 15). Este sector presenta los páramos más separados entre sí, debido a las condiciones de altura y procesos geológicos que se han dado.

Tabla 15. Métricas calculadas para el sector de la cordillera Occidental.

Occidental	ÁREA	MPS	PSSD	Unidades	AWMSI
El Duende	4454,35	1484,78	1263,79	3	2,66
Farallones de Cali	4545,17	4545,17	0,00	1	3,07
Paramillo	6744,09	2248,03	1837,13	3	3,52
Tatamá	10929,58	10929,58	0,00	1	3,15
Citará	11232,84	11232,84	0,00	1	4,67
Frontino - Urrao	13920,95	3480,24	2792,24	4	2,78
Cerro Plateado	17070,34	8535,17	7591,68	2	5,34
Total	68897,32			15	

*MPS = Mean Patch Size, SD = Standard deviation AWMSI = Area Weighted Mean Shape Index.

Para la cobertura según CORINE LANDCOVER, se presentan bosques y áreas seminaturales en mayor proporción que los sectores anteriores (88%) y solo un 3% de áreas agrícolas, con un 9% de cobertura de nubes (Tabla 16).

Tabla 16. Área ocupada por cobertura según la metodología CORINE LANDCOVER para el sector de la cordillera Occidental.

Cobertura	Área	%
Territorios agrícolas	2116	3,07
Bosques y áreas seminaturales	60372	87,63
Ríos	5	0,01
Nubes	6403,00	9,29
Total	68896,00	100,00

De estas áreas intervenidas, el 51,5% pertenece a pastos y cultivos y el 30% a mosaicos de pastos y espacios naturales (Figura 10). Muchas de estas áreas ubicadas especialmente en los complejos de Cerro Plateado y Belmira rodean en mayor medida a los páramos, dejándolos inmersos en la matriz antrópica, lo cual los hace más vulnerables; en el caso de Farallones de Cali y Tatamá, estos están rodeados por un gran parche de bosque.

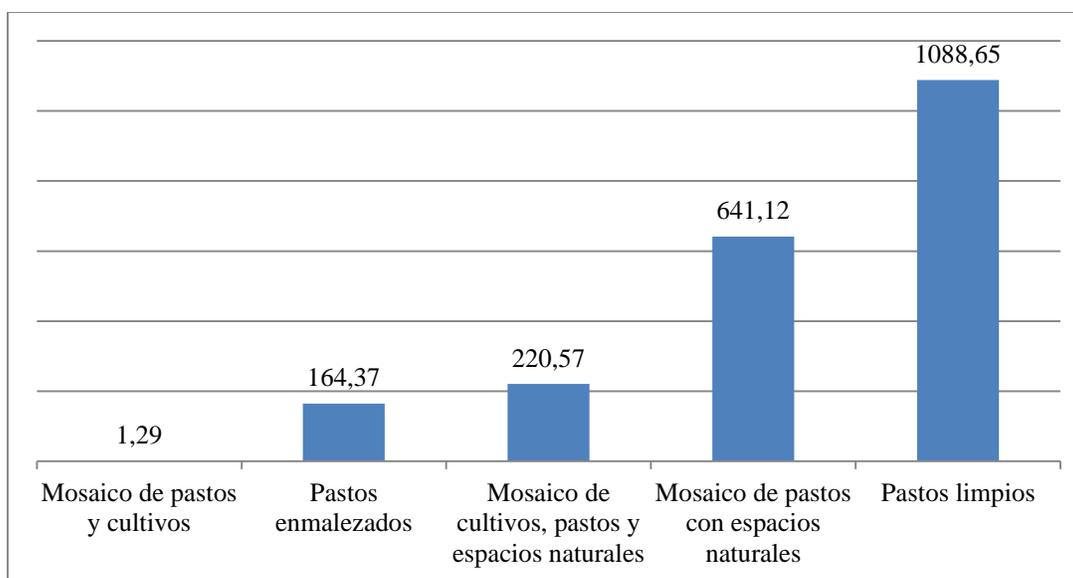


Figura 10. Presencia de territorios agrícolas para el sector de la cordillera Occidental.

En la **cordillera Oriental**, se presentan 17 sectores, incluyendo los más grandes de todos, Sumapaz – Cruz Verde y Cocuy, muchos de ellos formando un continuo por toda la cordillera, hasta la región de Santurbán – Berlín; asimismo, se destacan los páramos que forman el complejo Tota - Bijagual – Mamapacha, Guantiva La Rusia y Almorzadero. Los más pequeños son los complejos de Yariguíes y las islas del Altiplano Cundiboyacense; en especial este último presenta la mayor cantidad de parches, seguido de Chingaza, en parte debido a la intervención que se da en ellos, evidenciada en los valores del índice de forma. Los páramos de Cocuy, Tama y Pisba presentan un solo parche y Santurbán – Berlín e Iguaque – Merchán también se destacan por su elevado número de parches. Este último junto con los sectores de Rabanal y río Bogotá y el Altiplano Cundiboyacense, presentan los valores más bajos de forma, lo que indica que tienden a la regularidad. Por su parte, Cruz Verde – Sumapaz y Tota - Bijagual - Mamapacha arrojaron los valores más

altos de forma, a causa también por su amplia extensión. La zona del Altiplano Cundiboyacense adicionalmente presenta un promedio de tamaño de parches bajo, que muestra lo pequeño de estos, al igual que en Iguaque – Merchán. Guerrero por su parte presenta una desviación estándar alta, al igual que Chingaza, considerando su tamaño (Tabla 17).

Tabla 17. Métricas calculadas para el sector de la cordillera oriental.

Oriental	ÁREA	MPS	PSSD	Unidades	AWMSI
Yariguíes	4251,78	1062,95	1723,41	4	4,74
Altiplano Cundiboyacense	4657,32	310,49	369,82	15	2,22
Tamá	16339,48	16339,48	0,00	1	3,66
Miraflores	19927,82	9963,91	3136,75	2	4,38
Los Picachos	23725,06	3954,18	2915,62	6	4,18
Rabanal y río Bogotá	24650,06	8216,69	3347,04	3	2,73
Iguaque - Merchán	28311,46	3145,72	3807,66	9	2,77
Perijá	29726,84	14863,42	13043,98	2	4,93
Guerrero	42325,12	7054,19	13157,29	6	4,69
Pisba	106242,89	106242,89	0,00	1	3,83
Chingaza	109955,54	9995,96	26192,77	11	4,47
Guantiva - La Rusia	119749,93	23949,99	42456,33	5	5,63
Jurisdicciones - Santurbán - Berlín	142608,19	17826,02	43297,97	8	6,38
Tota - Bijagual - Mamapacha	151497,98	75748,99	75221,69	2	6,82
Almorzadero	156552,45	78276,22	78059,52	2	5,98
Sierra Nevada del Cocuy	271032,54	271032,54	0,00	1	5,16
Cruz Verde - Sumapaz	333419,50	66683,90	130312,91	5	7,18
Total	1584973,97			79	

* MPS = Mean Patch Size, SD = Standard deviation, AWMSI = Area Weighted Mean Shape Index.

En cuanto a las coberturas, los bosques y áreas seminaturales ocupan un 79%, de las cuales aproximadamente 796.503 ha son de páramo, sin embargo, los territorios agrícolas aumentaron a un 17% en comparación con otros sectores (Tabla 18). Existen zonas como Perijá, Picachos que forman islas completamente aparte de este sector, que junto con Tamá es muy poca la intervención que presenta a su interior. Santurbán – Berlín, Almorzadero, Pisba, Guantiva – La Rusia presentan algunas zonas de mosaicos de pastos y cultivos al interior pero que no son tan amplias como en el caso de áreas como Iguaque – Merchán, Guerrero y altiplano Cundiboyacense que en su mayoría se encuentran intervenidos como se evidencia con las coberturas

Tabla 18. Área ocupada por cobertura según la metodología CORINE LANDCOVER para el sector de la cordillera Oriental.

Cobertura	Área	%
Territorios artificializados	117,00	0,01
Territorios agrícolas	271477	17,13
Bosques y áreas seminaturales	1248493	78,79
Áreas húmedas	189	0,01

Superficies de agua	2125,00	0,13
Nubes	62271,00	3,93
Total	1584555,00	100,00

De las áreas intervenidas, el 40% son mosaicos de pastos y cultivos, seguido de los pastos limpios y mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales en un 20% (Figura 11). Estos aspectos de tamaño, formas y número de parches evidencia la intervención más alta que presenta este sector de la cordillera oriental, con valores bajos de irregularidad, elevado número de parches, diferencias entre los tamaños y una más alta presencia de sistemas productivos, en especial de pastos limpios y mosaicos de pastos y cultivos.

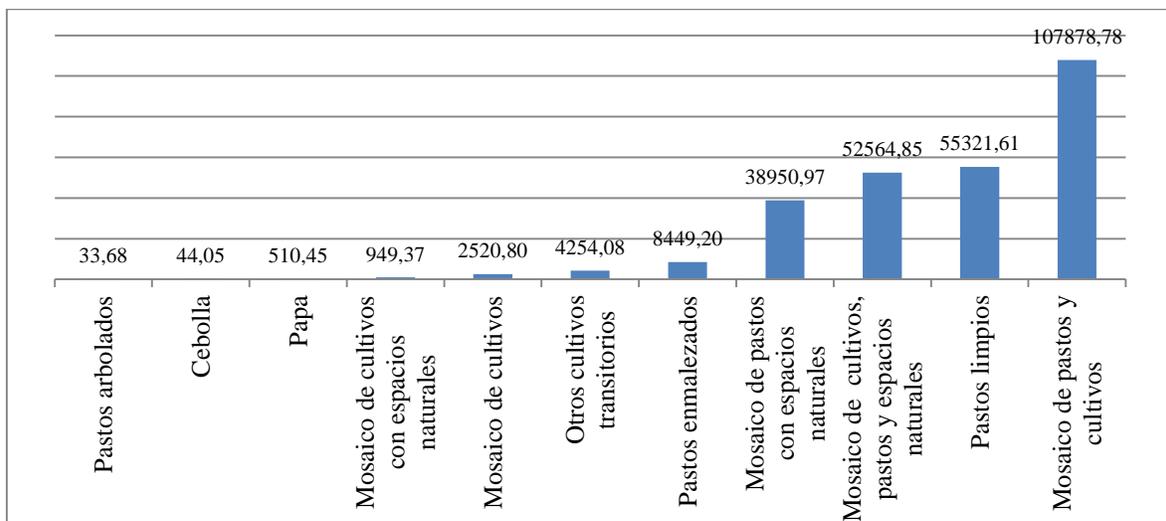


Figura 11. Presencia de territorios agrícolas para el sector de la cordillera Oriental.

Finalmente, para la **Sierra Nevada de Santa Marta** se presenta un solo parche de 151.000 ha, que en el 97% está compuesto por bosques y áreas seminaturales, de las cuales 116.660 ha pertenecen a páramos y un 1.22% a sistemas productivos (Tabla 19). De estos, el 58% son mosaicos de pastos con espacios naturales y el 27% pastos limpios. Al parecer este es uno de los complejos con mayor integridad en sus coberturas originales, aunque en las zonas de bosque adyacentes, se encuentra mosaicos de pastos y cultivos, entremezclados con zonas de bosques.

Tabla 19. Área ocupada por cobertura según la metodología CORINE LANDCOVER para el sector de la SN Santa Marta.

Cobertura	Área	%
Territorios agrícolas	1847	1,22
Bosques y áreas seminaturales	145924	96,63
Superficies de agua (Lagunas, lagos y ciénagas naturales)	402,00	0,27
Nubes	2847,00	1,89
Total	151020,00	100,00

Modelo de priorización.

Para el modelo escala 1: 100.000 en el que se incluyeron los drenajes, las áreas de erosión y amenaza por remoción en masa, en términos generales no se observó áreas de erosión severa salvo en Perijá y Tamá donde la mayoría es severa y en algunas zonas de El Cocuy y Almorzadero hacia el flanco oriental de la cordillera; se observaron pequeñas áreas con erosión intermedia en Sumapaz, Nevados, Guerrero y en las dos zonas nombradas anteriormente. En Chili – Barragán y Las Herosas se presentan zonas con erosión ligera (Figura 12).

Por su parte la remoción en masa presenta zonas de alta amenaza para Cerro Plateado, El Duende, el flanco occidental de Las Herosas y Los Nevados, Citará, Sonsón y más ampliamente en el sector de la cordillera Oriental especialmente en Sumapaz, Cocuy, Pisba, la totalidad de Tota – Bijagual - Mamapacha, Guerrero e Igaque – Merchán (Figura 13).

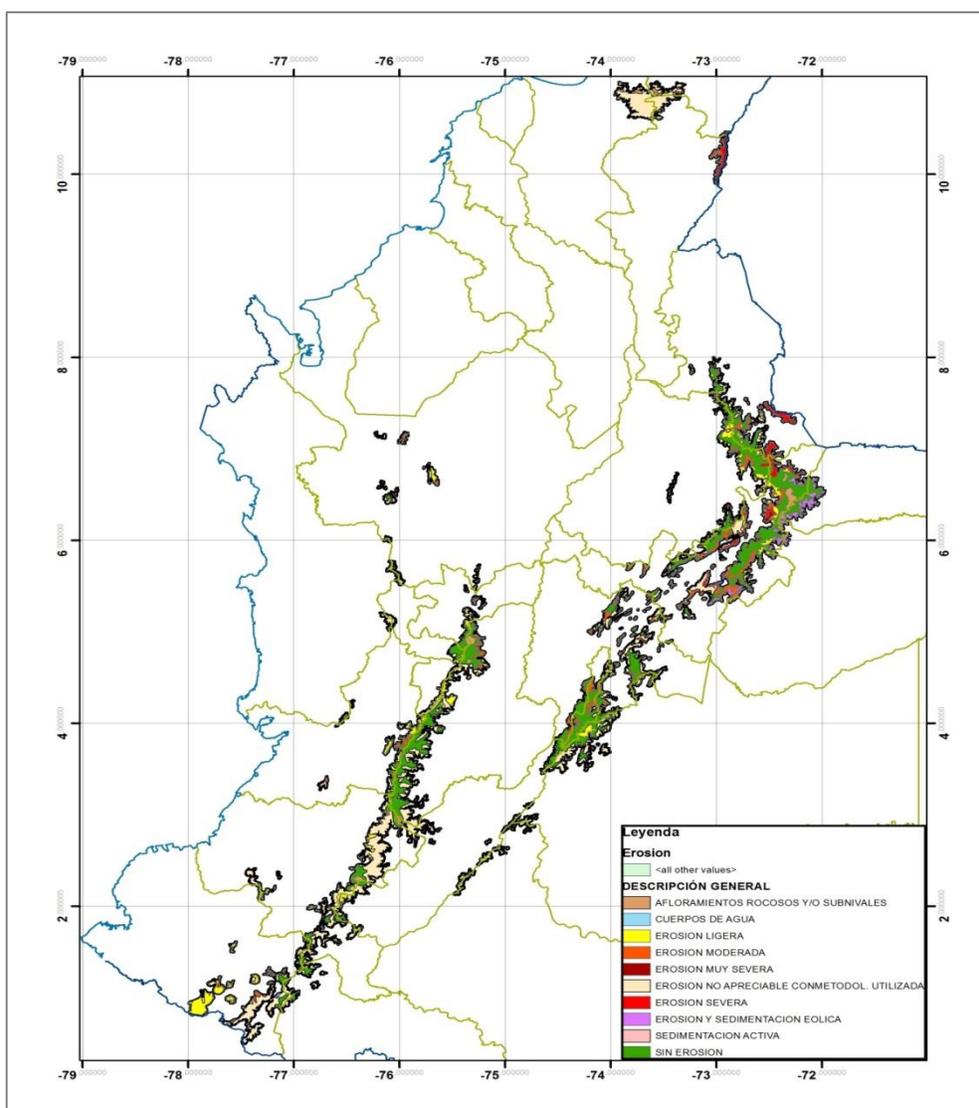


Figura 12. Zonificación de la erosión en páramos disponible en el SIG – OT.

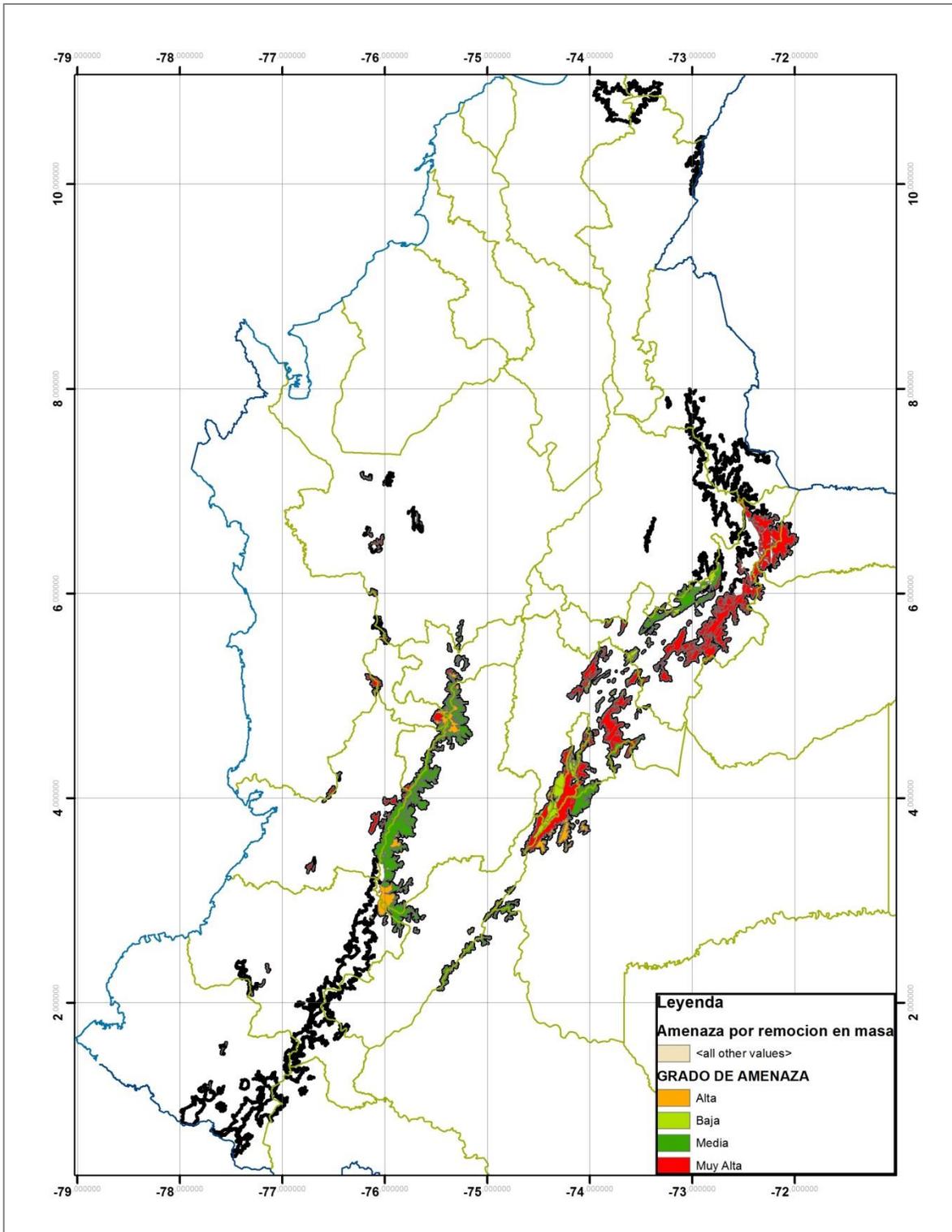


Figura 13. Zonificación de la amenaza por remoción en masa en los páramos disponible en el SIG – OT.

Para este modelo de priorización se obtuvo una zonificación altamente dirigida hacia las áreas de erosión severa y amenaza de remoción muy alta, especialmente hacia el flanco occidental de la cordillera Oriental en

la zona de El Cocuy, Tota - Bijagal - Mamapacha; igualmente el páramo de Guerrero y Sumapaz presentan un valor alto en el modelo (Figura 14).

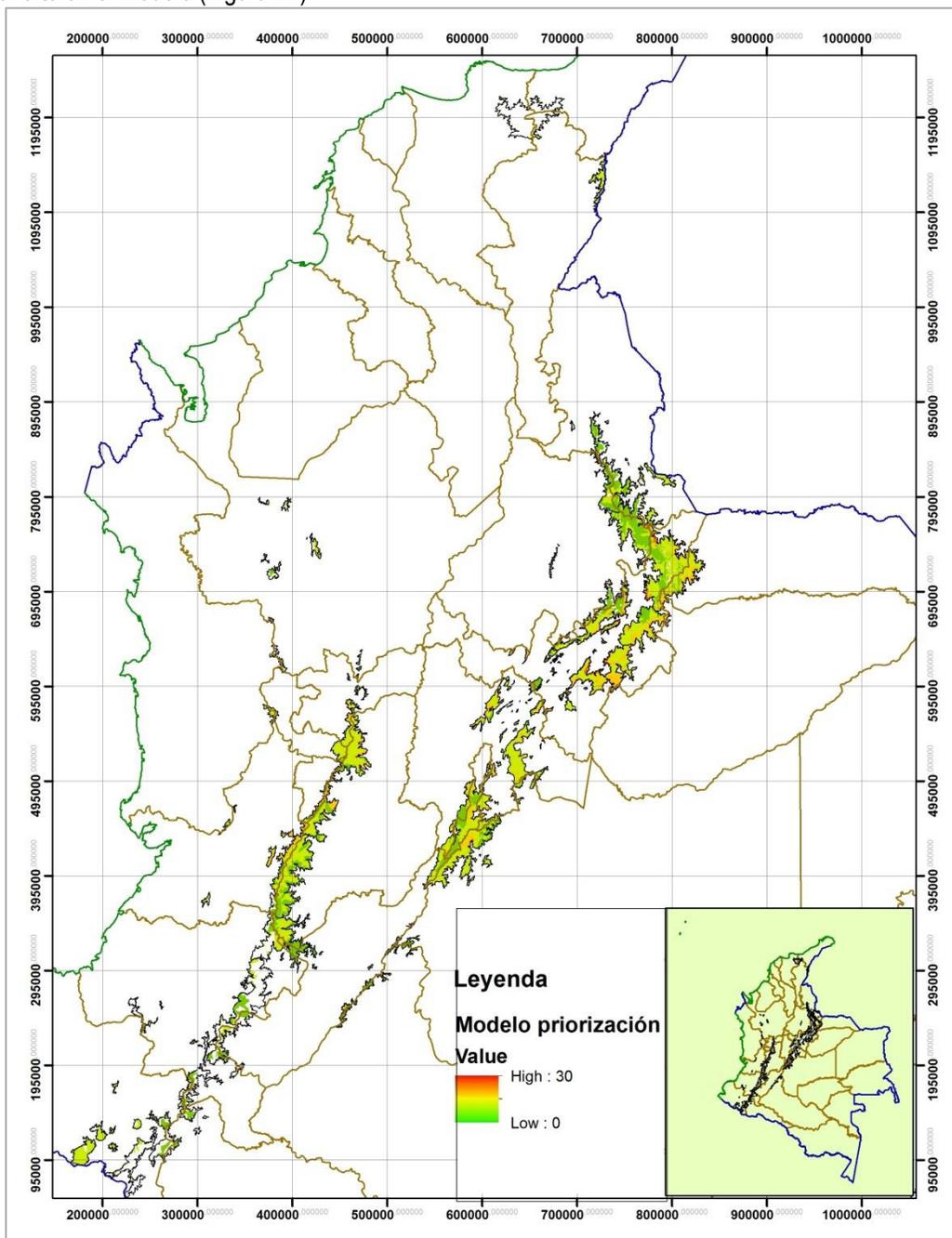


Figura 14. Modelo de priorización obtenido para los páramos a escala 1:100.000. Valores rojos de mayor prioridad, naranjas de prioridad intermedia y verdes de prioridad baja.

Modelo de tensionantes

Para el modelo de tensionantes (Figura 15), las zonas que dieron valores más altos correspondieron a los páramos Los Nevados, Guerrero, Rabanal, Tota - Bijagual - Mamapacha y el flanco occidental de las zonas de Santurbán – Berlín. Estas zonas están especialmente influenciadas por la presencia de coberturas antrópicas.

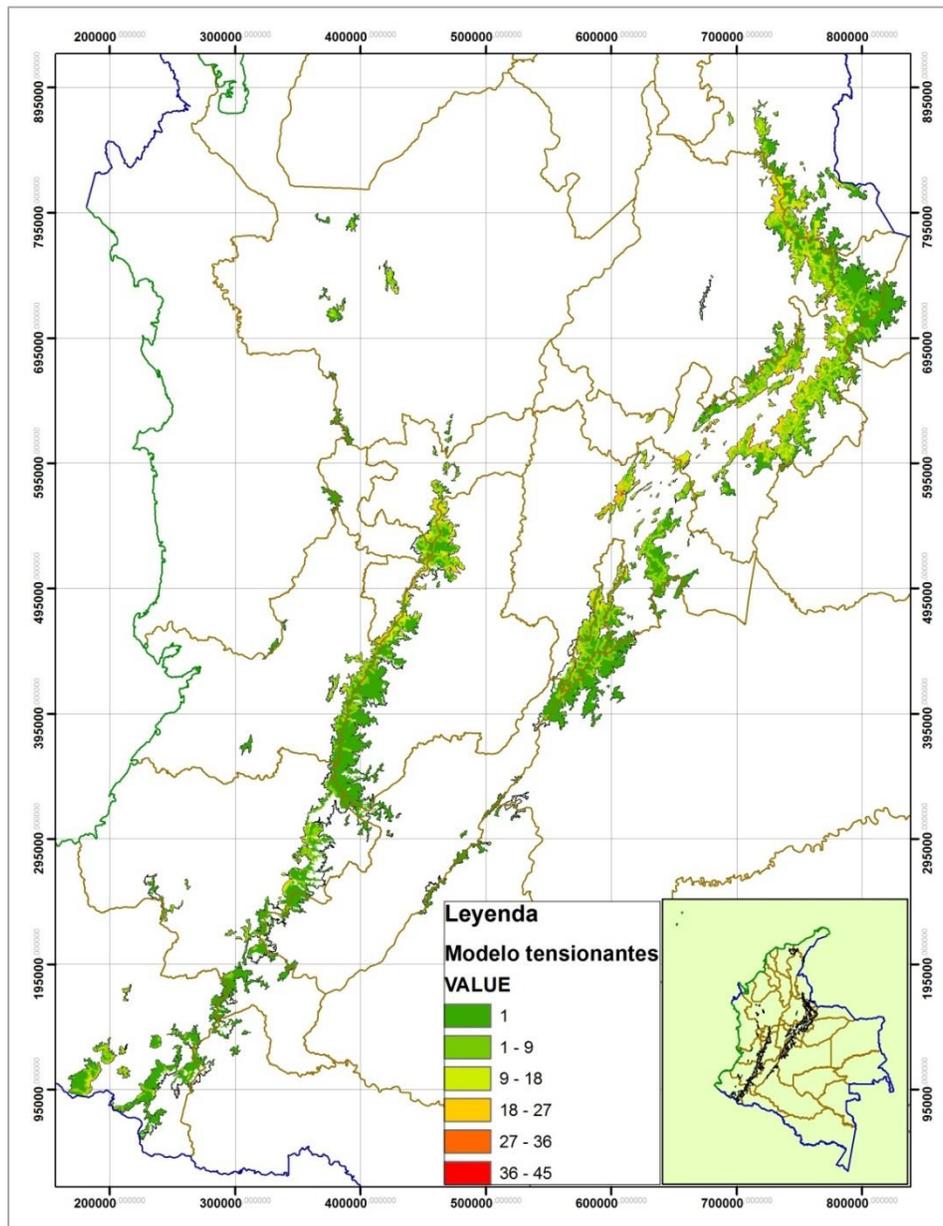


Figura 15. Modelo de tensionantes obtenido para los páramos a escala 1:100.000. Valores rojos de mayor tensión, naranjas de tensión intermedia y verdes de tensión baja.

Análisis de las ventanas escala 1:25.000

Páramo de Guerrero

Configuración y composición para el páramo de Guerrero

Para la zona de la cuenca hidrográfica del río Bogotá en el páramo de Guerrero, según el análisis de las coberturas presentes a escala 1:25.000 de un total de 20.205 ha, los pastos manejados dominan la zona con 5811 ha (28,7%), seguido de la vegetación de páramo con 4362 ha (21,6%; Figura 16). En menor medida, para las coberturas antrópicas se reportó adicionalmente cultivos de papa (12,26%), otros cultivos (5,53%) y pastos no manejados (0,26%); por su parte para las coberturas naturales en la zona se encuentran en su mayoría bosques secundarios (14,6 %), rastrojos (10,34%) y bosques plantados (5%) y en menor porcentaje bosques primarios, rastrojos, plantaciones, entre otras (Tabla 20).

Tabla 20. Área ocupada por cobertura para la cuenca hidrográfica del río Bogotá en el páramo de Guerrero.

	COBERTURA	ÁREA	MPS	DS	UNIDADES	AWMSI
Antrópicas	Pastos manejados	5811,42	24,73	97,75	235,00	7,46
	Papa	2477,69	8,66	14,90	286,00	2,70
	Otros cultivos	1118,08	5,54	7,44	202,00	2,62
	Pastos no manejados	52,34	4,76	3,40	11,00	2,16
Naturales	Vegetación de páramo	4362,62	77,90	285,91	56,00	7,73
	Bosque secundario	2952,05	33,93	98,02	87,00	5,07
	Rastrojo	2090,26	10,45	24,89	200,00	3,42
	Bosque plantado	1009,86	21,95	48,46	46,00	3,61
	Pastos y rastrojos	75,35	5,80	7,80	13,00	2,86
	Matorrales	75,27	15,05	22,46	5,00	3,62
	Bosque primario	71,17	35,58	7,79	2,00	2,25
	Rastrojos y plantaciones	63,78	5,31	8,20	12,00	3,55
	Cuerpo de agua artificial	45,44	22,72	8,46	2,00	1,75

* **MPS** = Mean Patch Size, **SD** = Standard deviation, **AWMSI** = Area Weighted Mean Shape Index.

El tamaño promedio más alto se reportó para las coberturas de páramo el cual fue bajo por la presencia de zonas con tamaño pequeño, viéndose reflejado en una desviación estándar alta en comparación con otras coberturas (MPS = 78; DS = 286). De un total de 56 polígonos, se encontraron 35 áreas menores a 10 ha que ocupan 148 ha, lo que indica que el páramo ha disminuido su tamaño y se ha fragmentado (Figura 17).

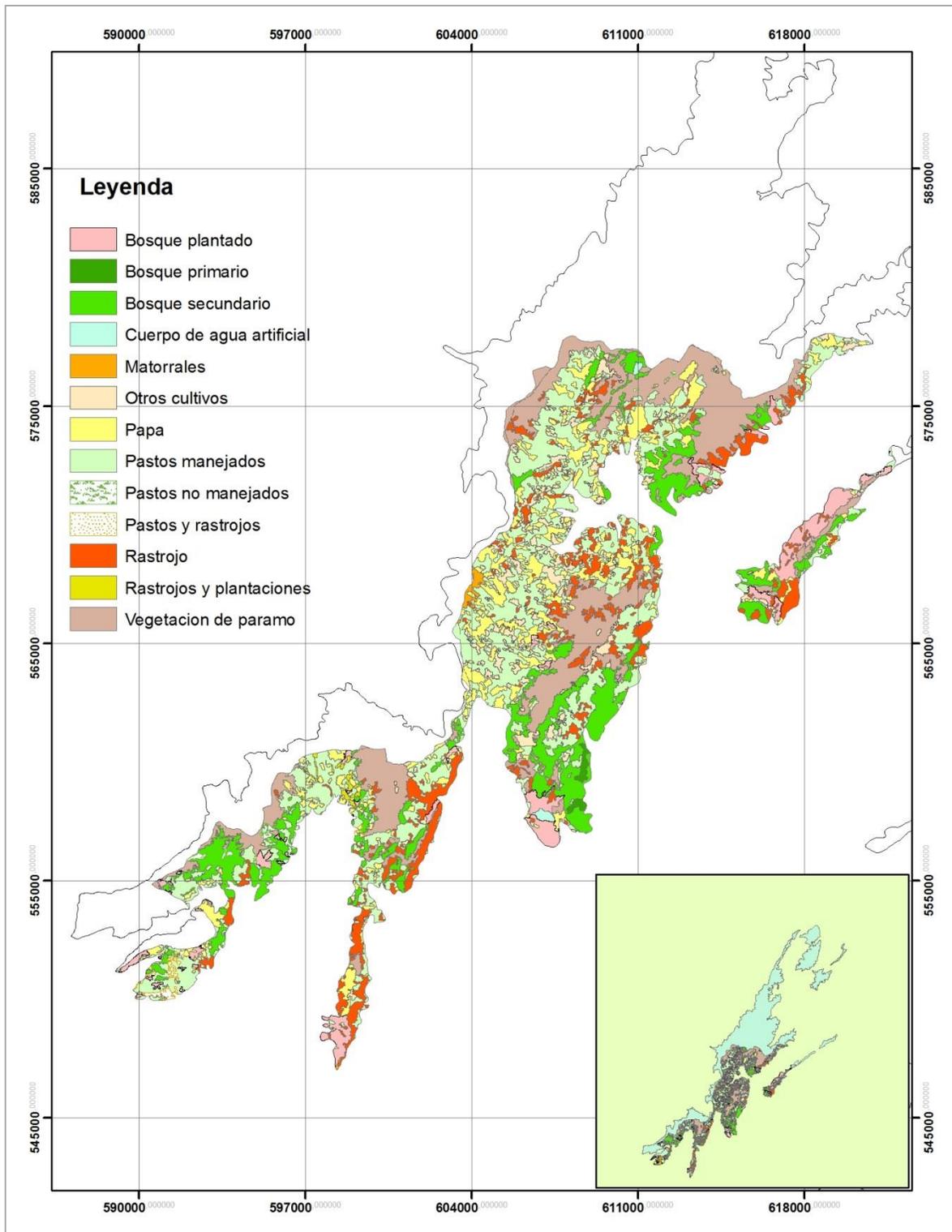


Figura 16. Coberturas presentes para el páramo de Guerrero (Fuente CAR, 2007).

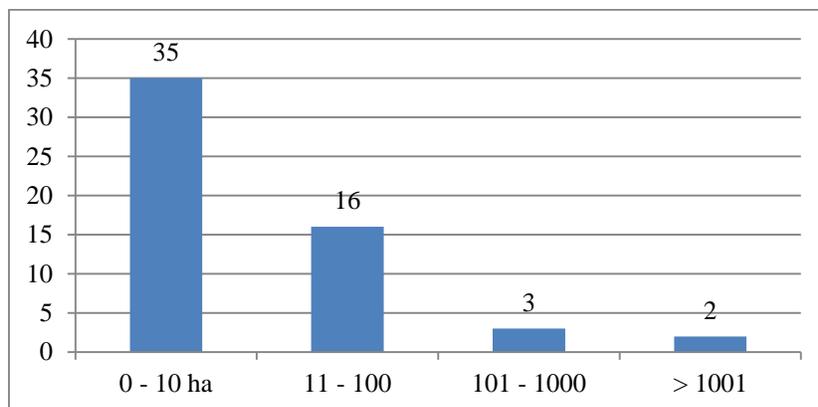


Figura 17. Distribución por intervalos de los tamaños de parche presentes en el páramo de Guerrero.

Por otra parte, se reportaron 16 polígonos menores a 100 ha ocupado un área de 543 ha, así como 3 polígonos menores a 1000 ha que ocupan 740 ha y 2 polígonos de 1070 y 1860 ha al centro entre los municipios de Cogua y Zipaquira y al norte en el municipio de Tausa siendo los páramos más grandes para la zona (Figura 18).

Igualmente, según el tamaño promedio le sigue los bosques secundarios con 87 polígonos y una desviación estándar baja (MPS = 34; DE = 98) comparada con la cantidad de área presente (2952 ha). Asimismo, los pastos manejados que dominan la zona presentaron un tamaño promedio bajo con 235 polígonos, lo que evidencia su dominancia en la zona por parches pequeños, así como ocurre con los cultivos de papa y otros cultivos que le siguen en cantidad de área ocupada (2477 y 1118 ha en total) con 286 y 202 parches en total y desviaciones estándar muy bajas (14, 9 y 7,44 respectivamente).

En este caso para los cultivos en general (incluyendo los cultivos de papa y otro tipo de cultivos) se presentaron 3595 ha, con 402 polígonos menores a 10 ha, 85 entre 10 a 100 ha y uno de 136 ha siendo el más grande (Figura 19). En el caso de los pastos manejados y no manejados 195 polígonos son menores a 10 ha, 39 entre 10 a 100 ha y 12 polígonos menores a 1000 ha con dos polígonos de 899 y 930 ha de pastos dedicados a la ganadería (Figura 19).

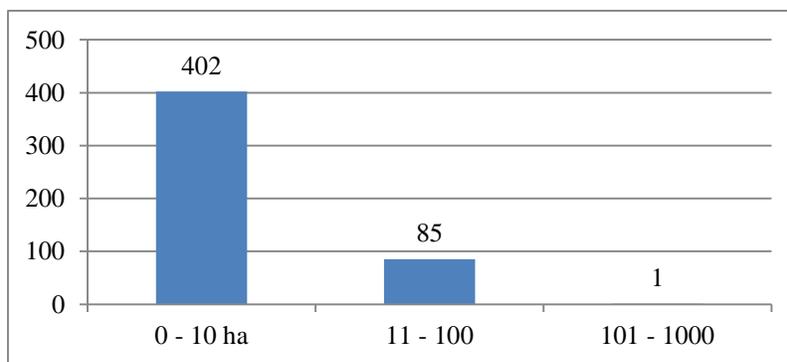


Figura 18. Intervalo de tamaño de los parches de pastos reportados para el páramo de Guerrero.

Por otro lado, también se presentaron zonas de rastrojos y bosques plantados de gran tamaño, con promedios y desviaciones estándar bajas; en especial los rastrojos presentaron 200 polígonos ocupando en su mayoría el interior de los páramos.

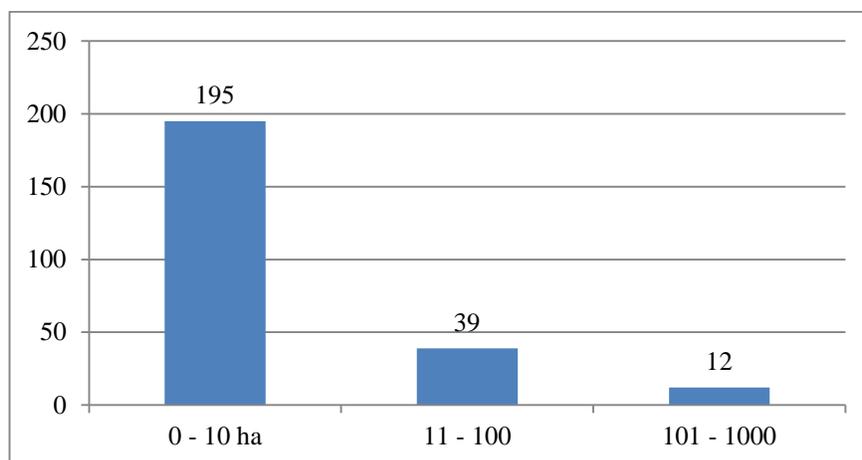


Figura 19. Intervalo de tamaño de los parches de cultivos reportados para el páramo de Guerrero.

En cuanto a los índices de forma el mayor valor se obtuvo para los páramos, seguido de los pastos manejados, en este caso por el gran tamaño que presentan y la heterogeneidad del terreno. Para las demás coberturas, los valores de forma fueron más bajos, en especial para las áreas intervenidas, las cuales producen bordes más regulares para su implantación al reemplazar áreas naturales, lo que varía los resultados de este índice. La gran cantidad de parches pequeños de páramo, así como los pastos presentes y su extensión adyacente a los páramos, estaría indicando que se ha dado una intervención progresiva, que está ocasionando la pérdida y fragmentación de cobertura para implantar ganadería extensiva la cual priorizaría estas áreas para la restauración y la conservación de los remanentes (CAR, 2006). De igual manera ocurre con los cultivos, aunque se presentan en parches pequeños, indicarían que se ha reemplazado la cobertura original para implantar sistemas agrícolas lo cual constituye una amenaza que actuaría como tensionante y disturbios, representado otro tipo de medidas para la restauración y manejo.

La CAR (2006), reporta que las áreas agrícolas han disminuido desde la década de los 80 en donde se ha pasado a presentar áreas de matorrales; así mismo se ha dado abandono de tierras que permiten el crecimiento de los bosques, en especial para zonas que se habían reportado como matorrales. Según el análisis multitemporal que se realizó entre los años 1985 y 2003, los páramos han disminuido 9.119 ha dando paso a pastos, cultivos, suelo desnudo o zonas reforestadas, que suman 16.530 Ha. en toda la cuenca del río Bogotá, y se deben recuperar con la siembra planificada de especies nativas propias del páramo.

Modelo de priorización

Para el modelo a escala 1:25.000 se usaron las capas de drenajes, erosión y remoción en masa, con los valores explicados en la metodología; en cuanto a la erosión se presentó en grado alto en varias zonas donde hay sistemas productivos y van disminuyendo alrededor de estas para zonas de erosión moderada y ligera (Figura 20).

En el caso de la remoción en masa, el grado más alto se dio en mayor medida en las partes altas al occidente de Zipaquirá donde hay presencia de rastrojos y bosques secundarios y los valores bajos ocurren en las áreas de páramos; la mayoría del área presenta valor intermedios de remoción en masa, lo que la hace altamente vulnerable a la presencia de sistemas productivos, especialmente la ganadería (Figura 21).

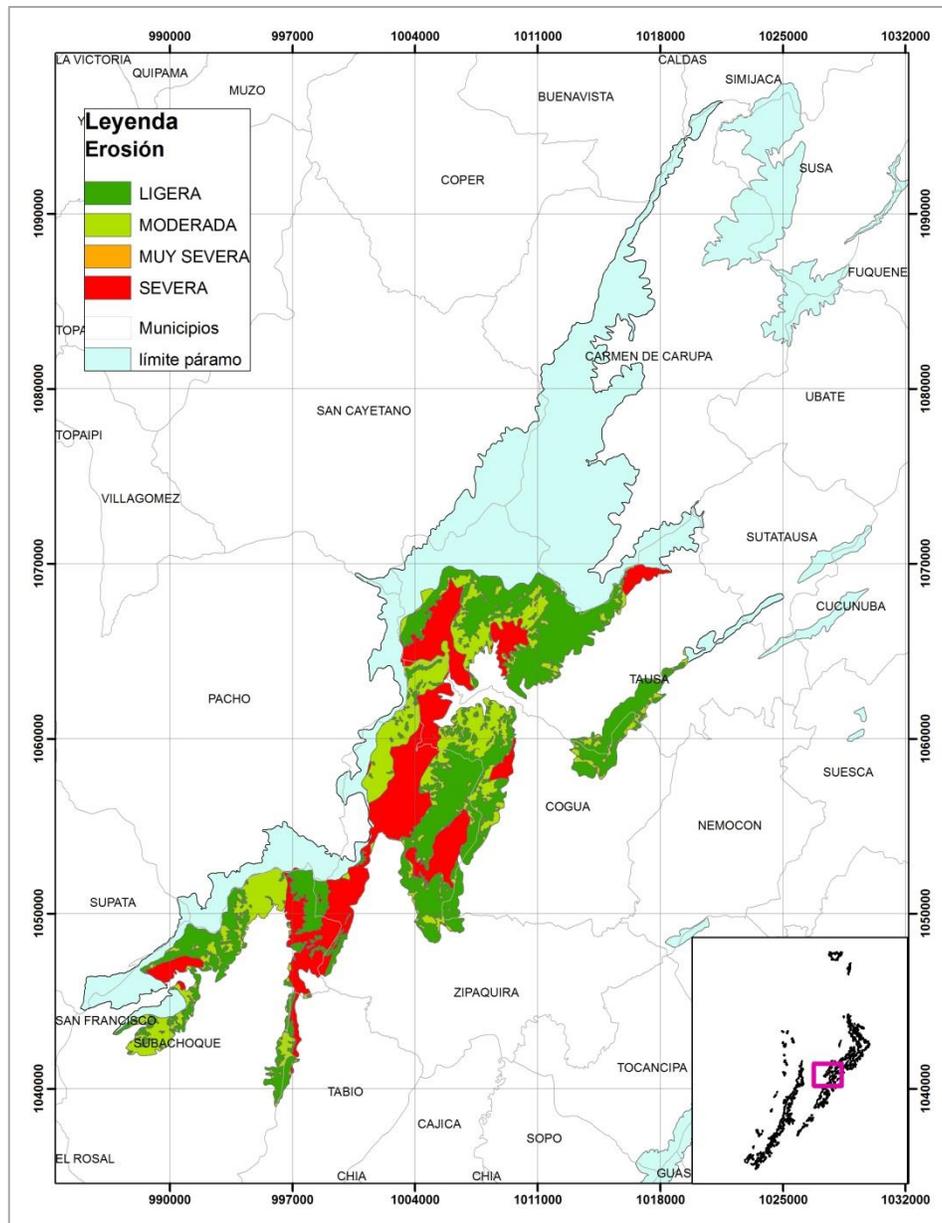


Figura 20. Zonificación de la erosión en el páramo de Guerrero (Fuente CAR 2007).

El modelo resultante de priorización arrojó que las zonas más importantes son los drenajes y un área que presentó erosión severa y alta amenaza de remoción entre los municipios de Zipaquirá y Subachoque (en color naranja; figura 22); con prioridad intermedia se encuentran las zonas con erosión severa y amenaza de remoción intermedia (en amarillo) y con valores más bajos las zonas con remoción baja y erosión ligera (en verde).

Debido a que las zonas de erosión severa y muy severa presentan baja cobertura vegetal, pendientes altas y un uso extensivo, combinadas con la amenaza de remoción, son áreas de gran importancia para dar inicio a actividades de restauración, en especial por la pérdida y transformación de la cobertura original de páramo.

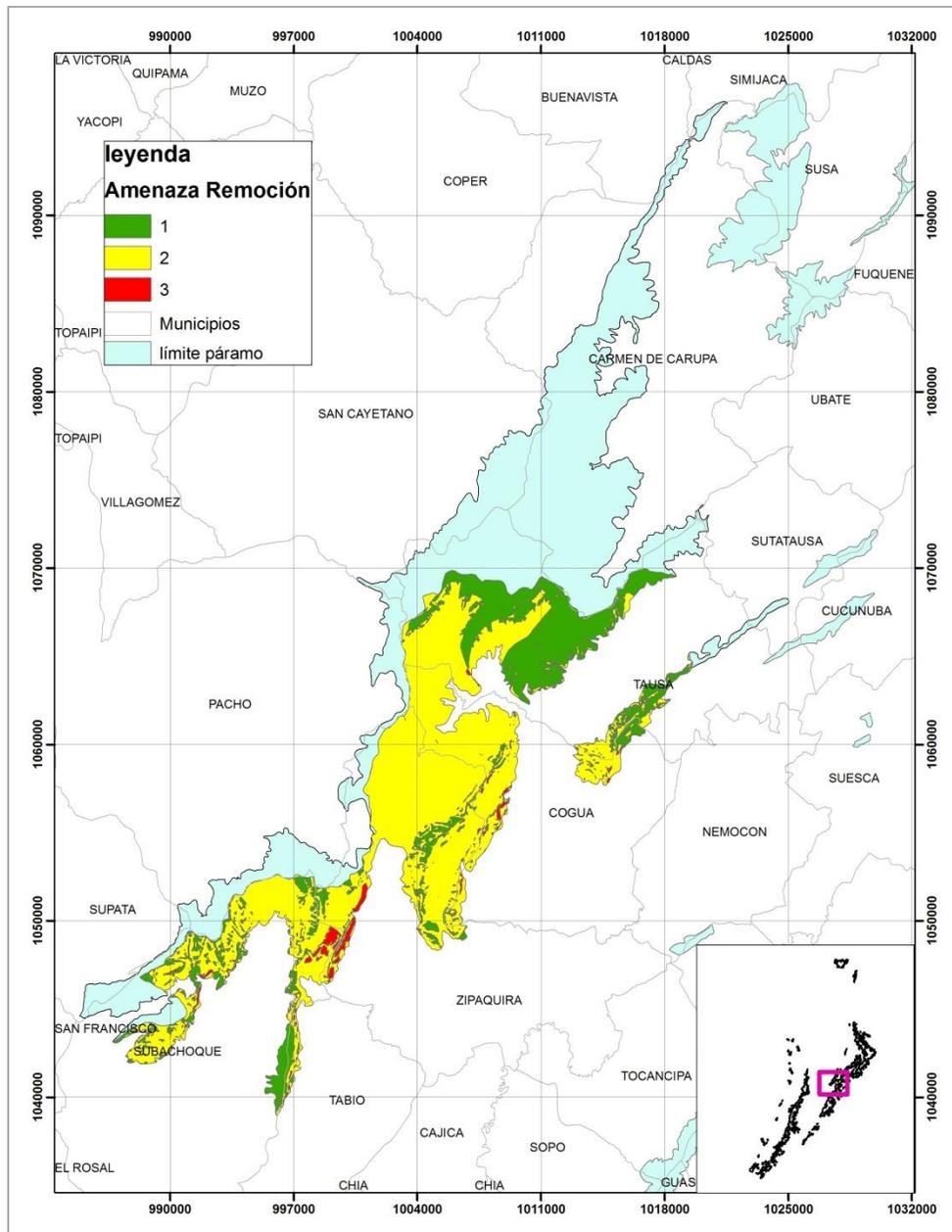


Figura 21. Zonificación de la amenaza por remoción en masa en el páramo de Guerrero (Fuente CAR 2007).

En el caso de las coberturas de páramo, dado que en su mayoría obtuvieron zonas de leve erosión y baja amenaza de remoción, presentaron valores bajos de priorización. Sin embargo, las áreas con sistemas productivos en donde la priorización fue intermedia a alta, muchas veces pertenecía originalmente a páramos.

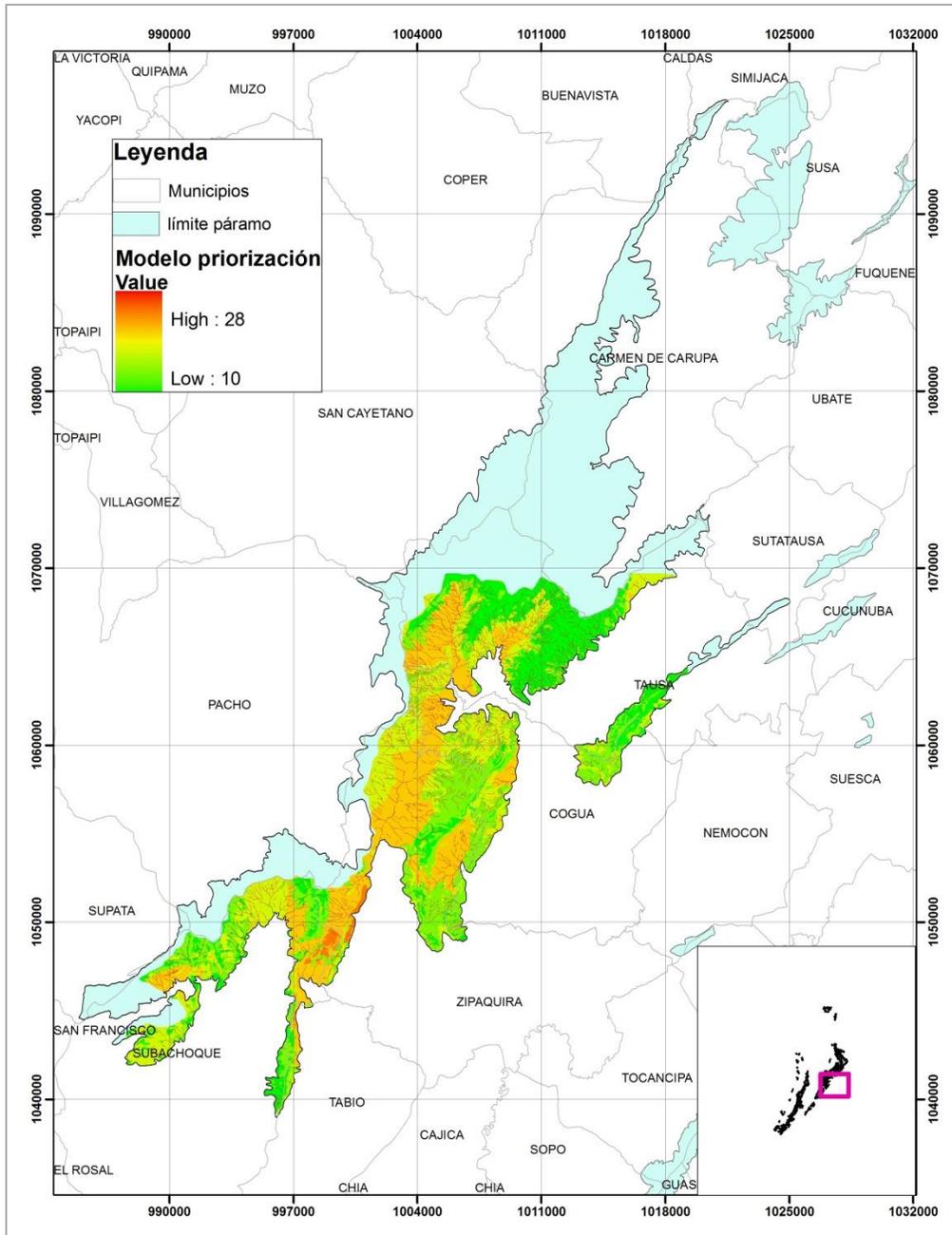


Figura 22. Modelo de priorización desarrollado para el páramo de Guerrero a escala 1:25.000. Valores rojos con prioridad alta, naranjas de prioridad intermedia y verdes de prioridad baja.

Modelo de tensionantes

El modelo de tensionantes incluyó las capas de cobertura de la tierra, conflicto de uso y amenaza de incendio. Las zonas de conflicto de uso, con sobreuso extremo se dan en áreas en su mayoría de pastos manejados (en rojo), aquellas de sobreuso moderado en zonas de matorrales y cultivos de papá (en naranja) y la mayoría del área presenta zonas adecuadas (en amarillo; Figura 23).

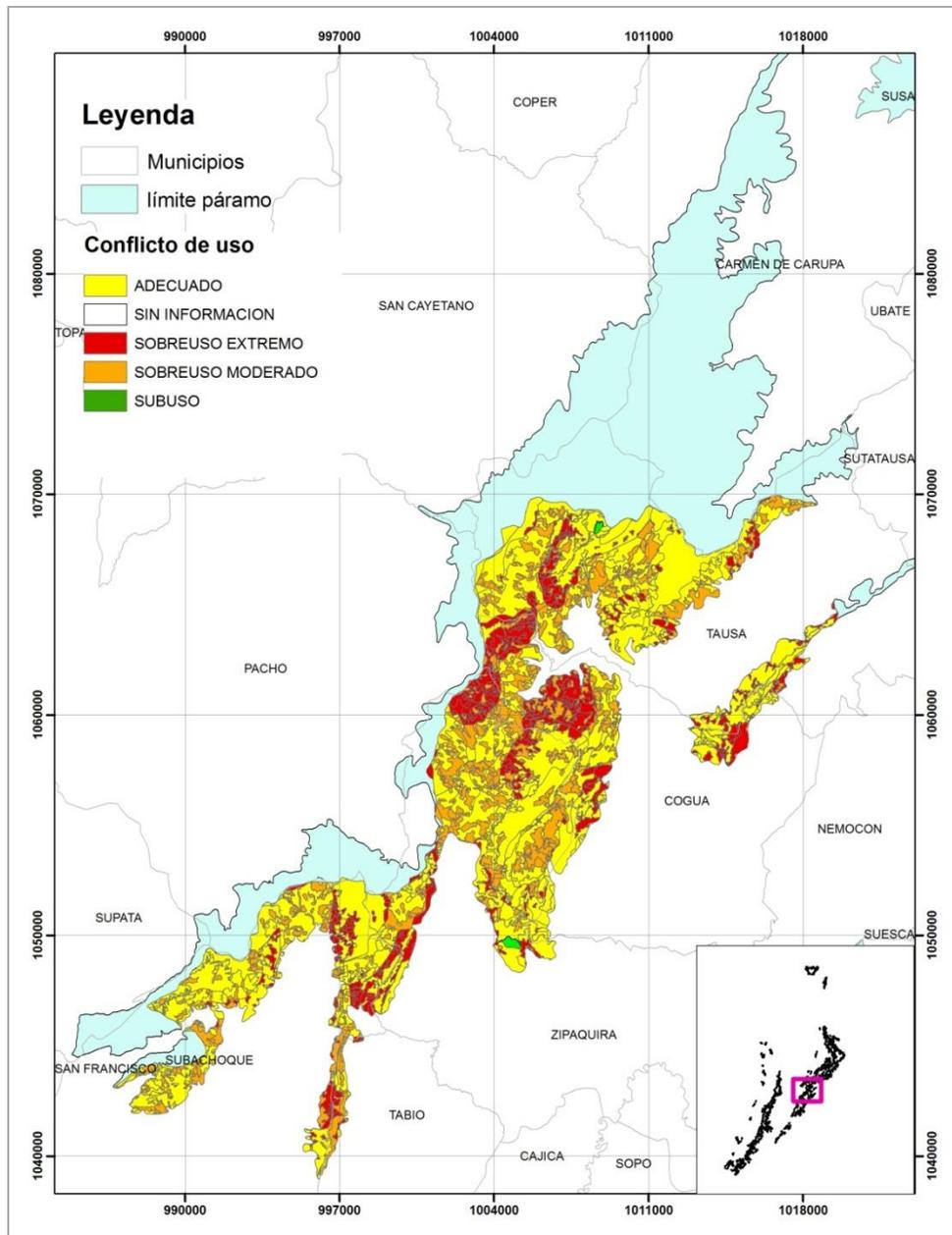


Figura 23. Zonificación de las zonas con conflicto de uso en el páramo de Guerrero (Fuente CAR, 2007).

Por su parte las zonas de amenaza de incendio presentaron valores altos en las coberturas de bosques secundarios y algunas plantaciones (en rojo); los valores intermedios se dieron en áreas de matorrales y pastos y rastrojos (en naranja) y el resto del área mostró amenaza baja (Figura 24).

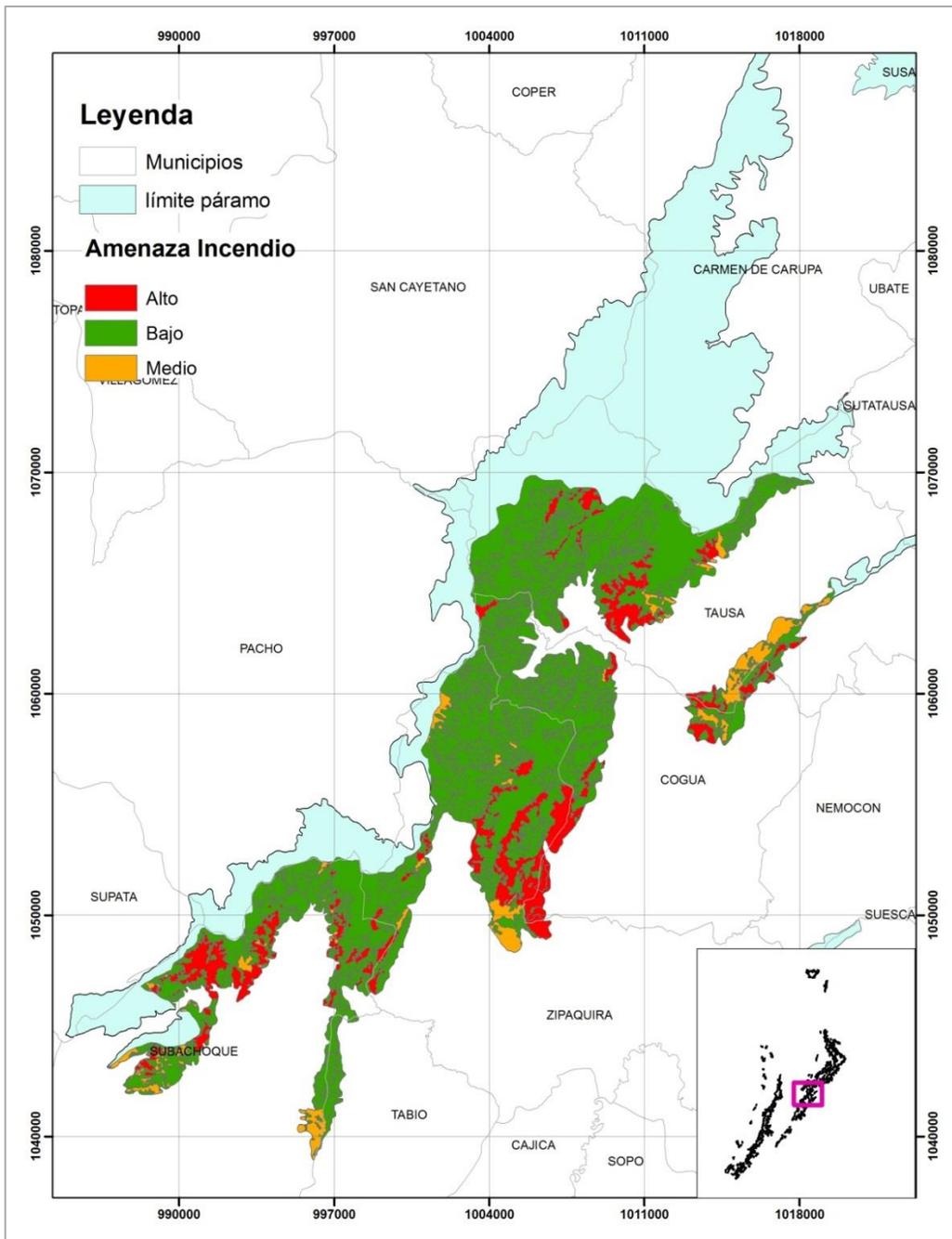


Figura 24. Zonificación de las zonas de amenaza de incendio en el páramo de Guerrero (Fuente CAR, 2007).

El modelo de tensionantes obtenido, presenta las zonas con mayores valores en aquellas de pastos manejados para la ganadería ya que este se calificó como el sistema productivo que mayor impacto recae sobre los páramos. Las áreas de sobreuso extremo y amenaza de incendio alta presentaron los mayores valores (en rojo) y de otro lado los páramos existentes arrojaron los menores valores (en verde) ya que aún no presentan uso y sus niveles de precipitación son altos por lo que la amenaza de incendio es menor (Figura 25).

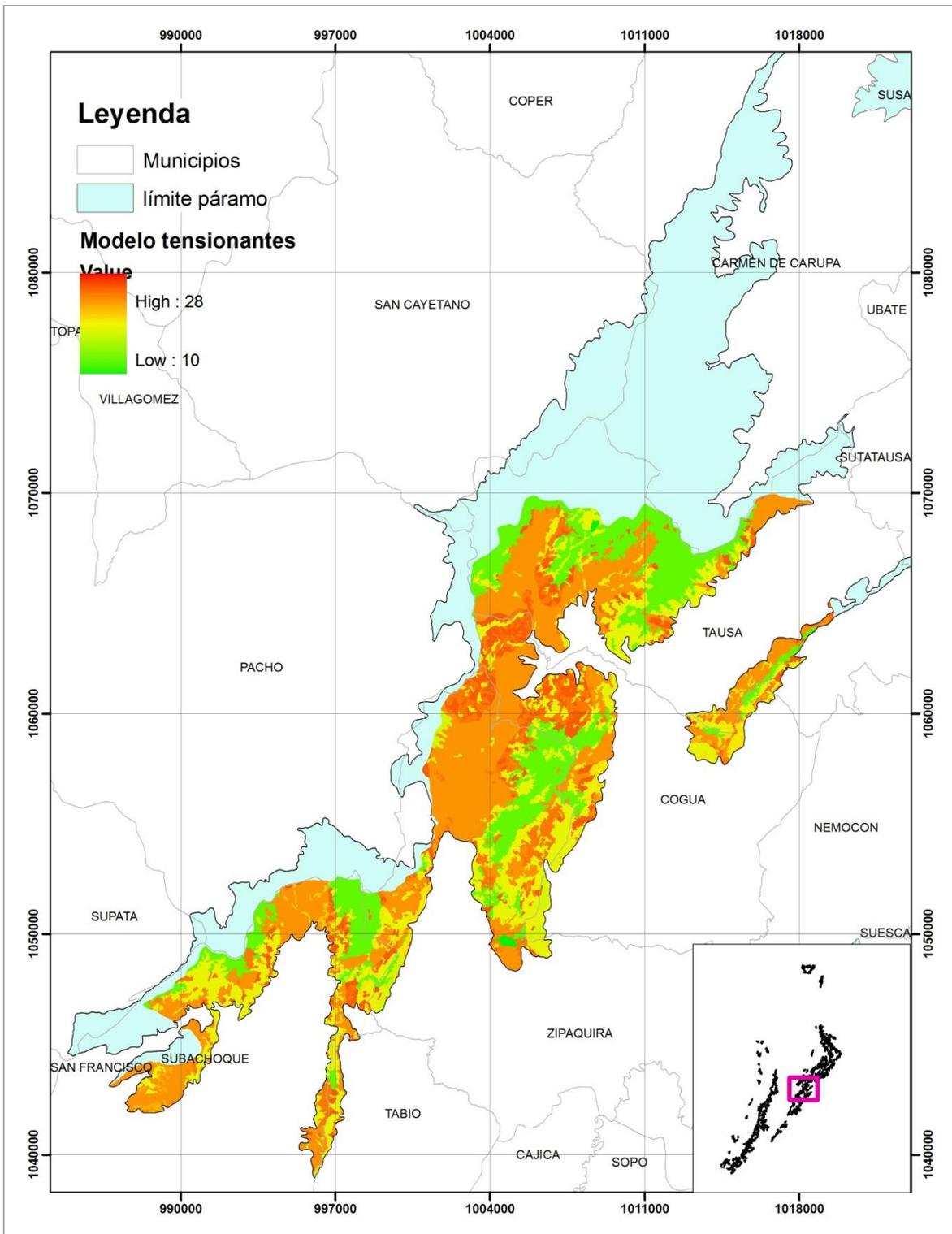


Figura 25. Modelo de tensionantes obtenido para el páramo de Guerrero a escala 1:25.000. Valores rojos con tensión alta, naranjas de tensión intermedia y verdes de tensión baja.

Páramo de Rabanal

Configuración y composición para el páramo de Rabanal.

Para el páramo de Rabanal se realizó el análisis de configuración y composición a escala 1:25.000 con una leyenda diferente a la del páramo de Guerrero (Figura 26).

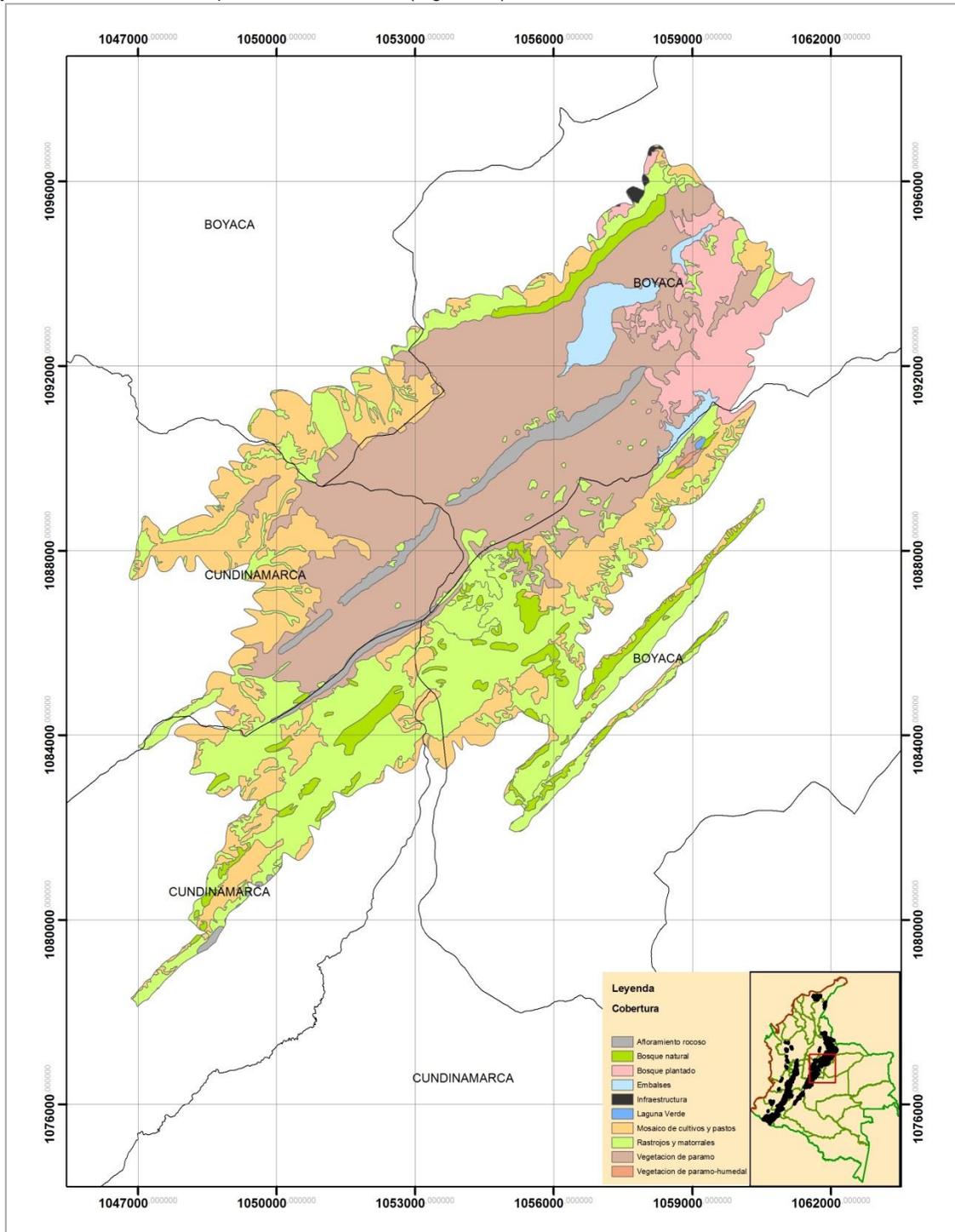


Figura 26. Coberturas presentes en el páramo de Rabanal (Fuente CAR 2007).

De 11.078 ha que abarcan el área, la vegetación de páramo domina la zona con un 35,45% (3927 ha), seguido de los rastrojos y matorrales con 26,86% (2976 ha) y el mosaico de pastos y cultivos (21,6% con 2393 ha; Figura 27). Igualmente se presentaron bosques plantados y naturales y vegetación de páramo en humedales como una cobertura aparte que ocupa 6 ha de dos parches de 5,4 y 0,6 ha.

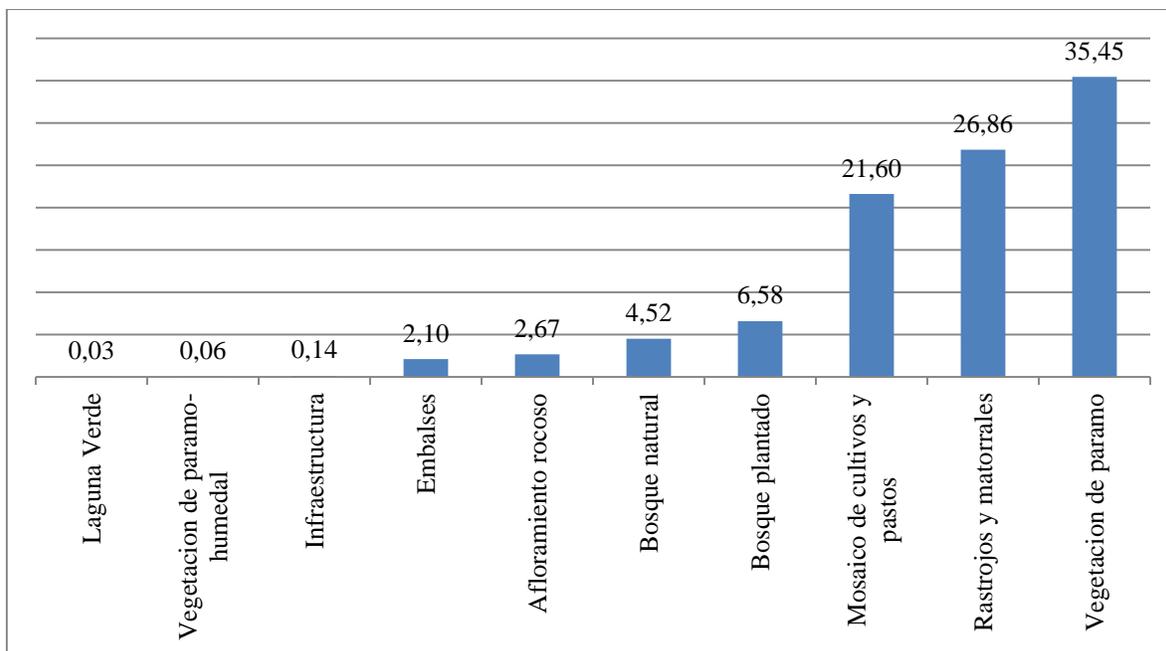


Figura 27. Porcentaje del área ocupada para las coberturas presentes en el páramo de Rabanal.

El tamaño promedio más alto se reportó para las coberturas de páramo, sin embargo fue bajo por la presencia de áreas pequeñas (MPS = 357; DS = 1067; tabla 21). De un total de 13 polígonos incluyendo los humedales, se encontraron 7 áreas menores a 10 ha que ocupan 16,4 ha (Figura 28). Adicionalmente, se reportaron 5 polígonos menores a 100 ha y un polígono de 3731 ha entre los municipios de Samacá y Guachetá.

Tabla 21. Área ocupada por cobertura para el páramo de Rabanal.

COBERTURA	ÁREA	MPS	DS	UNIDADES	AWMSI
Laguna Verde	3,40	3,40	0,000	1	1,19
Vegetación de páramo-humedal	6,10	3,05	2,400	2	1,75
Infraestructura	14,96	7,48	7,050	2	2,09
Embalses	232,27	77,42	65,330	3	1,97
Afloramiento rocoso	295,66	29,57	44,460	10	2,76
Bosque natural	500,94	9,45	17,680	53	2,23
Bosque plantado	728,52	45,53	139,040	16	3,50
Mosaico de cultivos y pastos	2393,27	74,79	161,510	32	5,98
Rastrojos y matorrales	2975,93	33,44	199,230	89	7,88
Vegetación de páramo	3927,02	357,00	1067,160	11	5,67
Total	11078,1			219	

* MPS = Mean Patch Size, SD = Standard deviation, **AWMSI** = Area Weighted Mean Shape Index.
De igual manera, según el tamaño promedio le sigue los mosaicos de cultivos y pastos con 32 polígonos y una desviación estándar baja (MPS = 75; DE = 161,5) comparada con la cantidad de área presente (2393 ha).

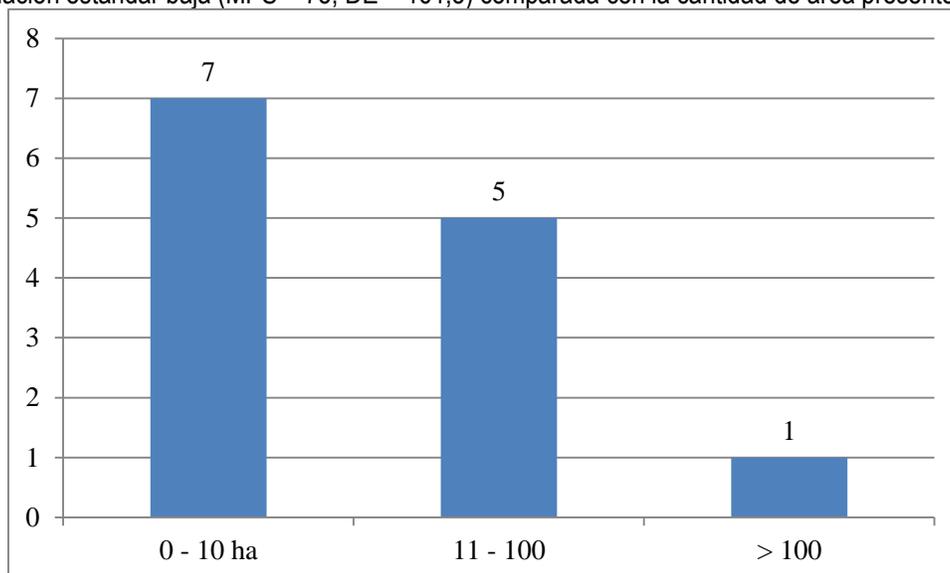


Figura 28. Distribución por intervalos de los tamaños de parche de páramos presentes en el páramo de Rabanal.

Los cultivos y pastos, no están discriminados para ver de una mejor forma la influencia en los páramos según el tipo si es para ganadería o agricultura; estos se presentan rodeando los páramos, en su mayoría con grandes tamaños, especialmente con polígonos de más de 100 ha con dos parches de 611 y 729 ha entre otros tres que suman 1804 ha, aunque también se presentan 15 áreas menores a 10 ha (540 ha) y 12 menores a 100 ha con 48 ha en total (Tabla 22).

Tabla 22. Distribución por intervalos de los tamaños de parche de pastos y cultivos presentes en el páramo de Rabanal.

Mosaico de cultivos y pastos	Unidades	Área
0 - 10 ha	15	48,3
11 - 100	12	540,2
> 100	5	1804,7

Este aspecto de la cercanía de los sistemas productivos con los páramos, es una característica importante para la conservación y restauración de los mismos ya que actúan como un tensionante por los procesos de transformación que ocasionan y que facilita la invasión de nuevas áreas que podrían poner en peligro las coberturas originales. De igual forma, se presentan alrededor de la vegetación de humedal, lo cual al ser zonas de recarga y ecosistemas especiales, requieren aún más acciones de restauración y conservación por la contaminación adicional que los sistemas productivos puedan descargar al agua.

En el caso de los rastrojos y matorrales, se presentan tanto al interior como alrededor de los páramos con un promedio muy bajo al presentar una alta cantidad de parches (89) aunque su desviación estándar no fue muy alta ya que la mayoría de parches son pequeños. Estos si bien pueden ser vegetación nativa, también pueden ser el resultado del abandono de sistemas productivos y que se encuentren en regeneración por lo cual requerirían de acciones de manejo y evaluación del tipo de regeneración que se debe dar.

Finalmente, las zonas de bosques plantados ocuparon 728 ha (6,6%) con un parche de 582 ha al nororiente del páramo; se presentaron 5 polígonos menores a 10 ha y 10 menores a 10 ha (Tabla 23). Para las plantaciones de exóticas también es necesario implementar acciones de manejo y restauración por la alteración que le causan al suelo y a la dinámica de interacciones que se da con la biodiversidad.

Tabla 23. Distribución por intervalos de los tamaños de parche para los bosques plantados presentes en el páramo de Rabanal.

Bosque plantado	Unidades	Área
0 - 10 ha	10	29,8
11 – 100	5	116,1
> 100	1	582,5

Los valores de los índices de forma fueron más altos para los rastrojos y matorrales, seguido de los páramos y los cultivos y pastos, la irregularidad de estos últimos se podría estar dando ya que las áreas transformadas pudieron ser de páramo originalmente y arroja valores como si fuera una cobertura irregular poco intervenida, como en el caso de los rastrojos y matorrales que presentan formas más irregulares. Las demás coberturas presentaron valores bajos.

Modelo de priorización

Para el páramo de Rabanal se analizó el modelo desarrollado a escala 1:100.000 que incluía las capas de drenajes, erosión y amenaza de remoción en masa; las zonas de amenaza por remoción en masa presentes en la zona fueron bajas para toda el área y la erosión arrojó valores de erosión ausente, moderada y severa (Figura 29).

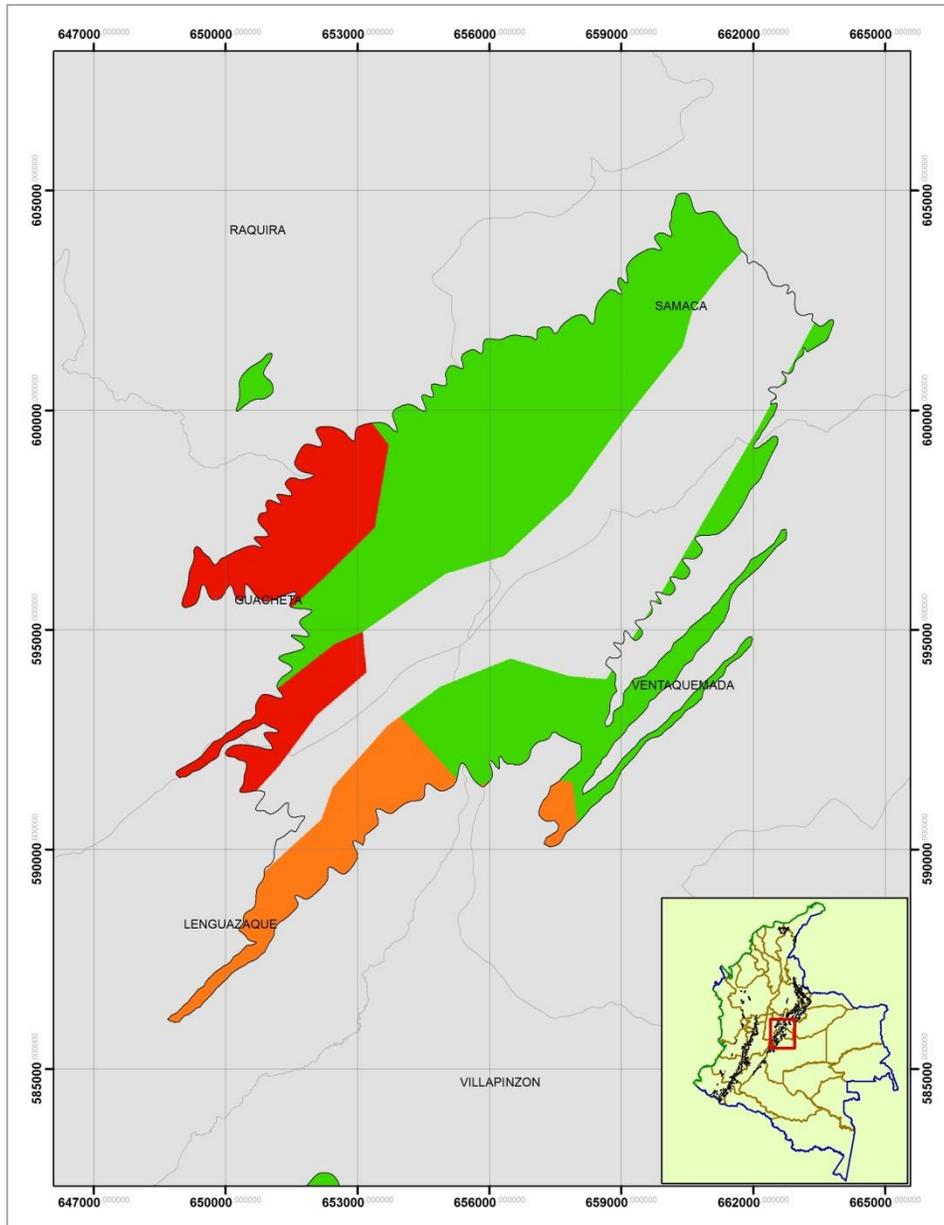


Figura 29. Grados de erosión presente en el páramo de Rabanal (severa en rojo, moderada en naranja y verde sin erosión).

Para el modelo de priorización obtenido, se reportaron en su mayoría zonas de prioridad baja con algunas zonas intermedias, únicamente se obtuvieron valores altos para algunos drenajes en los municipios de Guacheta y Lenguazaque (Figura 30).

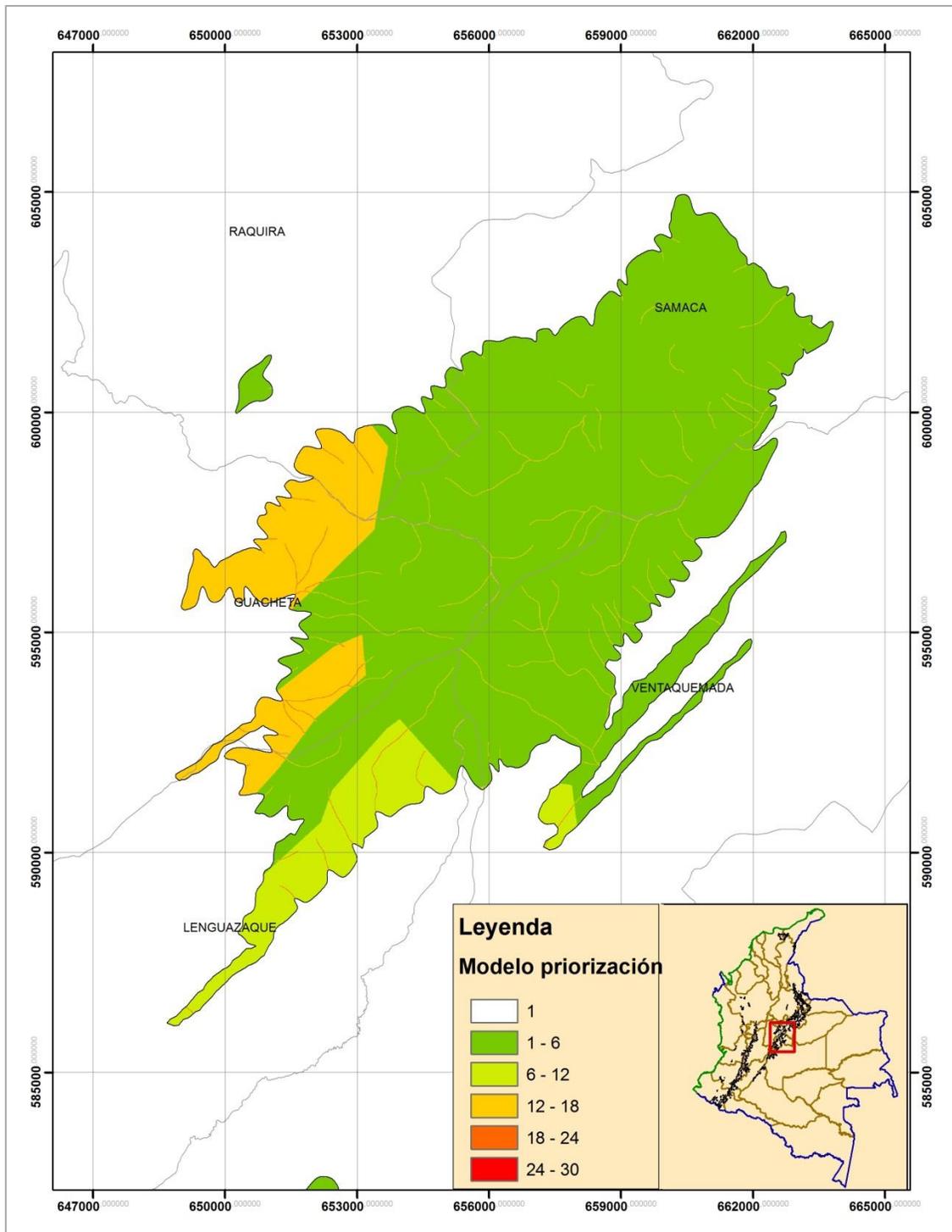


Figura 30. Modelo de priorización obtenido para el páramo de Rabanal a escala 1:100.000. Valores rojos de mayor prioridad, naranjas de prioridad intermedia y verdes de prioridad baja.

Modelo de tensionantes

En el caso del modelo de tensionantes que incluía las capas de títulos mineros, vías, asentamientos humanos y coberturas, se reportó una gran área cubierta por títulos mineros, lo cual es un aspecto de entrada relevante ya que se pone en gran peligro la conservación de los páramos (Figura 31).

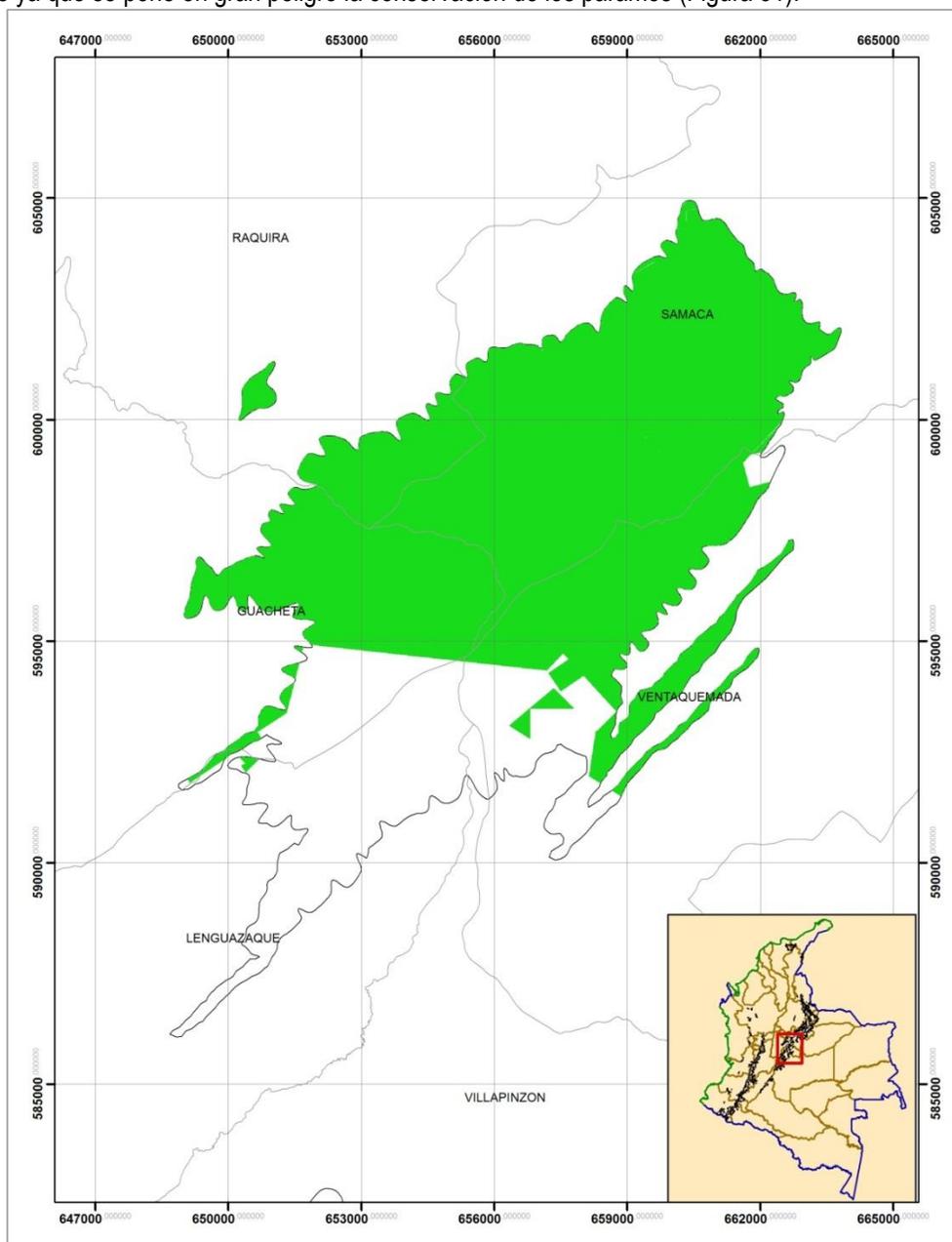


Figura 31. Áreas con títulos mineros vigentes en el páramo de Rabanal.

De igual manera, también se reporta la presencia de varias vías en la zona que atraviesan el páramo y también actúan como tensionantes (Figura 32). No se presentaron asentamientos humanos cercanos a 1 km de acuerdo a lo disponible en la cartografía.

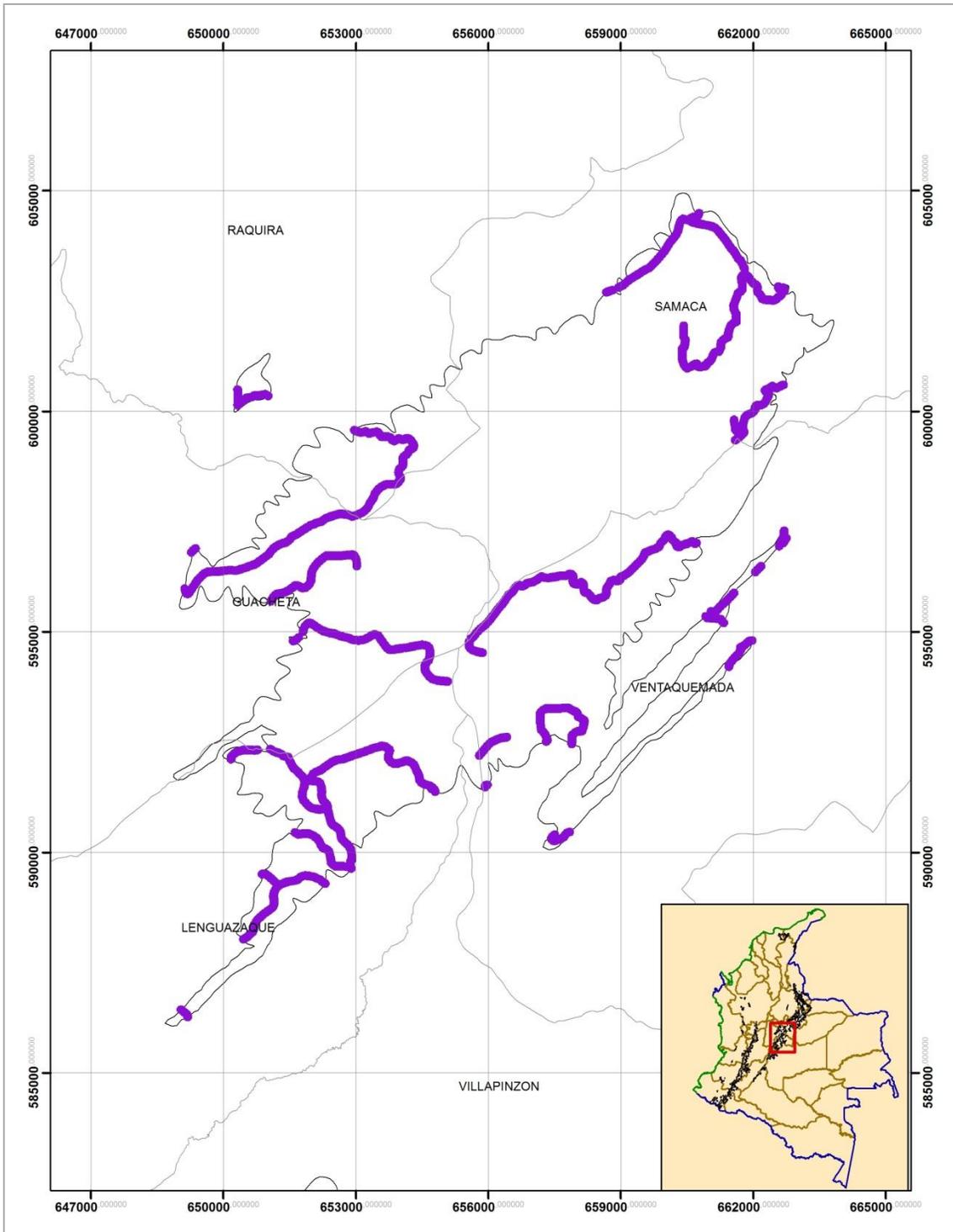


Figura 32. Presencia de vías en el páramo de Rabanal.

El modelo de tensionantes mostró valores altos en algunas vías y valores intermedios en las zonas correspondientes especialmente a sistemas productivos (ver figura 27); hacia el sur los tensionantes disminuyen y en la zona de vegetación de páramo mostraron valores intermedios (Figura 33).

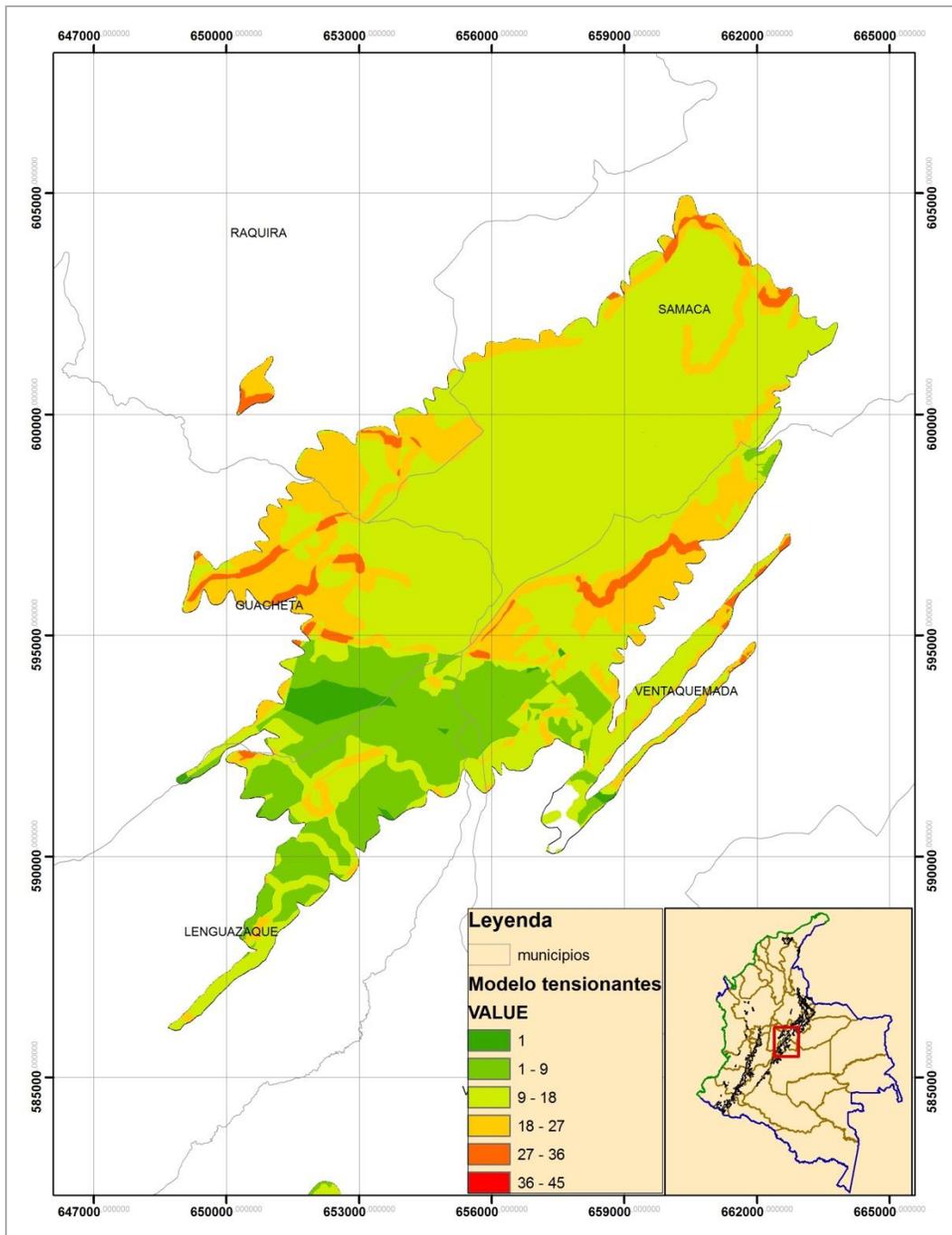


Figura 33. Modelo de tensionantes a escala 1:100.000 para el páramo de Rabanal. Valores rojos de mayor tensión, naranjas de tensión intermedia y verdes de tensión baja.

Estos modelos elaborados con cartografía a escala 1:100.000 si bien no tienen el detalle apropiado, son un insumo inicial para delimitar aquellas zonas que inicialmente son prioritarias para la restauración. Según estos, los páramos observados en la cartografía no presentan valores altos de prioridad y tensionantes, lo que centra las actividades de manejo hacia las áreas circundantes que pertenecen a sistemas productivos en especial y los drenajes, como eje estratégico de conservación.

Páramo de Otún

Configuración y composición para el páramo de Otún

Para este páramo que pertenece al sector de Los Nevados, no se contó con información de sistemas productivos, los cuales al parecer son escasos o no cartografiables a escala 1:25.000 (Figura 34).

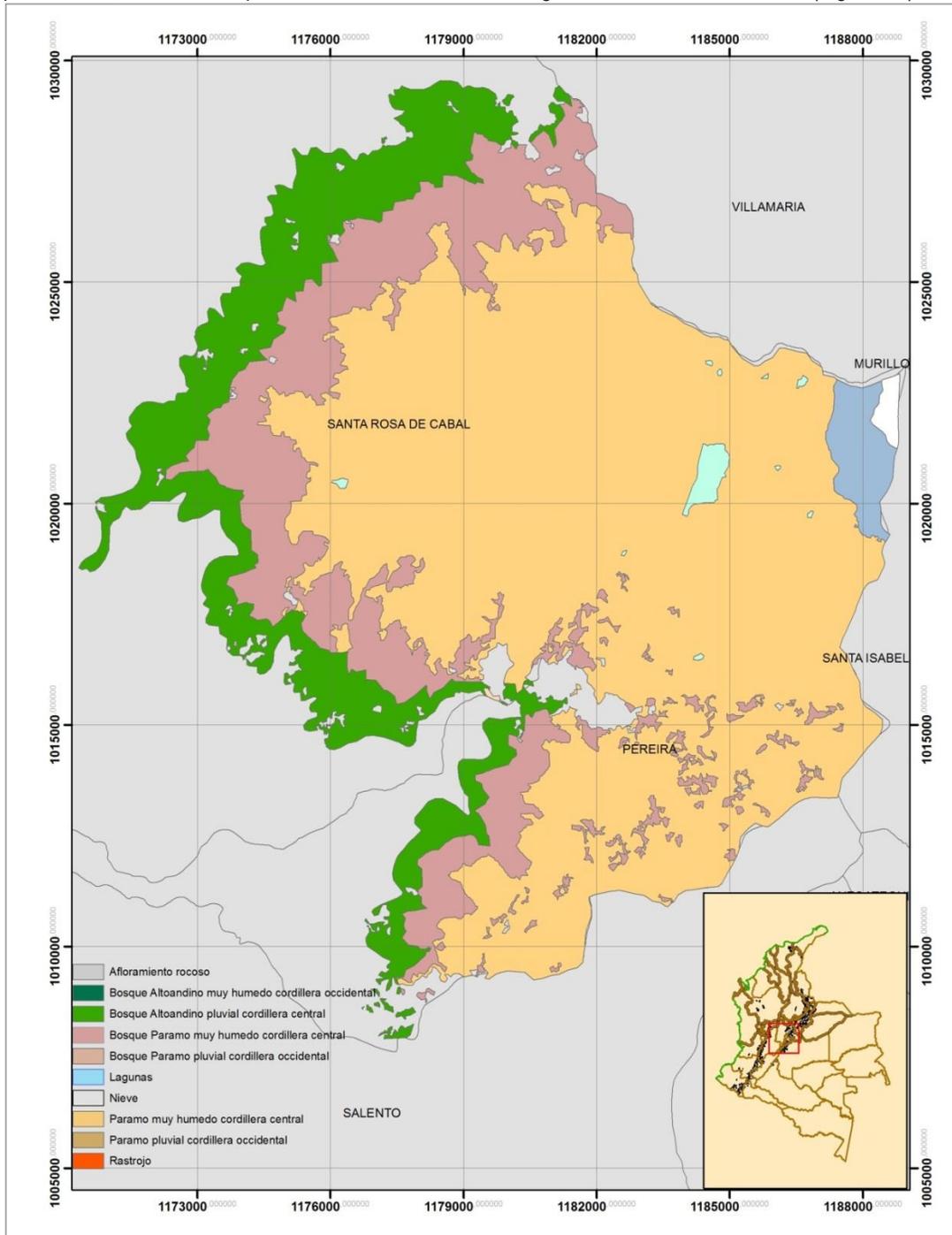


Figura 34. Coberturas presentes en el páramo de Otún.

De 20.768 ha presentes 13.052 ha (62,9%) corresponden a páramo, siendo la cobertura que más domina, seguida de los bosques de páramo (19%) y bosques altoandinos (Figura 35).

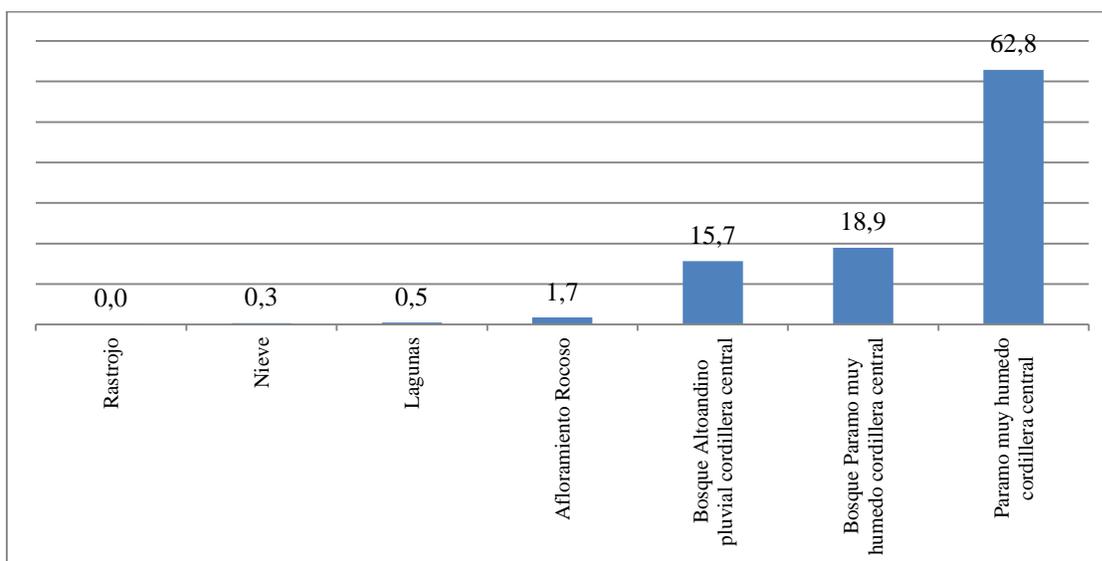


Figura 35. Porcentaje de coberturas presentes en el páramo de Otún.

El tamaño promedio más alto lo presentó el páramo muy húmedo de la cordillera Central, con 15 polígonos reportados y una desviación estándar alta (MPS = 870; DE = 3243) que indica la variabilidad de los tamaños (Tabla 24). 13 de dichos polígonos son menores a 10 ha, se presenta uno de 19 ha y el más grande de 13.000 ha (Figura 36).

Tabla 24. Área ocupada por cobertura para el páramo de Otún.

COBERTURA	ÁREA	MPS	DS	UNIDADES	AWMSI
Rastrojo	4,34	4,34	0,00	1,00	1,49
Nieve	67,54	67,54	0,00	1,00	1,39
Lagunas	103,96	10,40	25,23	10,00	1,37
Afloramiento Rocoso	356,37	356,37	0,00	1,00	1,57
Bosque Altoandino pluvial cordillera central	3254,92	116,25	504,20	28,00	5,24
Bosque Paramo muy húmedo cordillera central	3928,78	43,65	315,25	90,00	5,39
Paramo muy húmedo cordillera central	13052,22	870,15	3243,52	15,00	5,89
Total	20768,13				

* MPS = Mean Patch Size, SD = Standard deviation, **AWMSI** = Area Weighted Mean Shape Index.

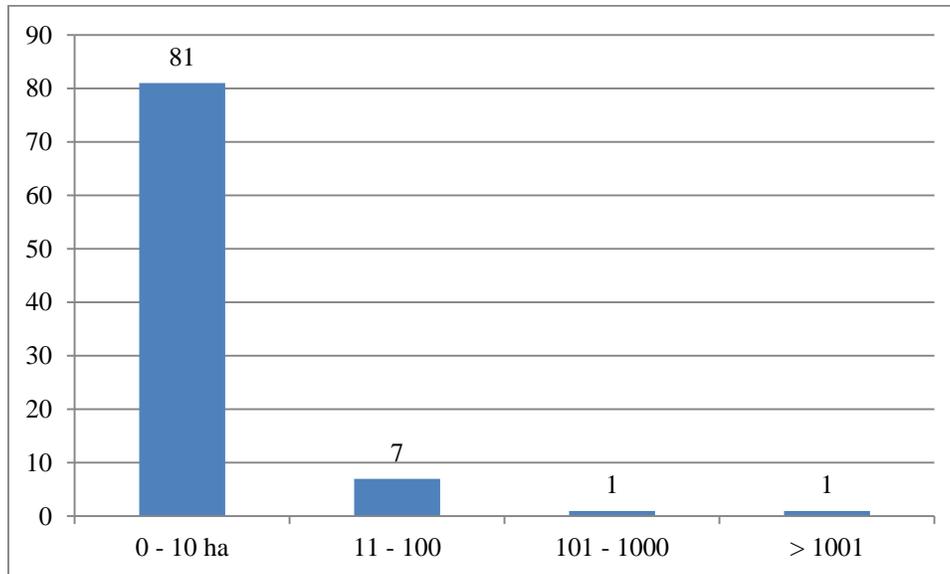


Figura 36. Distribución por intervalos de los tamaños de parche de páramos presentes en el páramo de Otún.

Los bosques de páramo ocuparon 3928 ha con 90 polígonos que presentan una desviación estándar alta según el tamaño, pero con un promedio bajo (MPS = 43.6; DE = 315). Esta cobertura es la que más polígonos presentó, en su mayoría menores a 10 ha (81 polígonos), aunque se presentaron 7 polígonos menores a 100 ha, uno menor a 1000 ha y uno de 2957 ha que forma el continuo más grande de la zona. Estos parches pequeños al parecer responden a las formas del relieve por lo que se cree que las coberturas no presentan fragmentación.

De igual manera se reportaron bosques altoandinos con 28 parches de 3255 ha y un parche de rastrojo con 4.34 ha. Los valores de las formas fueron altos para los páramos, bosques de páramo y bosques altoandinos, indicando que la zona tiene formas más irregulares y naturales. La ausencia de cartografía de sistemas productivos limita los análisis de las necesidades de restauración en la zona, ya que no se puede evidenciar que tipo de intervención se está dando en la zona y cómo afecta a los páramos como tal, sin embargo, los valores de forma indicarían que la zona se mantiene conservada con sus coberturas naturales.

Según el análisis realizado por Isaacs (2011), en la zona se ha reportado la presencia de un 3.2% de áreas agrícolas para 7 parches en un área similar de 52.000 ha, estas zonas se ubican al occidente en cercanías con Pereira y Dosquebradas. Este aspecto arroja unas áreas de priorización que no fueron visualizadas en los modelos y que deben ser consideradas dentro de las acciones de restauración.

Modelo de priorización

Para el páramo de Otún se analizó el modelo desarrollado a escala 1:100.000 que incluía las capas de drenajes, erosión y amenaza de remoción en masa; las zonas de amenaza por remoción en masa presentes en la zona fueron de muy altas y altas especialmente en el municipio de Santa Rosa de Cabal (Figura 37).

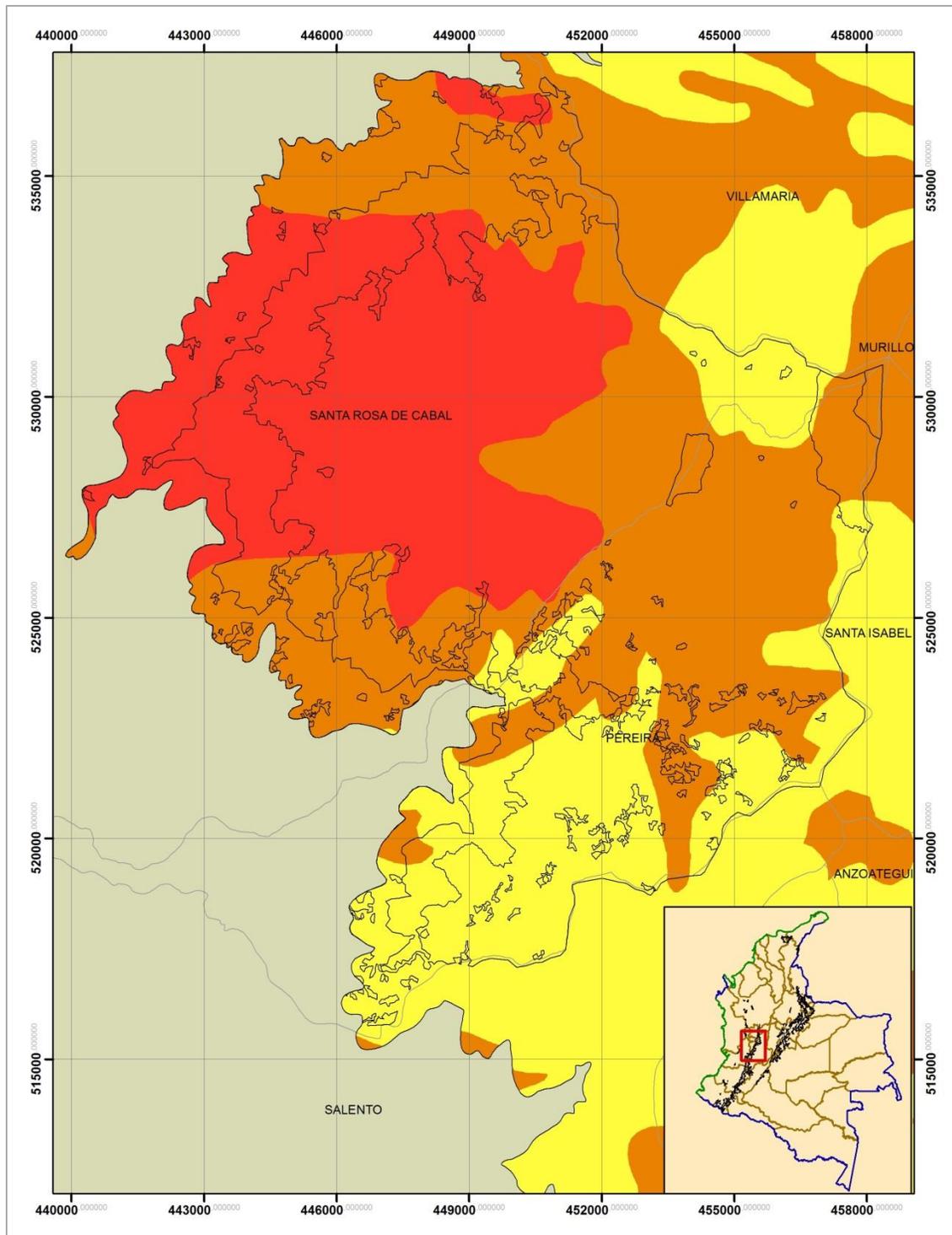


Figura 37. Amenaza de remoción en masa presente en el páramo de Otún (muy alta en rojo, alta en naranja y media en amarillo).

En el caso de la erosión, los valores mostraron zonas de afloramientos rocosos, erosión ausente en la mayoría del área y una pequeña zona de erosión ligera en el municipio de Salento (Figura 38).

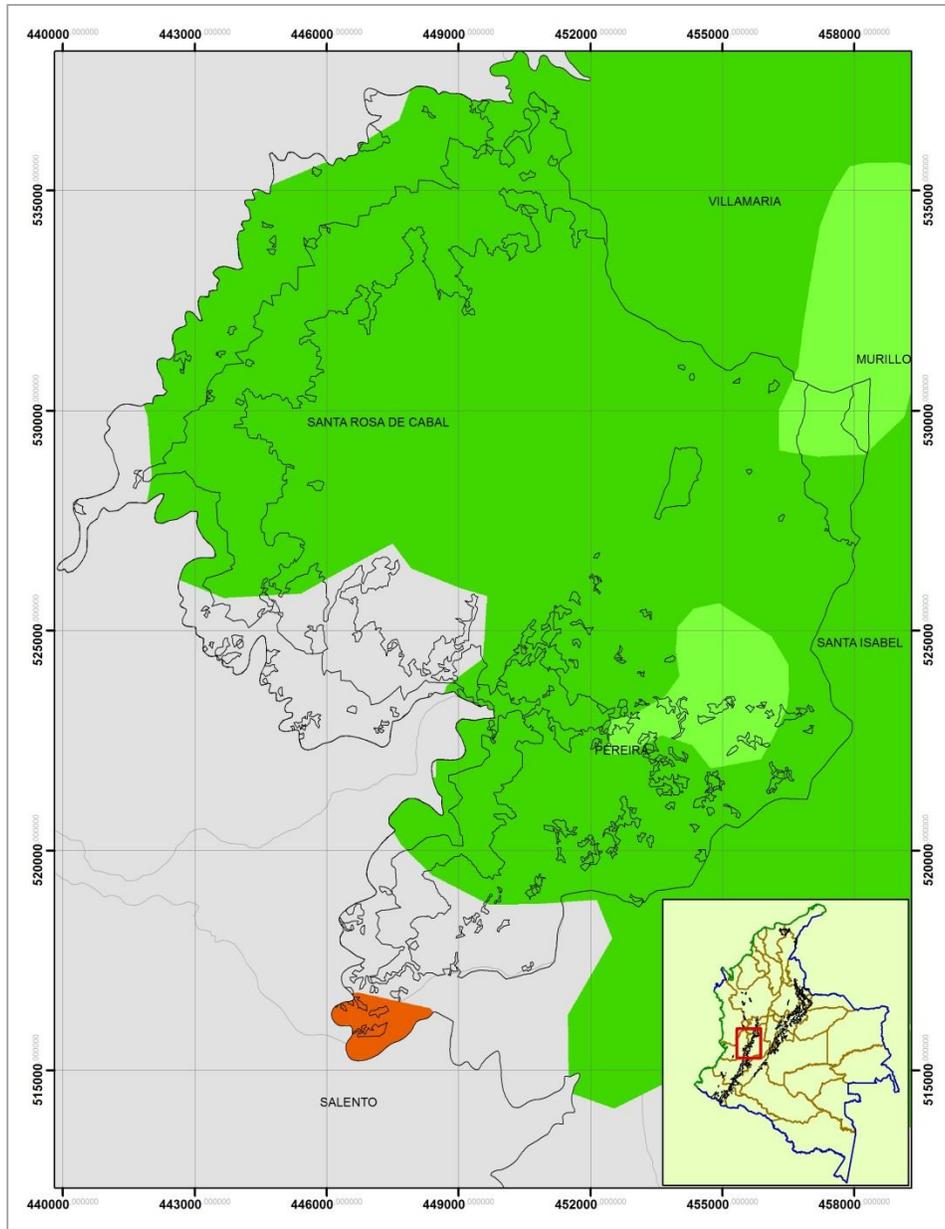


Figura 38. Grados de erosión presente en el páramo de Otún (ligera en naranja, verde oscuro sin erosión y verde claro afloramientos rocosos).

El modelo de priorización obtenido mostró valores altos para los drenajes en Santa Rosa de Cabal y Villamaria, seguida de la zona sur en Salento que presentó erosión ligera; en general la mayoría de la zona arrojó valores intermedios de priorización con algunas áreas de baja prioridad (Figura 39).

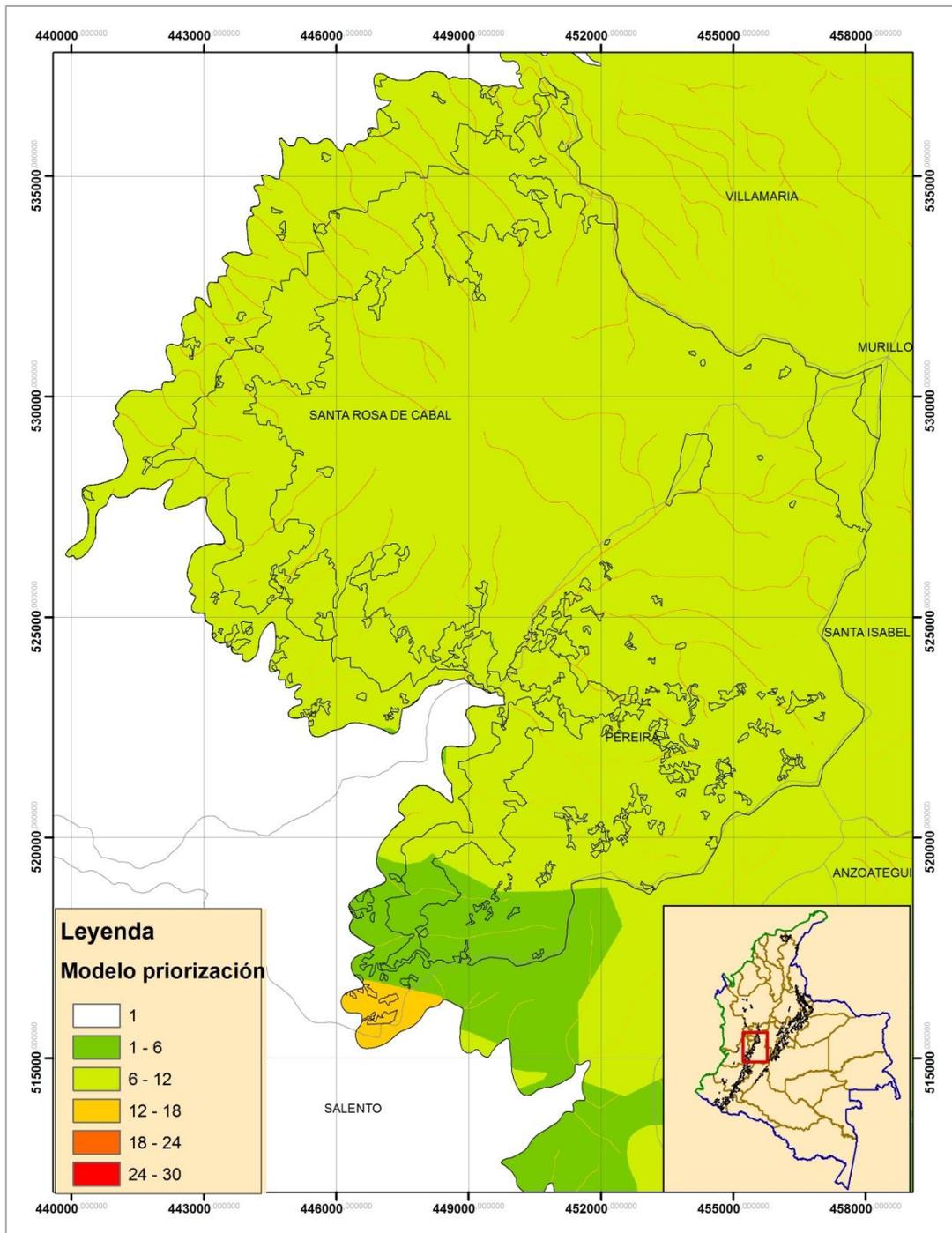


Figura 39. Modelo de priorización obtenido para el páramo de Otún a escala 1:100.000. Valores rojos de mayor prioridad, naranjas de prioridad intermedia y verdes de prioridad baja.

En general la zona presentó valores bajos de prioridad en donde se debe hacer especial énfasis en la conservación de las áreas de los drenajes, aunque según el modelo y la cartografía evaluada, la zona se encuentra en buen estado de conservación.

Modelo de tensionantes

En el caso del modelo de tensionantes que incluía las capas de títulos mineros, vías, asentamientos humanos y coberturas, se reportó ausencia de títulos mineros y de asentamientos humanos a 1 km de distancia y presencia de varias vías especialmente en la zona de Villamaría y Pereira aunque varias de ellas son de tercer tipo y no presentan un flujo de tráfico alto (Figura 40).

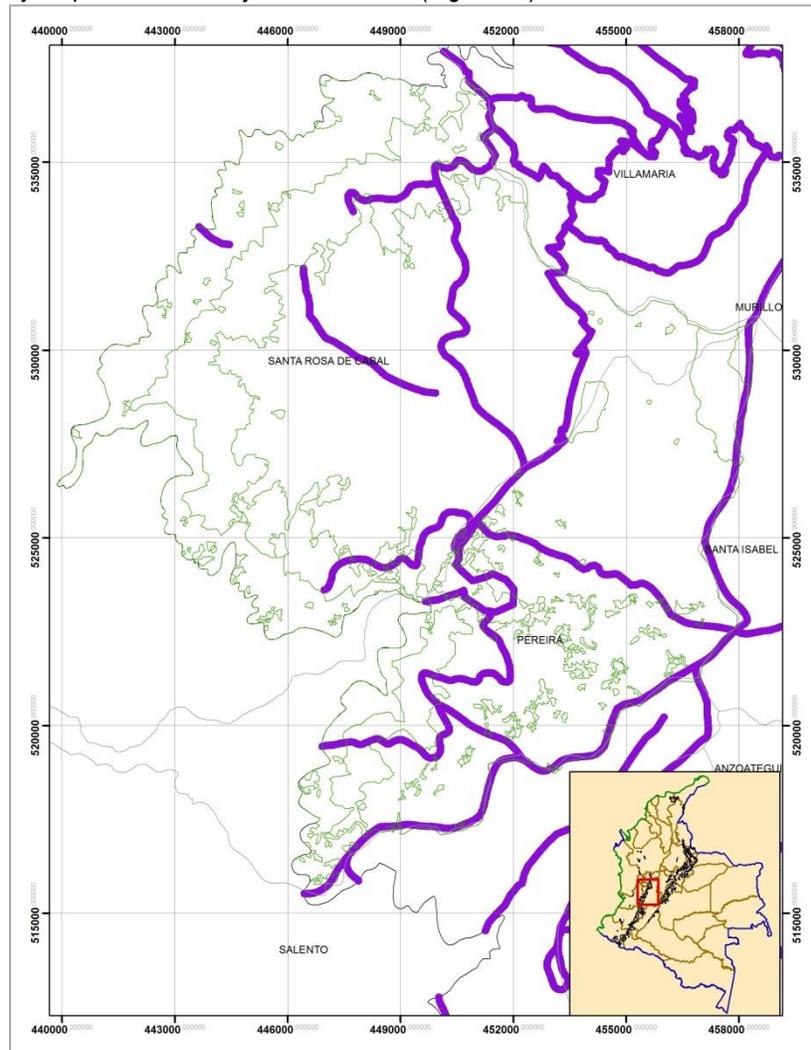


Figura 40. Presencia de vías en el páramo de Otún

Este modelo arrojó valores intermedios a bajos, sugiriendo que la zona presenta una incidencia baja de factores tensionantes; los valores intermedios se dieron sobre las vías y el buffer de 1 km creado, las demás zonas no representan una amenaza por la presencia de tensionantes (Figura 41).

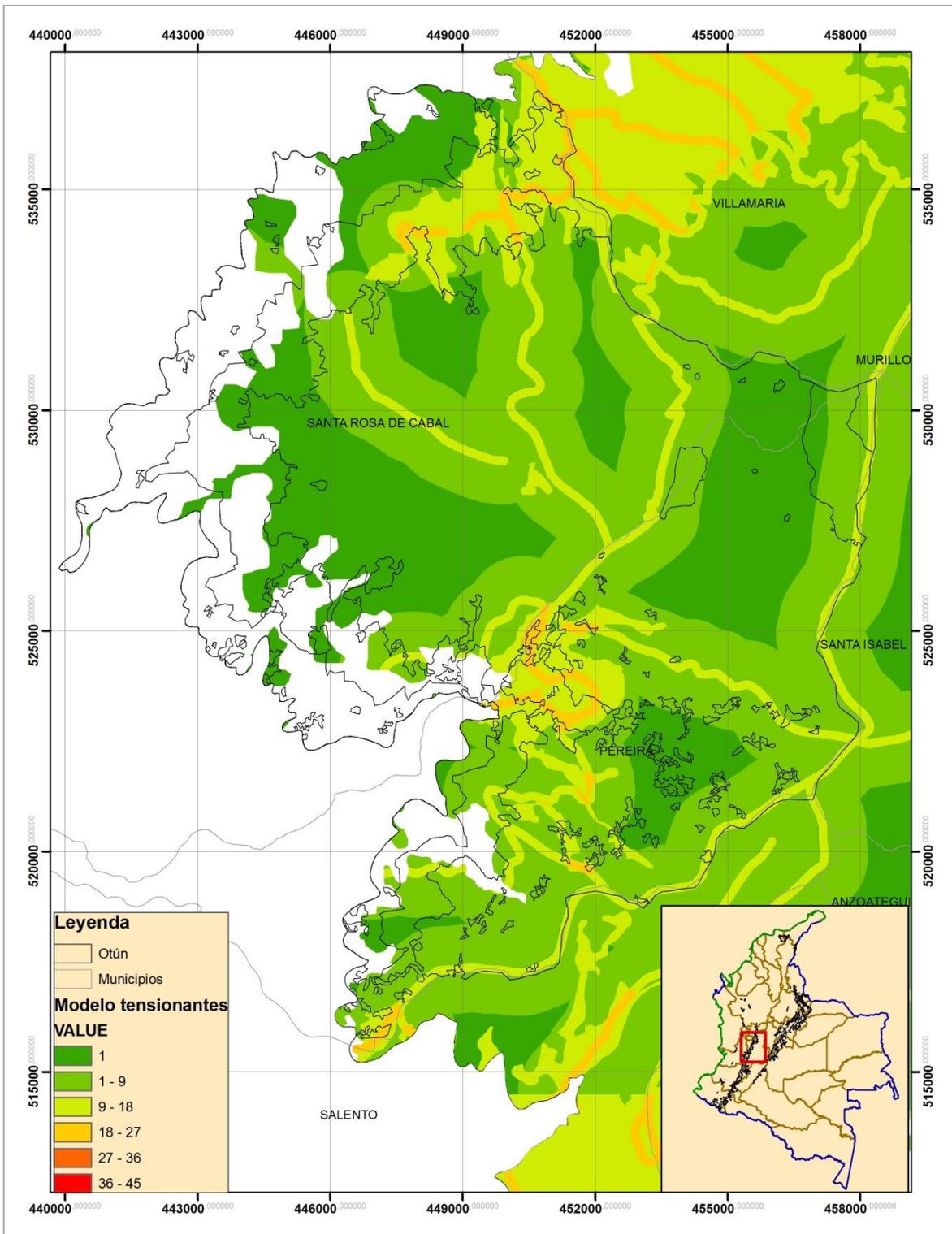


Figura 41. Modelo de tensionantes para el páramo de Otún a escala 1:100.000. Valores naranjas de tensión intermedia y verdes de tensión baja.

Páramo de Paja Blanca

Configuración y composición para el páramo de Paja Blanca.

Para el páramo de Rabanal se realizó el análisis de configuración y composición a escala 1:25.000 con la leyenda según la metodología CORINE LANDCOVER (Figura 42).

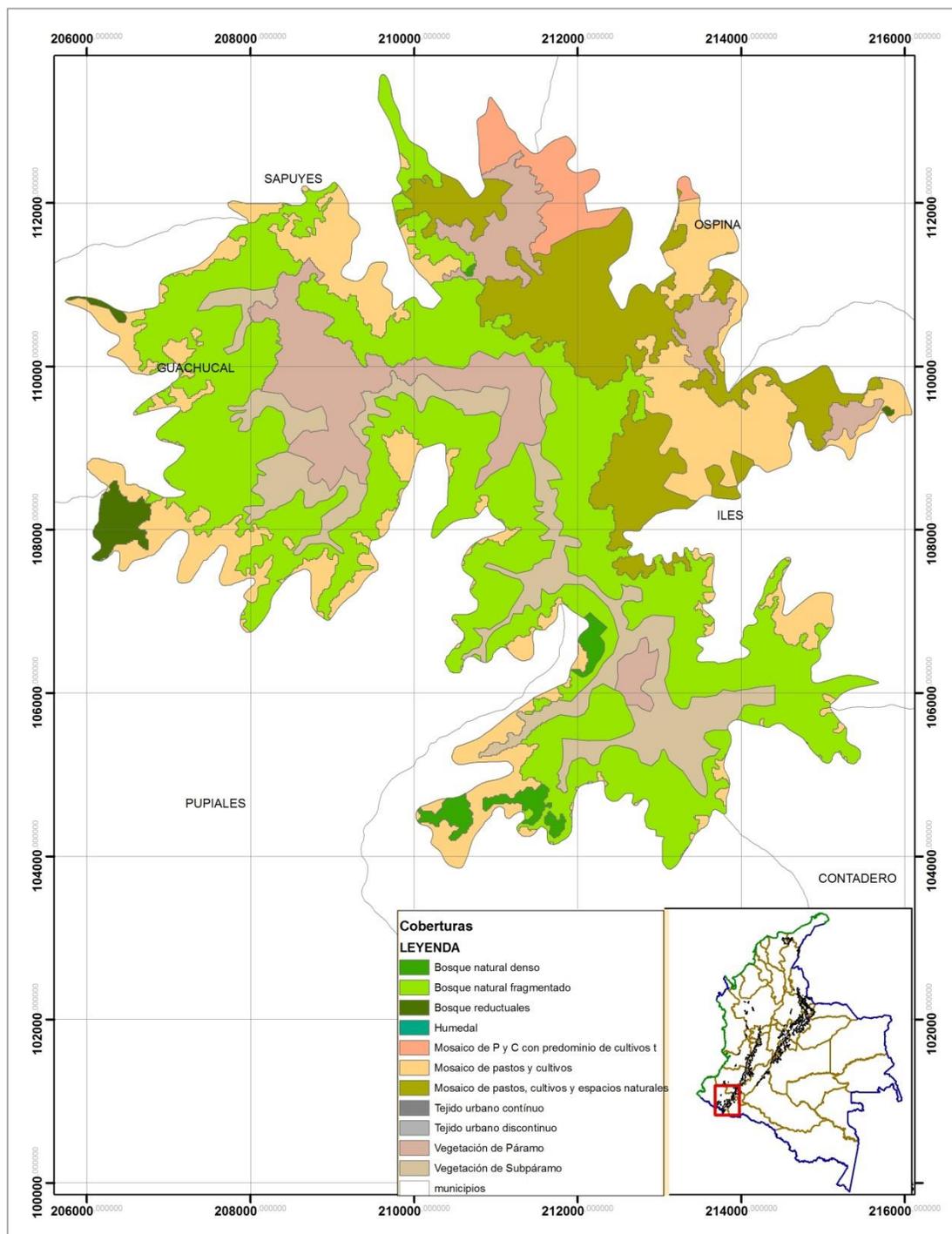


Figura 42. Coberturas presentes en el páramo de Paja Blanca.

De un total de 4338 ha, la cobertura que domina la zona es la de bosques naturales fragmentados con un 41%, seguida de los mosaicos de pastos y cultivos (Figura 43); la vegetación de páramo ocupa 491 ha (11,32%) y los subpáramos 465 ha (10,72 %). Los sistemas productivos suman 1505 ha de mosaicos de pastos y cultivos y también se presentan bosques de densos y de relictos con 100 ha (Tabla 25).

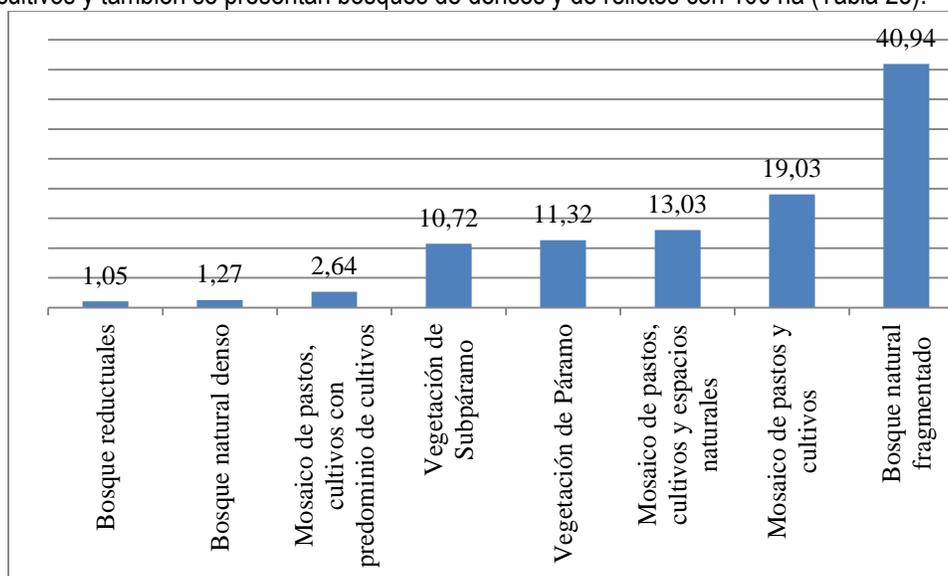


Figura 43. Porcentaje de ocupación de las coberturas del páramo de Paja Blanca.

Lo tamaños promedio más altos de dieron para las coberturas de mosaicos de pastos y cultivos y bosques, y los páramos, con desviaciones estándar altas considerando sus tamaños. La vegetación de páramo presentó cuatro polígonos, tres con tamaños entre 10 a 100 ha y uno de 326 ha (Tabla 26). Los subpáramos presentaron seis unidades, una menor de 1 ha, 4 entre 10 a 100 ha y una de 276 ha (Tabla 27).

Tabla 25. Área ocupada para el páramo de Paja Blanca y sus métricas.

COBERTURA	ÁREA	MPS	DS	UNIDADES	AWMSI
Bosque reductuales	45,41	15,14	17,28	3,00	1,87
Bosque natural denso	55,02	11,00	6,67	5,00	2,16
Mosaico de pastos, cultivos con predominio de cultivos	114,56	114,56	0,00	1,00	2,64
Vegetación de Subpáramo	464,96	77,49	91,38	6,00	4,21
Vegetación de Páramo	491,03	122,76	120,44	4,00	3,48
Mosaico de pastos, cultivos y espacios naturales	565,32	282,66	222,79	2,00	5,89
Mosaico de pastos y cultivos	825,31	82,53	245,98	10,00	13,44
Bosque natural fragmentado	1775,90	126,85	296,91	14,00	7,24

* **MPS** = Mean Patch Size, **SD** = Standard deviation, **AWMSI** = Area Weighted Mean Shape Index.

La mayor cantidad de parches la obtuvieron los mosaicos de pastos y cultivos (10) y el bosque natural fragmentado (14). Estos sistemas productivos mostraron tamaños grandes distribuidos en un solo parche, 505

ha para el Mosaico de pastos, cultivos y espacios naturales, 820 ha para el Mosaico de pastos, cultivos y 114 ha para el Mosaico de pastos, cultivos con predominio de cultivos.

Tabla 26. Distribución por intervalos de los tamaños de parche de páramos presentes en el páramo de Paja Blanca.

Vegetación de páramo	Unidades	Área
0 - 10 ha	0	0,0
11 - 100	3	165,0
> 100	1	326,0

Esto indica que la intervención en la zona ha sido fuerte ya que se presentan grandes extensiones continuas de sistemas productivos, en áreas que rodean los bosques que se encuentran fragmentados y aislados como en el caso de los bosques densos y relictuales, los cuales ocupan áreas pequeñas y se encuentran adyacentes a la cobertura de páramo. Esta intervención de tipo intrusiva puede seguir avanzando hacia los páramos y poner en peligro su conservación. Hasta el momento las acciones de restauración deben estar centradas en las zonas de bosques, ya que al interior de los páramos no se reportaron cultivos o pastos y las coberturas son relativamente continuas.

Tabla 27. Distribución por intervalos de los tamaños de parche de subpáramos presentes en el páramo de Paja Blanca.

Vegetación de subpáramo	Unidades	Área
0 - 10 ha	1	7,4
11 - 100	4	181,0
> 100	1	276,5

En cuanto a los índices de forma, los mayores valores los presentó el mosaico de pastos y cultivos, por las formas irregulares propias del terreno, seguida de los bosques naturales fragmentados y los páramos. En este caso, el índice se ve altamente influido por la topografía irregular de la zona, con ausencia de zonas más cuadradas o simples en donde si se dan valores bajos.

Modelo de priorización.

Para el páramo de paja Blanca se analizó el modelo desarrollado a escala 1:100.000 que incluía las capas de drenajes, erosión y amenaza de remoción en masa; no se presentaron zonas de amenaza por remoción en masa y la erosión fue ligera en toda la zona a excepción de dos pequeñas zonas que presentaron erosión severa (Figura 44).

Para el modelo de priorización obtenido, la zona únicamente presentó valores de priorización intermedia para los drenajes y dado que no se presentaron zonas de amenaza por remoción en masa, el resto del área mostró valores bajos influidos por las zonas con erosión ligera (Figura 45).

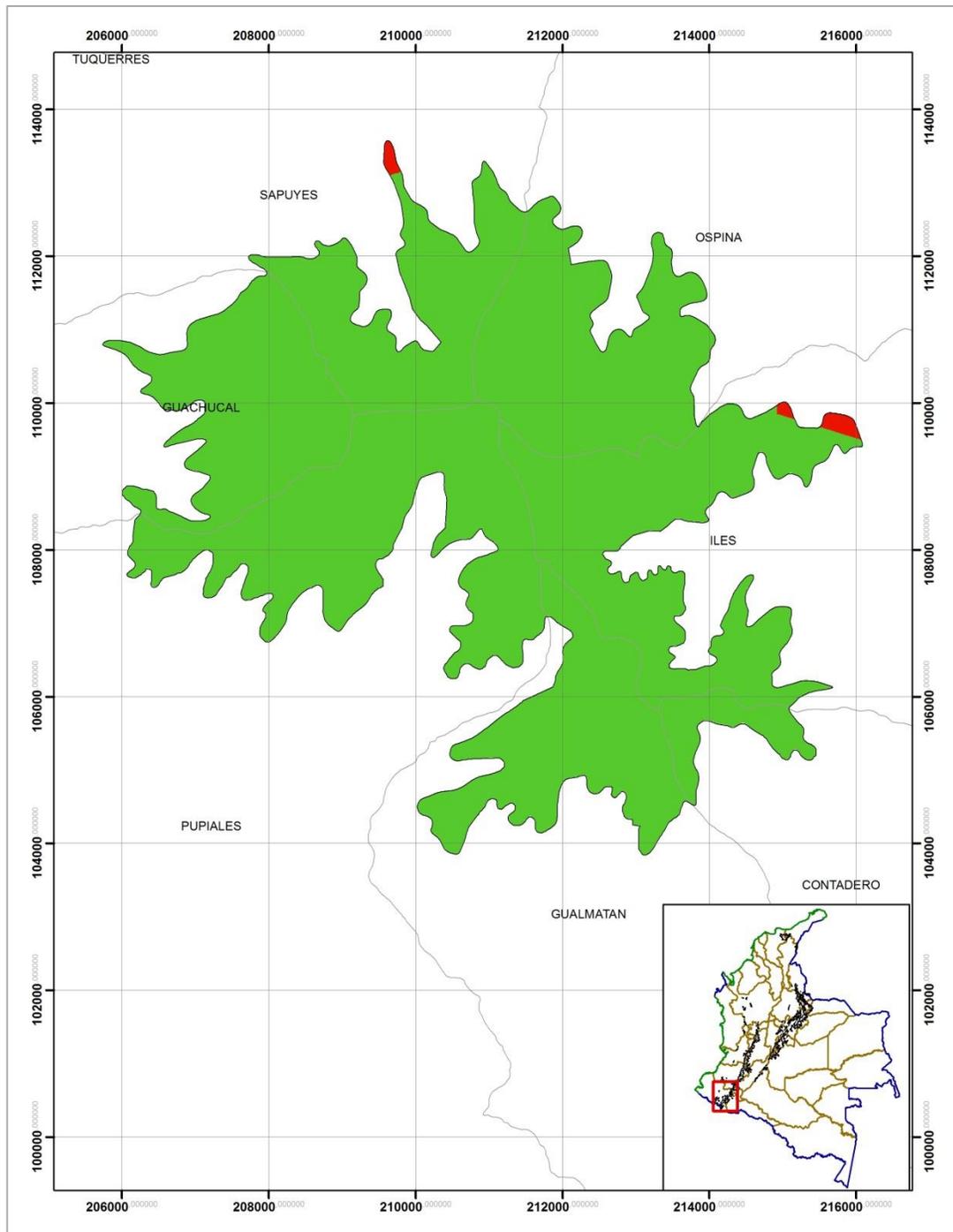


Figura 44. Zonificación de la erosión el páramo de Paja Blanca. Erosión ligera en verde y severa en rojo.

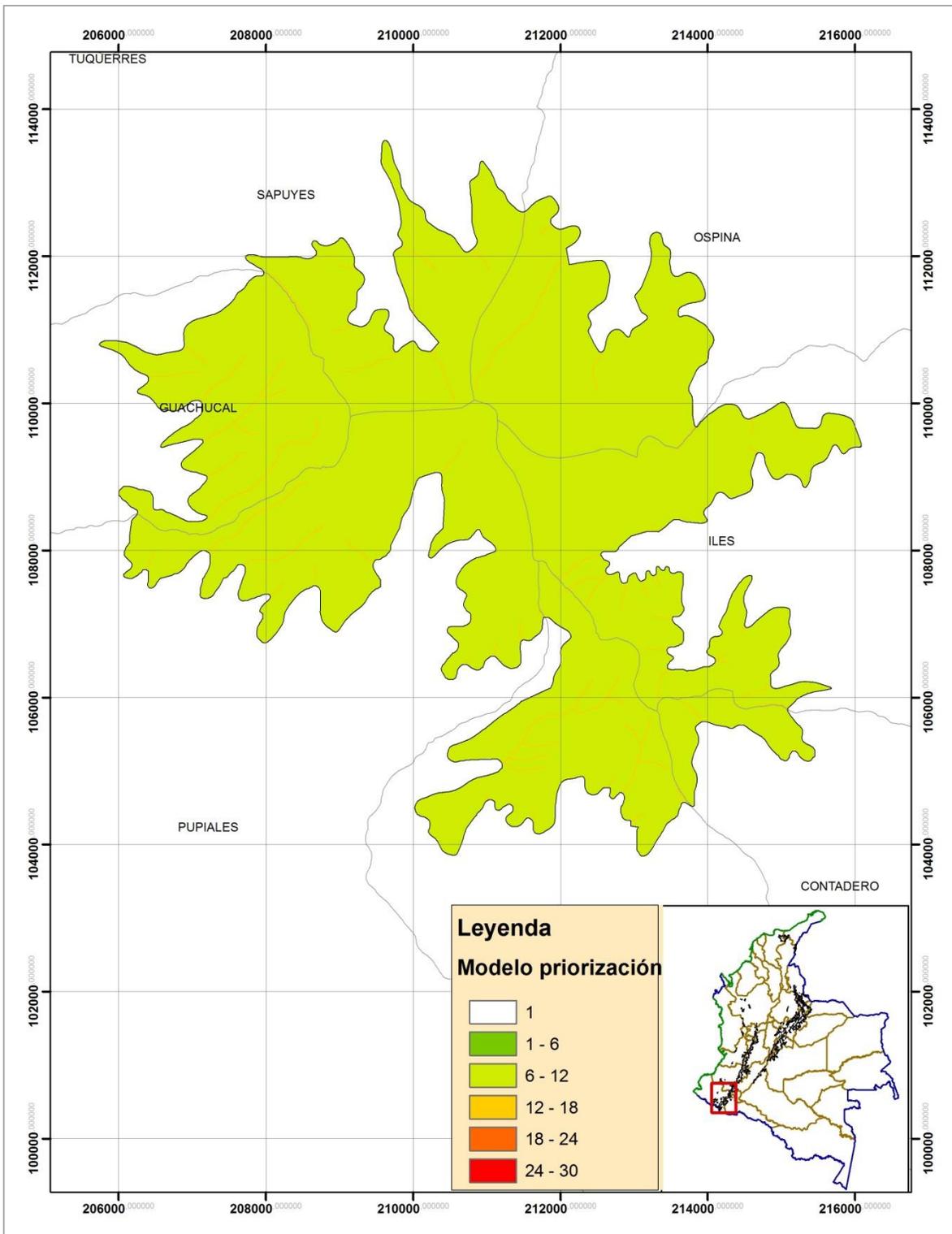


Figura 45. Modelo de priorización a escala 1:100.000 obtenido para el páramo de Paja Blanca. En naranja valores intermedios, en verde valores bajos.

Modelo de tensionantes.

En el caso del modelo de tensionantes que incluía las capas de títulos mineros, vías, asentamientos humanos y coberturas, no se presentaron títulos mineros ni asentamientos humanos a 1 km de distancia y se presentaron algunas vías que cruzan por los páramos (Figura 46).

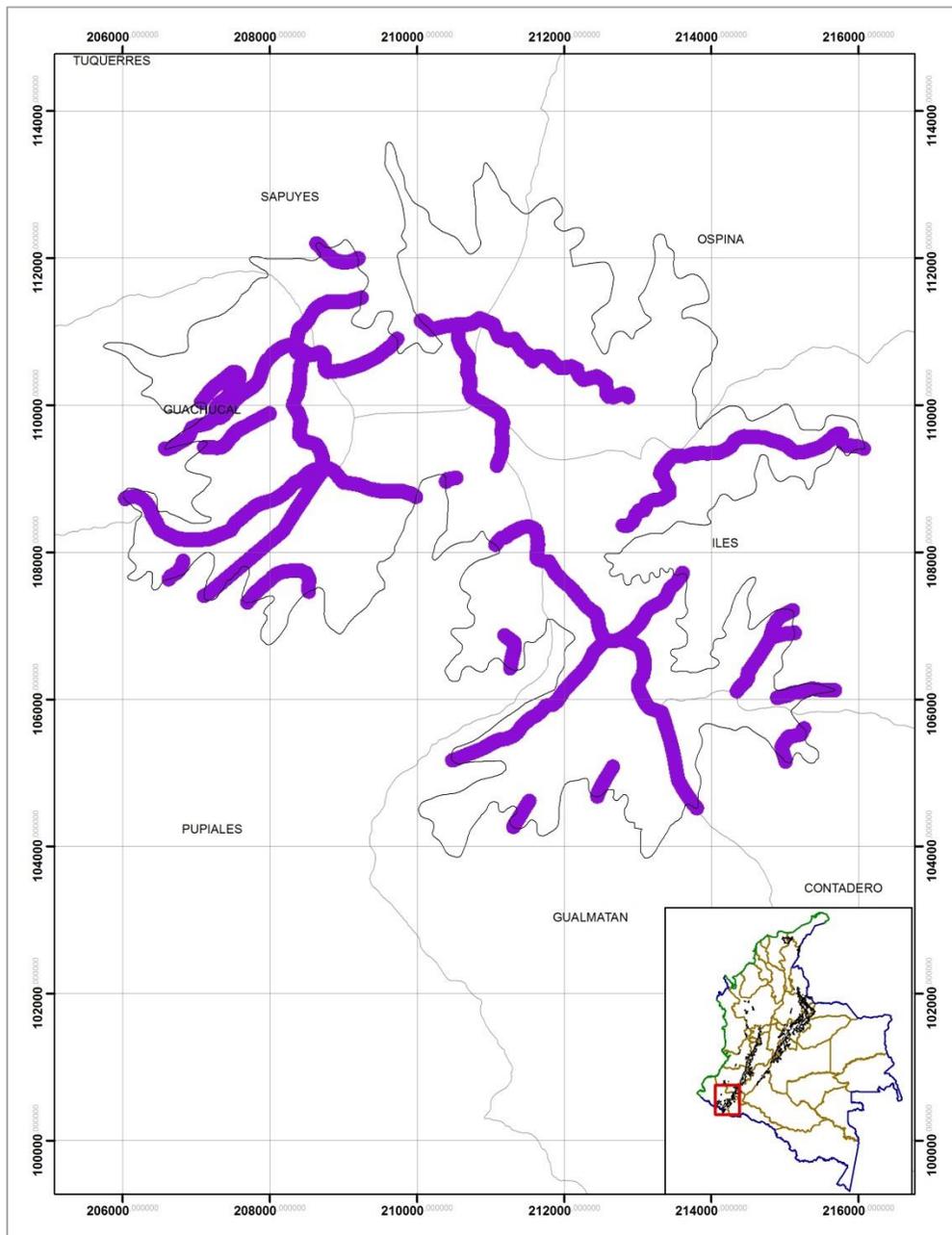


Figura 46. Presencia de vías en el páramo de Paja Blanca.

El modelo de tensionantes estuvo zonificado por los tipos de cobertura especialmente por la de sistemas productivos y por la presencia de vías. Las vías presentaron valores intermedios en naranja y se presentaron zonas con menor presencia de tensionantes en color verde, aunque mucha del área cubierta de páramo presentó valores intermedios, en especial porque las coberturas al interior de los páramos y de los parches más grandes, no presentan intervención (Figura 47).

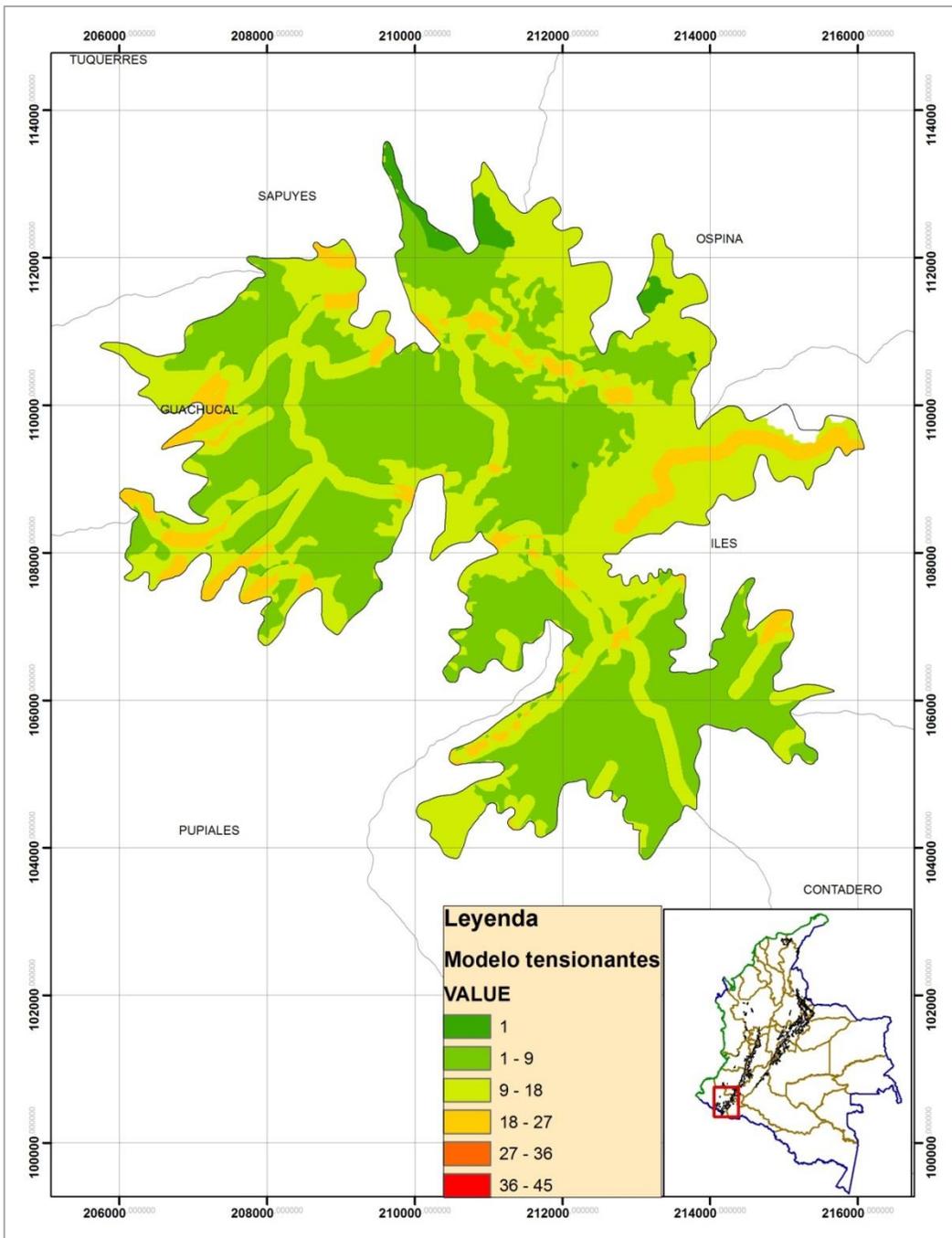


Figura 47. Modelo de tensionantes a escala 1:100.000 para el páramo de Paja Blanca. Valores naranjas con tensión intermedia y verdes baja.

Páramo de Sumapaz

Configuración y composición para el páramo de Sumapaz

Según el análisis realizado para las coberturas reportadas a escala 1:100.000, para el páramo de Sumapaz se reportaron 333.207 ha, de las cuales el 59% (195.858 ha) pertenecen al páramo (Herbazal denso de tierra firme no arbolado) y el 10% a bosques densos (34.664 ha); se reportaron en menor medida otras coberturas como mosaicos de pastos y cultivos, plantaciones, arbustales, turberas, suelos desnudos, afloramientos rocosos entre otras (Tabla 28). También se presentaron arbustales abiertos y densos que corresponden a aquellos presentes en los páramos con 20236 y 10120 ha respectivamente; hacia el norte en el sector de Bogotá se reportaron la mayor cantidad de sistemas productivos ingresando hacia las zonas de páramo (Figura 48).

Tabla 28. Coberturas presentes en el páramo de Sumapaz según CORINE LANDCOVER (Fuente: SIG-OT).

Código	COBERTURA	ÁREA	MPS	PSSD	UNIDADES	AWMSI
32111	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	195858,28	7533,01	35371,00	26,00	14,12
31111	Bosque denso alto de tierra firme	34664,44	1333,25	3053,61	26,00	10,88
99	Nubes	25181,81	1199,13	2214,71	21,00	3,34
3222	Arbustal abierto	20236,76	249,84	265,64	81,00	2,67
243	Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	12497,67	277,73	456,69	45,00	4,00
242	Mosaico de pastos y cultivos	11475,94	302,00	551,19	38,00	3,12
3221	Arbustal denso	10120,30	165,91	187,24	61,00	3,28
31121	Bosque denso bajo de tierra firme	8927,58	405,80	1299,86	22,00	5,56
313	Bosque fragmentado	3028,24	137,65	275,12	22,00	2,79
231	Pastos limpios	2865,15	98,80	148,23	29,00	2,42
244	Mosaico de pastos con espacios naturales	2198,72	66,63	100,34	33,00	2,66
233	Pastos enmalezados	2195,61	121,98	112,78	18,00	2,15
3131	Bosque fragmentado en regeneración	1631,88	148,35	118,46	11,00	2,67
241	Mosaico de cultivos	891,27	297,09	154,89	3,00	1,84
512	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	434,84	43,48	12,48	10,00	1,44
323	Vegetación secundaria o en transición	333,44	41,68	54,36	8,00	2,44
315	Plantación forestal	252,43	28,05	15,82	9,00	1,70
245	Mosaico de cultivos y espacios naturales	148,56	37,14	22,22	4,00	1,82
314	Bosque de galería y ripario	64,05	64,05	0,00	1,00	2,95
332	Afloramientos rocosos	63,08	63,08	0,00	1,00	3,20
412	Turberas	57,46	57,46	0,00	1,00	2,37
31221	Bosque abierto bajo de tierra firme	45,68	45,68	0,00	1,00	2,70
333	Tierras desnudas y degradadas	31,77	31,77	0,00	1,00	2,09
514	Cuerpos de agua artificiales	1,99	1,99	0,00	1,00	1,75
3132	Bosque fragmentado con cultivos	0,08	0,08	0,00	1,00	1,63

Se presentaron más de 25.000 ha de nubes, sin embargo considerando esto el tamaño promedio más alto correspondió a los páramos con una desviación estándar muy alta que indica que existe un parche muy grande y otros pequeños; igualmente le sigue los bosques densos altos y bajos y el mosaico de pastos y cultivos también con gran variación en el tamaño de los parches.

Los páramos presentaron 26 polígonos, la mayoría de estos entre 100 y 1000 ha, aunque se reporta el más grande de 184.320 ha, de ahí la desviación estándar tan amplia, lo que sugiere que para la escala de análisis el páramo presenta un gran continuo con presencia de algunos arbustales abiertos y densos propios de páramo (Tabla 29).

Tabla 29. Distribución por intervalos de los tamaños de parche de páramo presentes en el páramo de Sumapaz.

Vegetación de páramo	Unidades	Área
0 - 10 ha	0	0,0
11 - 100	8	525,6
100 - 1000	14	2907,0
> 1000	4	192425,0

La mayor cantidad de parches se presentaron para los arbustales abiertos (81 polígonos) y densos (61 polígonos), la mayoría de ellos entre el intervalo de 100 a 1000 ha (Figura 49). Los arbustales densos presentaron un parche de 1083 ha y los abiertos dos de 1385 y 1482 ha como respuesta al relieve del terreno.

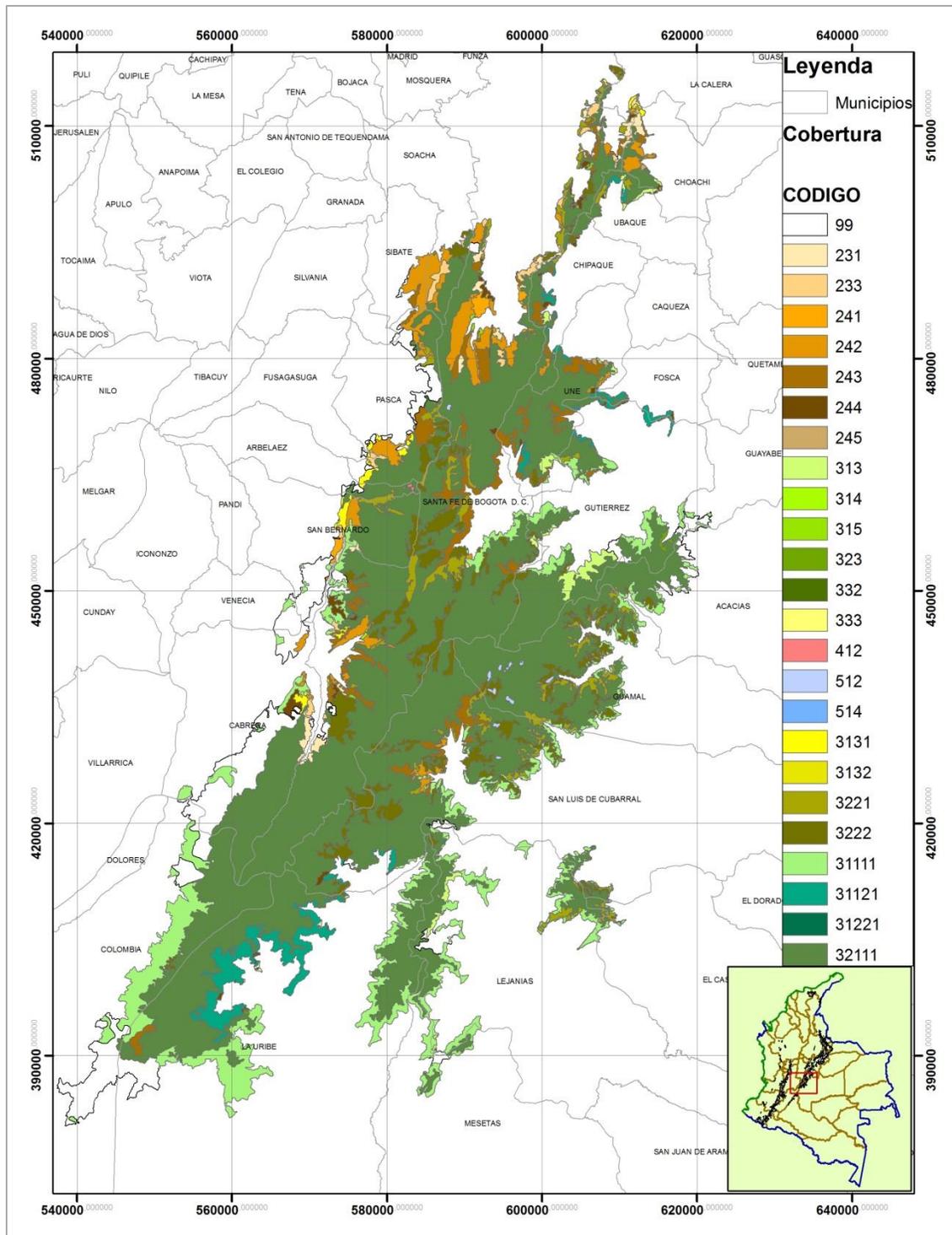


Figura 48. Coberturas presentes en el páramo de Sumapaz (Ver tabla 28 para los códigos; Fuente SIG-OT).

En total los diferentes sistemas productivos ocupan un total de 32.273 ha incluyendo mosaicos y pastos, con 170 polígonos que rodean los páramos y fragmentan los bosques (Tabla 30); en especial los bosques de Sumapaz se están viendo afectados por el incremento de sistemas productivos y de igual manera está ocurriendo para los páramos, en donde la situación es aún más preocupante ya que se presentan quemados para establecer posteriormente cultivos de papa (Isaacs, 2012b). Esta situación incluso ha representado la

presencia de hasta 3780 ha quemadas en el año 1991 y 1056 en el año 2010 y se ha visto cómo se han perdido cerca de 2000 ha para establecer pastos y cultivos.

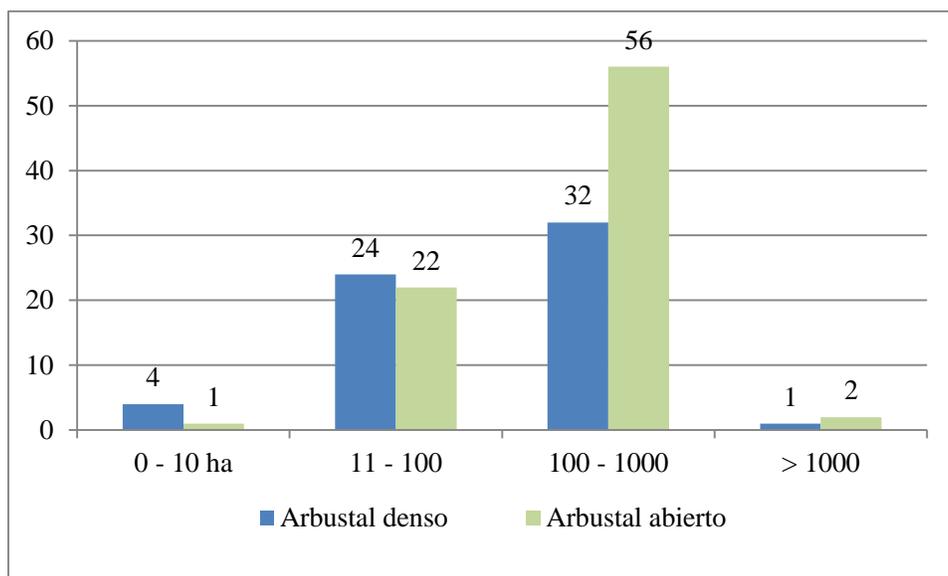


Figura 49. Intervalos de tamaño de polígono para los arbustales densos y abiertos.

Estas zonas requerirían de acciones de restauración y recuperación por el cambio en la dinámica natural que se puede dar en las especies y el establecimiento de otras exóticas. Igualmente se destaca la presencia de zonas de turberas entre el municipio de Arbeláez y Bogotá, aunque existen otras zonas que por la escala no aparecen en la cartografía como son por ejemplo al norte de la localidad de Sumapaz en Bogotá.

Tabla 30. Área ocupada para los sistemas productivos presentes en el páramo de Sumapaz.

COBERTURA	ÁREA	MPS	PSSD	UNIDADES
Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	12497,67	277,73	456,69	45
Mosaico de pastos y cultivos	11475,94	302,00	551,19	38
Pastos limpios	2865,15	98,80	148,23	29
Mosaico de pastos con espacios naturales	2198,72	66,63	100,34	33
Pastos enmalezados	2195,61	121,98	112,78	18
Mosaico de cultivos	891,27	297,09	154,89	3
Mosaico de cultivos y espacios naturales	148,56	37,14	22,22	4

Según la cartografía y los análisis realizados, los páramos de Sumapaz aún se constituyen como los más grandes del país, con un continuo de gran extensión que se encuentra en buen estado de conectividad y poca evidencia de fragmentación al interior. Esto se puede evidenciar también en los valores de los índices de forma, que sugiere que las formas son más heterogéneas con valores de 14 para los páramos, siendo el mayor valor reportado dentro de las cinco ventanas. Asimismo se obtuvo valor de forma alto para los bosques y las demás coberturas presentaron valores bajos, especialmente las antrópicas (tabla 28). Sin embargo, la presencia de sistemas productivos en los alrededores, especialmente hacia la zona de Bogotá los expone a la

presencia de disturbios como el fuego, la ganadería, agricultura, presencia de plantaciones y exóticas que amenazan su conservación y que requiere estrategias de restauración de la zona.

Modelo priorización

Para el modelo de priorización, según lo analizado en la ventana 1:100.000 con las capas de drenajes, erosión y remoción en masa, en la zona de Sumapaz se presenta erosión ligera y moderada, siendo en la mayoría del territorio ausente (Figura 50).

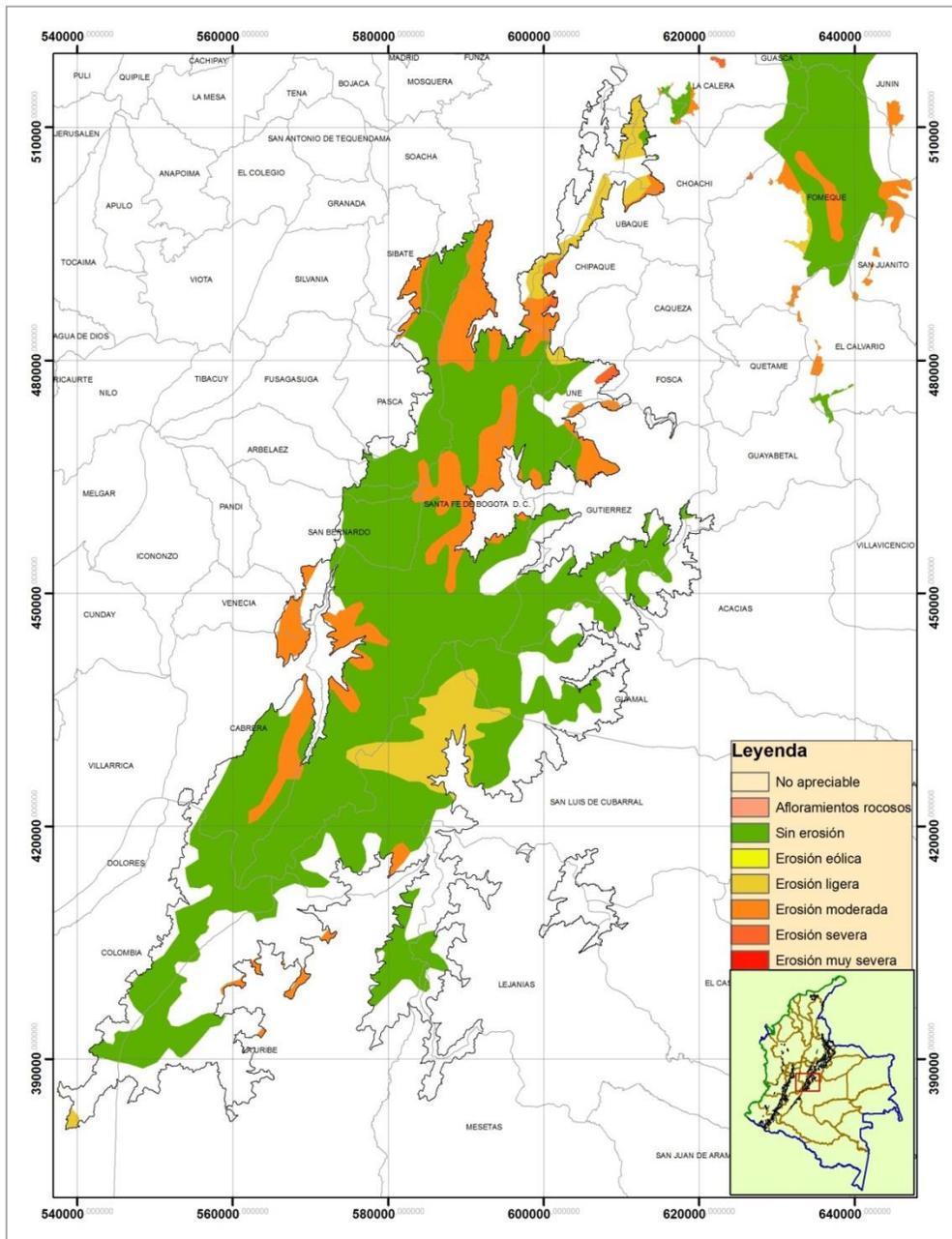


Figura 50. Grados de erosión presentes en el páramo de Sumapaz.

Para la amenaza de remoción en masa, la mayoría de la zona presenta valores muy altos y algunos, con algunas regiones con amenaza media y baja (Figura 51).

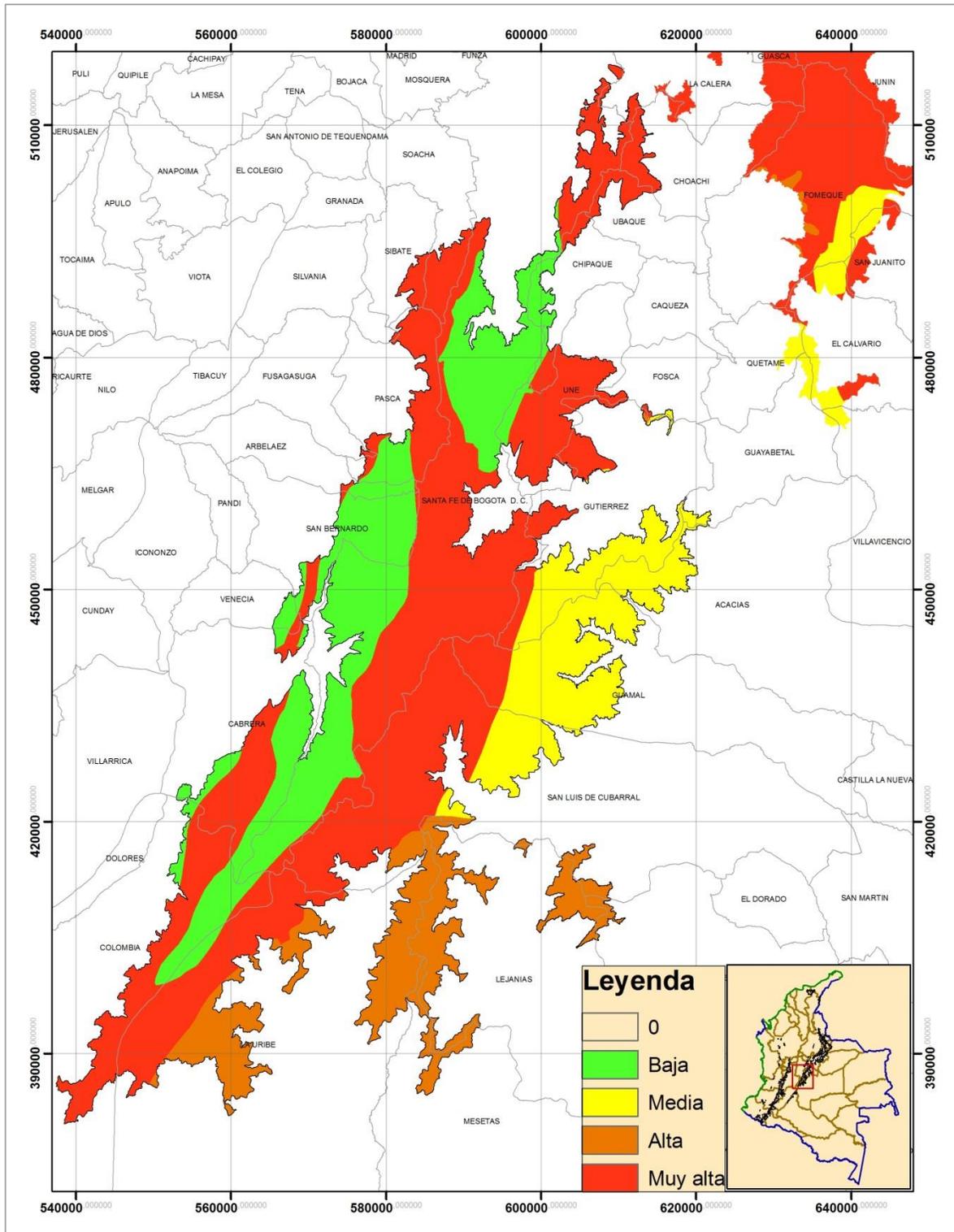


Figura 51. Zonificación de la amenaza por remoción en masa en el páramo de Sumapaz.

El modelo de priorización le dio mayor importancia a las zonas de drenajes, pero en general mostró valores intermedios de priorización (Figura 52). Los valores bajos ocurrieron hacia los bordes del municipio de Acacias, Guamal, San Bernardo y Bogotá.

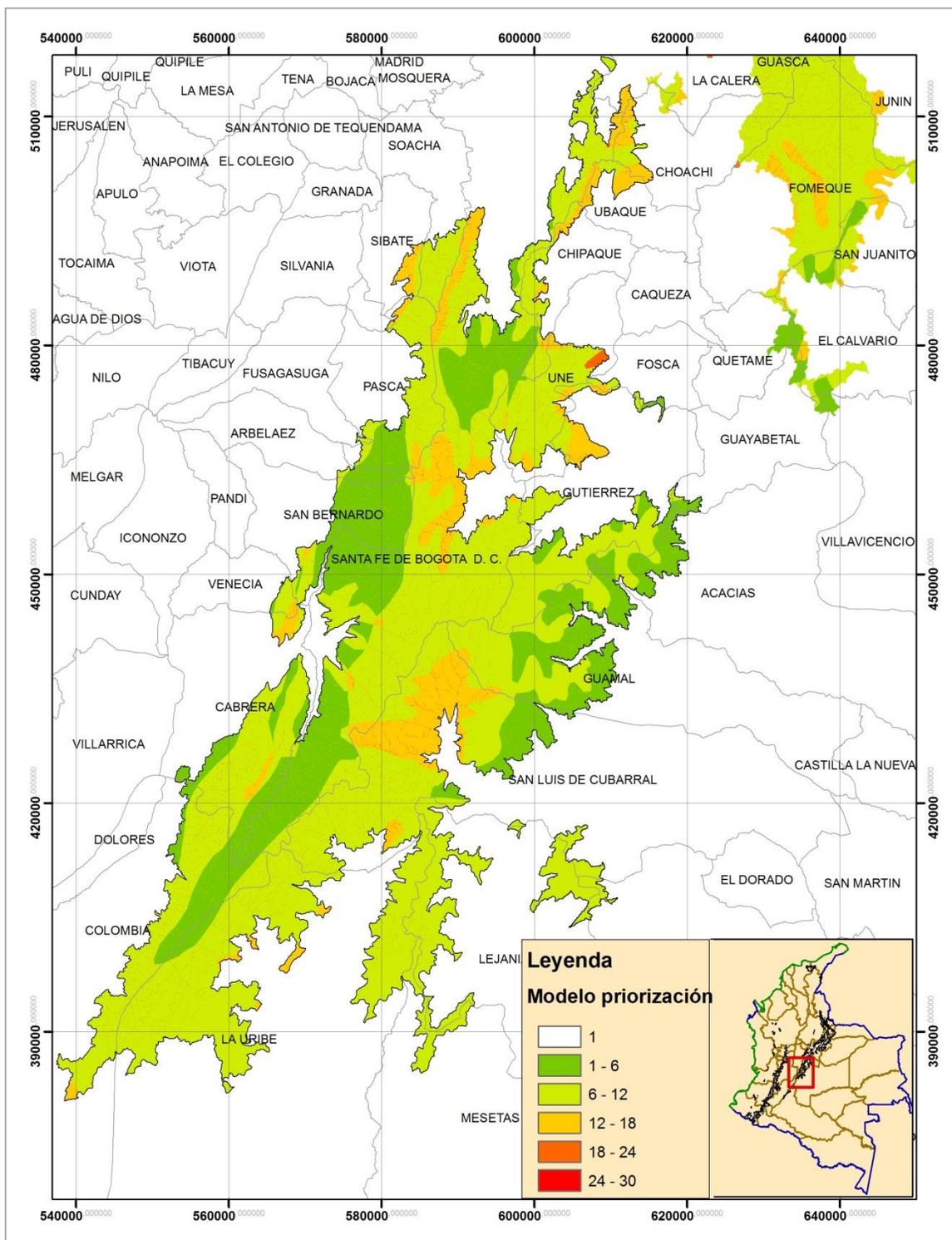


Figura 52. Modelo de priorización a escala 1:100.000 para el páramo de Sumapaz. En rojo valores altos, en naranja valores intermedios, en verde valores bajos.

Modelo de tensionantes.

En el caso del modelo de tensionantes que incluía las capas de títulos mineros, vías, asentamientos humanos y coberturas, se presentaron unas pequeñas zonas de minería al norte en Bogotá (Ciudad Bolívar y Cerros Orientales) y algunos asentamientos entre ellos el casco urbano de Bogotá. El mapa de vías muestra la presencia de estas por todo el páramo a excepción del sur en La Uribe y Mesetas (Figura 53).

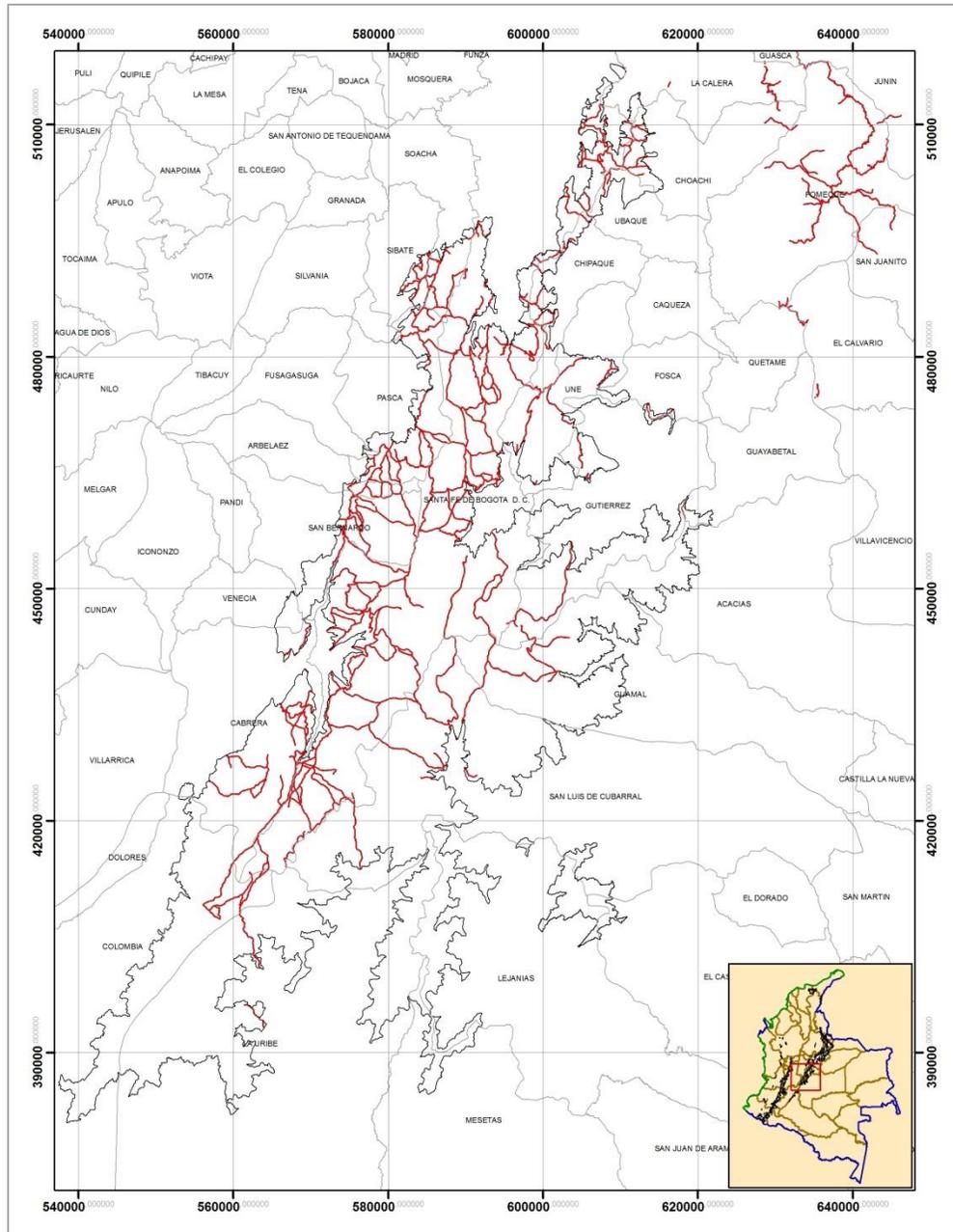


Figura 53. Presencia de vías en el páramo de Sumapaz.

Finalmente el modelo de tensionantes obtenido arrojó valores altos en donde se presentaron títulos mineros, valores intermedios en las zonas con sistemas productivos y las vías presentes con un umbral de 1000 m, del

resto en la zona no se presentan otros tensionantes a escala 1:100.000 ya que los títulos mineros son pocos, las coberturas naturales en su mayoría están conservadas y las vías son de tercer grado. Sin embargo la presencia de los sistemas productivos pueden estar a futuro afectando los páramos de Sumapaz.

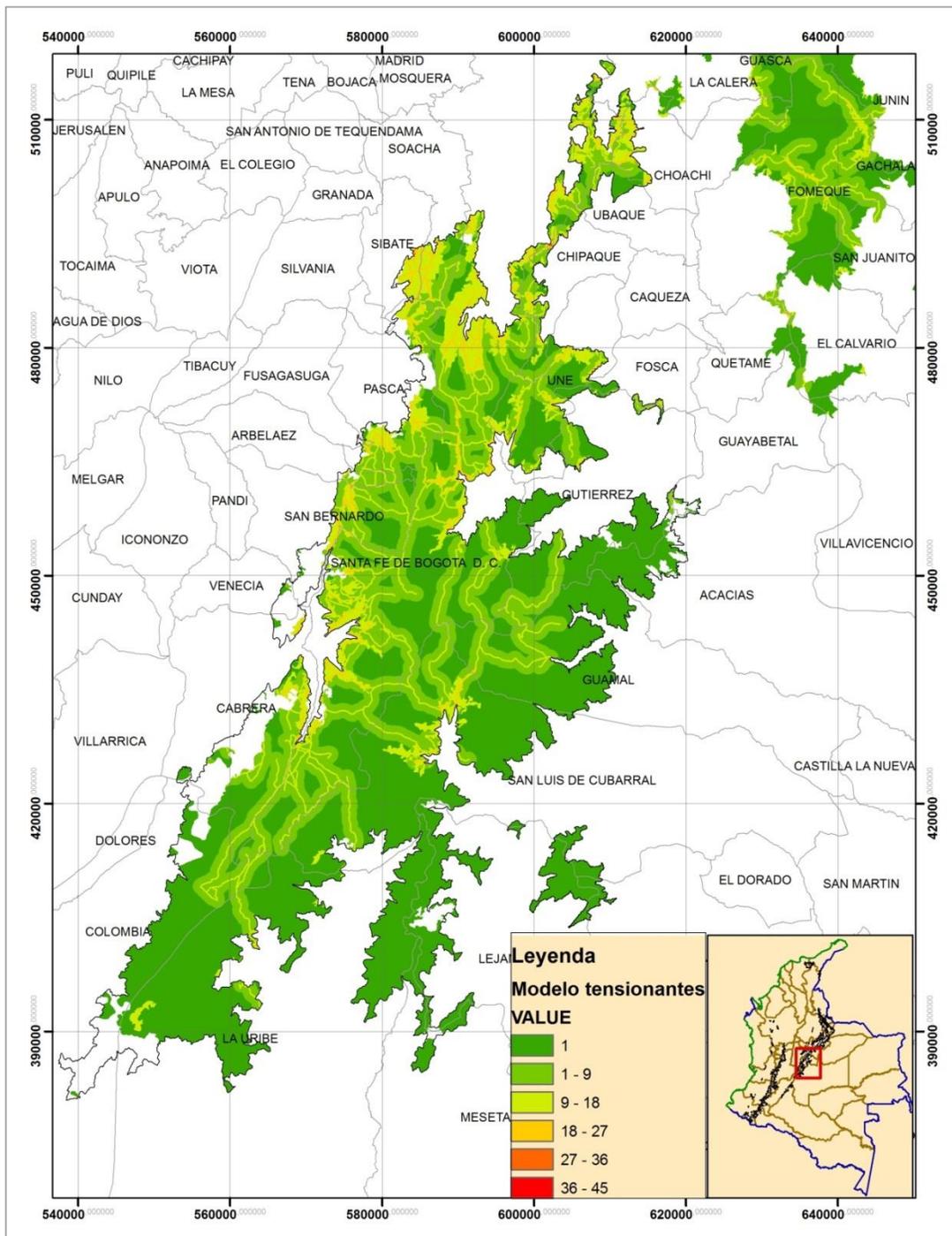


Figura 54. Modelo de tensionante sobtenido para el páramo de Sumapaz. Valores rojos con tensionantes altos, naranjas intermedias y verdes bajos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABADÍN J., S. J. GONZÁLEZ-PRIETO, L. SARMIENTO, M. C. VILLARA y T. CARBALLASA. 2002. Successional dynamics of soil characteristics in a long fallow agricultural system of the high tropical Andes. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1739–1748.
- ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ-SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE. 2008. Protocolo de recuperación y rehabilitación ecológica de humedales en centros urbanos. Imprenta Nacional. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá, D.C., Colombia.
- ANDERSON, P., J. MARENGO, R. VILLALBA, S. STEPHAN HALLOY, B. YOUNG, D. CORDERO, F. GAST, E. JAIMES y D. RUIZ. 2010. Consequences of climate change for ecosystems and ecosystem services in the tropical Andes. Pp 1-18. En: Herzog S., R. Martínez, P. Jørgensen y H.Tiessen (ed.). *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. MacArthur Foundation, InterAmerican Institute for Global Change Research and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). 348pp.
- ANDRADE, A., R. CÓRDOBA, R. DAVE, P. GIROT, F. HERRERA, B. MUNROE, R. OGLETHORPE, J. PRAMOVA, E. WATSON y J. VERGARA. 2011. Draft Principles and Guidelines for Integrating Ecosystem-Based Approaches to Adaptation in Project and Policy Design: A Discussion Document. CEM/IUCN, CATIE. Kenya.
- ANDRADE, G. I., C. L. FRANCO y J. DELGADO. 2012. Barriers to sustainable adaptation of Lake Fúquene, Colombia. Barriers to sustainable adaptation of Lake Fúquene, Colombia. In. *Lake Sustainability*. C.A. Brebbia y S.E. Jorgense. Eds. WIT Press. 224 pp.
- ARANGUREN, A. y M. MONASTERIO. 1997. Aspectos de la dinámica del Nitrogeno de parcelas con diferentes tiempos de descanso en el Páramo de Gavidia (Andes Venezolanos). *Desarrollo sostenible de ecosistemas de montaña: Manejo de áreas frágiles de los Andes*. En: Liberman M y C. Baied (Eds).
- ARONSON, J., S. MILTON y J. N. BLIGNAUT. 2007. Restoring natural capital: science, business, y practice. Island, Washington, D. C., EEUU.
- ASSOCIATION OF OFFICIAL AGRICULTURAL CHEMISTS (AOAC). 1984. Official methods of analysis. Association of Official Agricultural Chemists, Washington, D. C., EEUU.
- BARRERA-CATAÑO, J. I. y C. VALDÉS-LÓPEZ. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum - Edición especial II*, Vol. 12, 11-24.
- BATES B., W. KUNDZEWICZ, WU, S. y J. PALUTIKOF. 2008. Climate change and water. Technical paper of the Intergovernmental Panel on climate change, IPCC Secretariat, Geneva, 210 pp.
- BERKES, F. y C. S. SEIXAS. 2005. Building resilience in lagoon social-ecological systems: A local-level perspective. *Ecosystems* 8: 967-974.
- BESTELMEYER, B. T., J. R. BROWN, K. M. HAVSTAD, R. ALEXANDER, G. CHAVEZ y J. E. HERRICK. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands *J. Range Manage.* 56:114-126, March 2003
- BOCOCK, K. L. y O. J. W. GILBERT. 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant Soil* 9: 197-185.
- BRADSHAW, A. D. 1987. Restoration: an acid test for ecology. pp: 23-29. En: Jordan, W. R., M. Gilpin y J. Aber (eds.) *Restoration ecology a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press.
- BROWN, S. y A. E. LUGO. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2: 97-111.

- BRUIJNZEEL, L. 2004. Hydrological Functions of Tropical Forests: Not Seeing the Soil for the Trees? *Agriculture, Ecosystems y Environment*. 104:185–228.
- BUYTAERT, W., F. CUESTA-CAMACHO, F. y C. TOBÓN. 2010. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography* 20(1): 19-33.
- BUYTAERT, W., G. WYSEURE, B. DE BIÉVRE y J. DECKERS. 2005. The effect of land-use changes on the hydrological behaviour of Histic Andosols in south Ecuador. *Hydrological Processes* 19, 3985–3997.
- BUYTAERT, W., R. CÉLLERI, B. DE BIÉVRE y F. CISNEROS. 2006. Hidrología del páramo andino: propiedades, importancia y vulnerabilidad.
- CABRERA, E. y A. RODRÍGUEZ. 2007. Análisis morfométrico preliminar de la cuenca de las lagunas de Fúquene, Cucunubá y Palacio. Pp 25-41. En: Andrade, G. y Franco, L. (eds). Fúquene, Cucunubá y Palacio. Conservación de la biodiversidad y manejo sostenible de un ecosistema lagunar andino. Fundación Humedales e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos. Bogotá. Pp. 29-41.
- CAMARGO, G. 2007. Manual básico de restauración ecológica participativa Parques Nacionales Naturales de Colombia Bogotá.
- CARSON, W. P. y C. J. PETERSON. 1990. The role of litter in an old-field community: Impact of litter quantity indifferent seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85: 8-13.
- CAVELIER, J., T. M. AIDE, C. SANTOS, A. M. EUSSE y J. M. DUPUY. 1998. The savannization of moist forests in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Journal of Biogeography* 25: 901-912.
- CEBALLOS, J. L. 2005. Consideraciones generales acerca de la alta montaña colombiana. Documento de trabajo para la formulación del Proyecto Piloto Integrado de Adaptación al Cambio Climático, componente Alta Montaña. IDEAM.
- CECCON, E. 2013. Restauración en bosques tropicales: Fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Ediciones D. D. S. México. 288 pp.
- CELLERI, R., B. DE BRIEVE y V. IÑEGUEZ. 2004. Efectos de la cobertura vegetal en la regulación hidrológica de microcuencas de páramo. Universidad de Cuenca. Ecuador.
- CHAPIN, F. S., C. FOLKE y G. P. KOFINAS. 2009. A framework for Understanding Change. Chap. 1. F. S. Chapin, G. P. Kofinas y C. Folke. (Eds). *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resources Management in a Changing World*. Springer. New York.
- CLEEF, A. M. 1981. The vegetation of the páramos of the Colombian Cordillera Oriental. *Dissert. Bot.* 61. 320 pp. Vaduz.
- CLEEF, A. M., J. O. RANGEL y H. ARELLANO. 2008. La vegetación del páramo en el macizo Sumapaz (cordillera Oriental, Colombia. Capítulo 32. Pp. 800–914. T. Van der Hammen (ed.). *La Cordillera Oriental Colombiana. Transecto Sumapaz. Volumen 7. Estudios de Ecosistemas Tropandinos*. J. Cramer, Berlín.
- CORPONARIÑO. 2011. Parque Natural Regional Paramo De Paja Blanca, Territorio Sagrado Del Pueblo De Los Pastos. Ajustes a programas y acciones planteados en el Plan de Manejo.
- CORTÉS, A., B. CHAMORRO y A. VEGA. 1990. Cambios en el suelo por la implantación de praderas, coníferas y eucaliptos en un área aledaña al Embalse del Neusa (Páramo de Guerrero). *Investigaciones Subdirección Agrológica IGAC*:101-114.
- COSTANZA, R. y M. RUTH. 1998. Using dynamic modeling to scope environmental problems and build consensus. *Environ. Manage.* 22, 183–195.
- CRESPO, P., R. CELLERI, W. BUYTAERT, J. FEYEN, V. IÑIGUEZ, P. BORJA y DE B. BIEVRE. 2009. Land use change impacts on the hydrology of wet Andean páramo ecosystems. *Land use change impacts on the hydrology of wet Andean páramo ecosystems*.

- CRISMAN, C. 2003. La agricultura en los páramos: estrategias para el uso del espacio. Contribuciones para el desarrollo Sostenible de los andes N° 1, enero del. Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregion Andina CONDESAN.
- CUBILLOS, 2011. El proceso de transformación del páramo de Guerrero por sistemas de ganadería bovina (1960-2010), con énfasis en políticas públicas. Universidad Nacional de Colombia Instituto de Estudios Ambientales. Traba
- DEPARTAMENTO TÉCNICO ADMINISTRATIVO DEL MEDIO AMBIENTE (DAMA). 2004. Guía técnica para la restauración de áreas de rondas y nacederos del Distrito Capital. Contratista: E. C. Jarro. Editor: S. P. Montoya. DAMA, Santa Fe de Bogotá D.C. Colombia.
- DOMÍNGUEZ, E., y Y. IVANOVA. 2007. Un modelo estocástico para la evaluación hidrológica, en alta montaña, bajo las condiciones de cambio climático (caso de estudio – páramo de las hermosas). Proceedings I Conferencia Cambio Climático, Bogotá 2005, IDEAM – Embajada de Suiza, 14 p.
- DUQUE, A., S. RESTREPO, P. RUIZ, A. L. DOMÍNGUEZ, y A. BELTRÁN. 2002. Inventario y caracterización de los humedales del Parque Nacional Natural Los Nevados y Zona Amortiguadora en los Departamentos de Caldas y Risaralda. Reporte Técnico CARDER – CRQ – Cortolima – Corpocaldas – Universidad Tecnológica de Pereira.
- EAKIN, H., y A. L. LUERS. 2006. Assessing the Vulnerability of Social-Environmental Systems. Annual Review of Environment and Resources, 31(1): 365-394.
- ECKHOLM, E. 1975. The deterioration of mountain environments. Science 189, 764-770.
- EGGLESMANN, R. F. 1988. Rewetting for protection and renaturation/regeneration of peatland after or without peat winning. In Proceedings of the 8th international Peat Congress. Leningrad 3, 251-260.
- ERIKSEN, S, P. ALDUNCE, S. BAHINIPATI, C. BAHINIPATI, R. MARTINS, J. MOLEFE, C. NHEMACHENA, K. O'BRIEN, F. OLORUNFEMI, J. PARK, ET AL. 2011. When not every response to climate change is a good one: identifying principles for sustainable adaptation. Clim. Dev. 3:7–20.
- FARLEY, K., E. KELLY y R. HOFSTEDE. 2004. Soil organic carbon and water retention after conversion of grassland to pine plantations in the Ecuadorian Andes. Ecosystems, 7:729-739.
- FIERRO, J., LOZANO, D. Y M. ORDÓÑEZ. 2011. Informe final de consultoría para realizar la búsqueda, compilación y análisis de información disponible sobre las actividades mineras adelantadas en las zonas de páramo de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá – Colombia, 75 p.
- FIERRO, J., P. LOZANO y C. ORDOÑEZ. 2011. Principales resultados obtenidos en el análisis general de la situación de la minería en los páramos y ecosistemas altoandinos asociados, incluyendo información sobre superficies comprometidas, situación legal y tipo de actividades mineras realizadas, basado en cruces de información y cartografía disponible. Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt. Proyecto Páramo Andino. 74 pp.
- FINAGRO. Información sectorial. Consulta diciembre de 2012. Disponible online: http://www.finagro.com.co/html/i_portals/index.php?p_origin=internalyp_name=contentyp_id=MI-197yp_options=
- FLÓREZ, A., J. CEBALLOS., J. MONTOYA y L. CASTRO. 1997. Geosistemas de la alta montaña colombiana. Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Geografía e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IDEAM.
- FORERO, G., L. JOPPA y S. D. PIMM. 2010. Constraints to Species' Elevational Range Shifts as Climate Changes. Conservation Biology 25 (1): 163-171.
- FORMAN, R. y M. GODRON. 1986. Landscape Ecology. New York. 619 pp.
- FRANCO, C. L. y G. I. ANDRADE. 2005. Biodiversidad y cambio ecosistémico en la laguna de Fúquene. En: Informe Nacional sobre el Estado de Conocimiento de la Biodiversidad. INACIB. Instituto Humboldt. Bogotá.

- FRANCO, L., A. VILLA y A. SARMIENTO. 2007. Clasificación y estado actual de los hábitats de humedal de las lagunas de Fúquene, Cucunubá y Palacio: implicaciones para su manejo. Pp.104-130 En: Andrade, G. y Franco, L. (eds). Fúquene, Cucunubá y Palacio. Conservación de la biodiversidad y manejo sostenible de un ecosistema lagunar andino. Fundación Humedales e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos. Bogotá. Pp. 29-41.
- FRANCO, L., J. DELGADO y G. I. ANDRADE. 2012. Laguna de Fúquene. Entender la crisis, visualizar el futuro y acordar el camino. *Gestión de Humedales* 2: 17-26 (ISSN2215-8893).
- FRANCO, L., J. DELGADO, G. I. ANDRADE, S. HERNÁNDEZ y J. VALDERRAMA. 2012. Estrategia de adaptación al cambio climático en el complejo de humedales de Fúquene, Cucunubá y Palacio *Gestión de Humedales* 2: 59-72.
- IDEAM, 2012. Glaciares de Colombia, más que montañas de hielo. Bogotá, D.C., 334 pp.
- GARCÍA, R. 2006. Sistemas complejos. Conceptos, métodos y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria. Editorial Gedisa, Barcelona, 200 pp.
- GARZÓN, E. 2005. Suelos hídricos del humedal Laguna de Fúquene. Caracterización y delimitación. Trabajo de grado presentado como requisito de Tesis para optar por el título de Magister Scientiae en Ciencias Agrarias, área de énfasis en suelos y aguas, universidad Nacional de Colombia. Facultad de Agronomía, Maestría en Ciencias Agrarias. Bogotá, Colombia, 329 pp.
- GLENN.LEWIN, P. y T. T. VEBLEN. (eds). 1992. Plant succession. Theory and prediction. Chapman & Hall. London. 352 pp.
- GÓMEZ, L. E. y D. RUBIO. 2002. El Pantano de Martos. Estudio Histórico, Cultural y Geográfico. Secretaria del Medio Ambiente. Departamento de Cundinamarca.
- GONZÁLEZ, M., M. ESPINOSA, N. RAMÍREZ. 2006. Ecología y restauración de los bosques de Quercus de Chiapas, sur de México. En: Solano, C; Vargas, N. (eds). 2006. Memorias del I Simposio Internacional de Robles y Ecosistemas Asociados. Bogotá: Fundación Natura-Pontificia Universidad Javeriana.
- GRANT, W. E., S. L. MARIN y E. K. PEDERSEN. 2001. Ecología y Manejo de Recursos Naturales: Análisis de Sistemas y Simulación. Editorial Agroamérica. Instituto de Cooperación para la Agricultura (IICA). San José, Costa Rica.
- GREUNAL (Grupo De Restauración Ecológica Universidad Nacional). 2010. Guías técnicas para la restauración ecológica de ecosistemas. Convenio de asociación no. 22 entre Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) y la Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ACCEFYN). Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- GRIME, J. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Great Britain. 222 pp.
- GUARIGUATA, M. 2002. Bases ecológicas y generales para el seguimiento de proyectos de restauración de bosques. En: Memorias del seminario de restauración ecológica y reforestación. E. Ponce de León. Editora. GTZ. Fundación Alejandro Ángel Escobar, Fescol. pp. 82-95.
- GUERRERO, E. 2009. Informe final consultoría "Implicaciones de la minería en Colombia, Ecuador y Perú". Proyecto Páramo Andino, Condesan. 74 p.
- GUHL, E. 1982. Los páramos circundantes de la Sabana de Bogotá. Jardín Botánico José Celestino Mutis. Litografía Arco. Bogotá, Colombia, 127 pp.
- GUTIÉRREZ, F. DE PAULA. 2006. Estado de Conocimiento de Especies Invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto Humboldt. Bogotá.
- GUZMAN, E. H. y K. SCHWARTZÔ. 2011. Shifting governance modes in wetland management: a case study of two wetlands in Bogota", *Colombia Environment and Planning C: Government and Policy*, volume 29, pages 990 – 1003
- HARPER, J. 1977. Disturbances in tropical forest. *Journal of Ecology* 35: 458-560.
- HARRIS, J. A., R. J. HOBBS, E. HIGGS y J. ARONSON. 2006. Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology* 14 (2): 170-176

- HERRERA, Y., C. DÍAZ, P. VARGAS, J. RODAS y C. DÍAZ. 2004. Política de Humedales del Distrito Capital de Bogotá. Plan estratégico para su restauración, conservación y manejo. Bogotá D.C.
- HOBBS, R. y V. CRAMER. 2008. Restoration Ecology: Interventionist Approaches for Restoring and Maintaining Ecosystem Function in the face of Rapid Environmental Change. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 33: 39-61.
- HOBBS, R. J. y J. A. HARRIS. 2001. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9(2): 239-246.
- HOBBS, R. J., S. ARICO, J. ARONSON, J. S. BARON, P. BRIDGEWATER, V. A. CRAMER, P. R. EPSTEIN, EWEL, ET AL. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1 – 7.
- HOFSTEDE, R. y N. AGUIRRE. 1999. Biomasa y dinámica de carbono en relación con las actividades forestales en la Sierra del Ecuador. En: Medina, G. y P. Mena (eds.). El páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico. Serie Páramo 1. GTP/Abya.
- HOFSTEDE, R. 1995. Effects of burning and grazing on a Colombian Páramo Ecosystem. PhD thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.
- HOFSTEDE, R. 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Hofstede, R. The Effects of Grazing and Burning on Soil and Plant Nutrient Concentrations in Colombian Paramo Grasslands. *Plant and Soil*, 111-32.
- HOFSTEDE, R. 2001. El impacto de las actividades humanas sobre el páramo. En: Mena, P., G. Medina y R. Hofstede (eds). Los páramos del Ecuador. Particularidades, problemas y perspectivas. Abyda Yala/Proyecto Páramo Andino. Quito.
- HOFSTEDE, R. G. M. 1997. El impacto ambiental de plantaciones de Pinus en la Sierra del Ecuador. Resultados de una investigación comparativa. Proyecto EcoPar - Universidad de Amsterdam..
- HOFSTEDE, R., P. SEGARRA, y P. VASCONEZ. 2003. Los páramos del mundo. Global Peatland Initiative - NC-IUCN - Ecociencia. Quito. 299 pp.
- HOLDEN, J., J. P. CHAPMAN J. y C. LABADZ. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography*, 28 (1). pp. 95-123.
- HUSTON, M. y T. SMITH. 1987. Plant Succession: Life History and Competition. *The American Naturalist*, Vol. 130, No. 2 (Aug., 1987), pp. 168-198.
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y estudios Ambientales 2001. Estudio Nacional del Agua. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, Colombia.
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y estudios Ambientales. 2010. 2ª Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. República de Colombia.
- INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT. 2012. Base de datos indicadores Páramos de Colombia Sistemas de Información Geográfica.
- IPCC. 2012. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 582 pp.
- ISAACS, P. J. y V. JAÍMES. (2013). Análisis multitemporal de las coberturas del Distrito Capital para los años 1991, 2000 y 2010. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. En prensa.
- ISAACS, P. J. 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. Tesis de Maestría Geomática, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Colombia.

- ISAACS, P. J. 2012. Análisis de la deforestación con base en imágenes satelitales, composición y configuración del paisaje en la cuenca alta y medio del río Cravo Sur. *Revista Análisis Geográficos - IGAC*. <http://www.cce.gov.co/web/guest/edicion49>.
- ISAACS, P. J. 2012b. Definir las alternativas de conectividad ecológica posibles desde el análisis físico, biótico y espacial de las áreas priorizadas por la subdirección científica. Informe técnico. Jardín Botánico de Bogotá José celestino Mutis.
- JAIMES, V. y L. SARMIENTO. 2002. Regeneración de la vegetación de páramo después de un disturbio agrícola en la cordillera oriental de Colombia. *Ecotropicos* 15(1):61-74.
- JAIMES, V. y L. SARMIENTO. 2002. Regeneración de la vegetación de páramo después de un disturbio agrícola en la Cordillera Oriental de Colombia. *Ecotropicos* 15(1):61-74
- JAIMES, V. y L. SARMIENTO. 2003. Mecanismos de restauración de la fertilidad en una sucesión secundaria en el Páramo de Cruz Verde, Colombia. *Memorias del Congreso Mundial de Páramos*. Tomo II, pp. 900-916.
- JAX, K. 2010. *Ecosystem Functioning*. Cambridge University Press. 272 p. ISBN: 978-0-521.
- JIMÉNEZ, P. J., O. AGUIRRE C., E. TREVIÑO G., E. J. GARZA, S. MEDELLÍN., G. ALANIS F. y E. CANALES. 2002. Priorización: Grados de Riesgo y Daño en el Área y Vegetación. En: *Curso de Restauración de Áreas Quemadas para ONG'S Conservacionistas*. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. Agencia para el Desarrollo Internacional de Estados Unidos. 20 p.
- JØRGENSEN, S. E. y F. MULLER. 2000. Ecosystems as Complex Systems pp.5-20. En: S.E Jørgensen y F. Muller (eds.) *Handbook of Ecosystems Theories and Management*. Lewis Publishers.
- JOOSTEN, H. y D. CLARKE. 2002. Wise use of mires and peatlands: Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group and International Peat Society. Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi, Finland.
- KIERSH, B. y S. TOGNETTI. 2002. Land-water linkages in rural watersheds: Results from the FAO electronic workshop. *Land Use and Water Resources Research* 2: 1.1-1.6.
- KONDOLF, M. G. 1995. Five Elements for Effective Evaluation of Stream Restoration. *Restoration ecology*. *The Journal of the Society for Ecological Restoration*. 3(2): 133-136 pp.
- KUSLER, J. A. y M. E. KENTULA. 1990. *Wetland Creation and Restoration*. The status of the science. Island Press. Washington DC. USA.
- LE QUESNE T., C. VON DER HEYDEN, A. J. WICKEL, R. WILBY, J. HARTMANN, G. PEGRAM, E. KISTIN, G. BLATE, G. DE FREITAS, E. LEVINE, C. GUTHRIE, C. MCSWEENEY y N. SINDORF. 2010. *Flowing Forward*. Freshwater ecosystem adaptation to climate change in water resources management and biodiversity conservation.
- LEBEL, L., ANDERIES, J. M., B. CAMPBELL, FOLKE, C., HATFIELD-DODDS, C., HUGHES, T. P. y J. WILSON. 2006. Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems. *Ecology and Society* 11(1): 19. [online]
- LEÓN, O. A. y O. VARGAS. 2009a. Caracterización espacial y conocimiento social de la invasión de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda el Hato (Localidad de Usme).p. 68-92. En: Vargas, O., O. León y A. Díaz (eds.).
- LEÓN, S., C. SUÁREZ y T. CASTAÑEDA. 1996. Efectos sobre el suelo de plantaciones comerciales de *Pinus patula* y *Eucalyptus grandis* en crecimiento. Informe preliminar del componente Suelo y Aguas del Proyecto de evaluación del Impacto Ambiental de las Plantaciones Forestales en Colombia. CONIF. Bogotá.
- LEWONTIN, R. C. 1969. *Meeting of Stability*. Uptown, NY. Brookhaven Symposia in Biology.

- LLAMBÍ, D. (SF). Algunas implicaciones de la diversidad socio-ambiental andina para una agricultura sustentable en los páramos. Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de los Andes, Mérida, Venezuela. Proyecto Páramo Andino (PNUMA-GEF).
- LLAMBI, L. y L. SARMIENTO. 1998. Biomasa microbiana y otros parámetros edáficos en una sucesión secundaria de los páramos venezolanos. *Ecotrópicos* 11(1): 1-14.
- LOTERO, J., P. VELASCO- LINARES, A. CARDONA-CARDOZO y O. CASTELLANOS-SÁNCHEZ. 2007. Recuperar el páramo. Restauración Ecológica en la Laguna del Otún Parque Nacional Natural Los Nevados. UAESPNN Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial CARDER, Pereira. 173 p.
- LUGO, A. 2009. Conundrums, paradoxes and surprises. A brave new world of biodiversity conservation. XIII World Forestry Congress. Buenos Aires .
- LUTEYN, J. L. 1992. Páramos: why study them? Pp.1-14. En: H. Balslev y J.L. Luteyn (eds.) Páramo: an andean ecosystem under human influence. London: Academic Press.
- LYNCH, B. 2012. Vulnerabilities, competition and rights in a context of climate change toward equitable water governance in Peru's Rio Santa Valley. Volume 22, Issue 2, Pages 364–373.
- MASCARO, J., ET AL. 2008. Limited native plant regeneration in novel, exotic-dominated forests on Hawai'i. *Forest Ecology and Management*. 256(4):593–606
- McCOOK, L. J. 1994. Understanding ecological community succession: Causal model and theories, a review. *Vegetatio* 110: 115-147
- McGARIGAL, K., S. A CUSHMAN, y 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>
- MENCHACA, L. B., B. M. SMITH, J. CONNOLLY, M. CONRAD y B. EMMETT. 2007. A method to determine plant water source using transpired water. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4 (2): 863-880.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Vol. 1. Washington, DC: World Resources Institute.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. 2012. Política Nacional para la Gestión de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos –PNGIBSE- Bogotá, Colombia. 134 p.
- MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL y FEDERACIÓN COLOMBIANA DE PRODUCTORES DE PAPA. 2003. Guía Ambiental para el cultivo de papa. Disponible online: <http://www.antioquia.gov.co/antioquia-v1/organismos/agricultura/papa/cadena%20papa/guia%20ambiental.pdf>
- MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. 2010. Plan Nacional de restauración de ecosistemas – PNRE –Bogotá, Colombia. 117 p.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2002. Programa Nacional para el manejo sostenible y restauración de ecosistemas de la alta montaña Colombiana: Páramos. Manejo Sostenible y Restauración de ecosistemas.
- MITICH, L. 2000. Common Cattail, *Typha latifolia* L. *Weed Technology* 14:446-450.

- MONTILLA, M., R. HERRERA y M. MONASTERIO. 2002. Influencia de los períodos de descanso sobre la distribución vertical de raíces, micorrizas va y pelos radicales en páramos andinos venezolanos. *Ecotropicos* 15(1): 85-98.
- MONTOYA, D., L. ROGERWS y J. MEMMONTT. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *TREE* 1569: 1-7
- MORA, L. F. 2012. Estados y trayectoria de cambio ambiental en el Valle de Sibundoy asociados a sistemas ganaderos (1980-2010). Tesis de grado para optar al título de Magister en Geografía, departamento de Historia, Universidad de los Andes Bogotá, Colombia 147p.
- MULLIGAN, M. 2000. Downscaled climate change scenario for Colombia and their hydrological consequences. *Advances in environmental monitoring and modeling* 1 (1): 3-35.
- MURCIA, C. 2005. Impacto Medioambiental de las Actividades Agrícolas y Ganaderas. Módulo 2. Disponible en Internet desde: <http://www.arrakis.es/coag-irm/cd.htm> (con acceso 02/12/12)
- NAVARRETE, F. y G. I. ANDRADE (fecha). Lagos y lagunas de Colombia Banco de Occidente. Bogotá.
- PABÓN, D. 2011. El cambio climático en el territorio de la corporación autónoma regional e Cundinamarca. CAR y Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- PATT, A., R. SCHRÖTER, T. KLEIN y A. DE LA VEGA. 2009. Vulnerability research and assessment to support adaptation and mitigation: common themes from diversity of approaches. Pp 1-25. En: Patt, A., Schorter, D., Klein T., and A. de La Vega (ed.). *Assessing vulnerability to Global Environmental Change. Making research useful for adaptation decision making and policy.* 258 p. ISBN: 978-1-84407-697-0
- PELS, B. y A. L. WERVEIJ. 1991. Burning and grazing in a bunchgrass paramo ecosystem. In: H. Baslev y J.L. Luteyn. 1991. *Paramo. An Andean Ecosystem under Human Influence.* Academic Press.
- PLAN NACIONAL DE DESARROLLO 2010 – 2014. Departamento Nacional de Planeación. 2011. Bogotá D.C.
- POVEDA, G. y D. ÁLVAREZ. 2010. Hydro-climatic variability over the Andes of Colombia associated with ENSO: a review of climatic processes and their impact on one of the Earth's most important biodiversity hotspots. *Climate Dynamics*, 36(11-12): 2233-2249.
- RAMSAR. 2002. Resolución VIII.39 Los humedales altoandinos como ecosistemas estratégicos. http://www.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-resol-resolution-viii-39-high/main/ramsar/1-31-107%5E21288_4000_2
- RAMSAY, P. M. 1992. The páramo vegetation of Ecuador: the community ecology, dynamics and productivity of tropical grasslands in the Andes. PhD thesis, University of Wales, UK. 274 pp.
- RANGEL-CH., J. 2000. Colombia, diversidad biótica III: La región de vida paramuna, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia e Instituto Humboldt. Bogotá, D.C.
- REED-ANDERSEN, S. CARPENTER y R. LATHROP. 2000. Phosphorus Flow in a Watershed-Lake Ecosystem. *Ecosystems*, Vol. 3, No. 6: 561-573
- RIVERA, O. D. 2001. Páramos de Colombia. Banco de Occidente. IM Editores. Santiago de Cali.
- RIVERA, O. D. 2009. Avance en la restauración de taludes y canteras en el Sistema Chingaza: caso cantera Cuatro Vientos. Memoria Congreso nacional de Páramos. Paipa, Boyacá. 26 – 30 de mayo.
- RIVERA, O. D. 2009. Biocostras y restauración de taludes y canteras del páramo de Chingaza. Memorias I Congreso Colombiano de restauración Ecológica. Bogotá, 27-31 de julio.
- RIVERA, O. D. y C. RODRÍGUEZ. 2011. Guía divulgativa de criterios para la delimitación de páramos de Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 68 pp.

- ROBINEAU, O., M. CHÂTELET, C. SOULARD, I. MICHEL-DOUNIAS, y J. POSNER. 2010. Integrating Farming and Páramo Conservation: A Case Study From Colombia. *Mountain Research and Development*, 30(3):212-221.
- RODRÍGUEZ-ERASO N., J. D. PABÓN-CAICEDO, N. R. BERNAL-SUÁREZ y J. MARTÍNEZ-COLLANTES. 2010. Cambio climático y su relación con el uso del suelo en los Andes colombianos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad Nacional de Colombia y Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación. Bogotá, D. C., Colombia. 80 p.
- RUIZ, D., MORENO, H. A. GUTIERREZ, M.E. y P. A. ZAPATA. 2008. Changing climate and endangered mountain ecosystems in Colombia. *Science of the Total Environment* 398: 122-132.
- SÁNCHEZ, J. E. 2000. Plan de manejo del Pantano de Martos. Gobernación de Cundinamarca.
- SÁNCHEZ, R., L. URREGO, R. MAYORGA y G. VARGAS. 2002. Modelo para el pronóstico de la amenaza por deslizamiento en tiempo real. Simposio Latinoamericano de Control de Erosión, Bucaramanga, Colombia.
- SARMIENTO, L. y D. LLAMBÍ. 2004. Secondary succession in the high tropical Andes: Monitoring in heterogeneous environments. En: Lee C. y Schaaf T. *Global environmental and social monitoring. Proceedings of the 1st International thematic workshop held in Vienna.* UNESCO
- SARMIENTO, L. y M. MONASTERIO. 1993. Elementos para la interpretación ecológica de un sistema agrícola campesino de los páramos venezolanos. pp. 55-77. En: Rabey, M. (ed.). *El Uso Tradicional de los Recursos Naturales en Montañas: Tradición y Transformación.* UNESCO-ORCYT, Montevideo. 256 pp.
- SCHMIDT-MUNN, L. 1998. Vegetación acuática y palustre de la Sabana de Bogotá y plano del río Ubaté. Tesis de Maestría. Facultad de Biología, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- SCHMITZ, O. J. 2012. Restoration of Ailing Wetlands. *PlosBiology* 10 (1) 1-3.
- SCHOUWENAARS, J. M. 1993. Hydrological differences between bogs and bog-relicts and consequences for bog restoration. *Hydrobiologia* 265, 217-224.
- SECRETARIA DISTRITAL DE AMBIENTE. 2000. Protocolo Distrital de Restauración ecológica: Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de Santa fe de Bogotá. Bogotá D.C
- SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE. 2010. Protocolo de Restauración y Rehabilitación Ecológica de Humedales en Centros Urbanos. Bogotá D.C.
- SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- SKLENÁŘ, P. y P. RAMSAY. 2001. Diversity of zonal páramo plant communities in Ecuador. *Diversity and Distributions*. 7:113-124.
- SMITH, E. L. 1978. A Critical Evaluation of the Range Condition Concept. *Inter. Congr. Rangel. Proc. 1st* (Denver, Colo.) p. 266-267. En: Friedel (1991)
- STRHALER, A. y A. STRHALER. 2005 *Geografía Física. Tercera Edición.* Ediciones Omega S.A, Barcelona, 550 p.
- SUDING, K. N. y R. J. HOBBS. 2009. Models of Ecosystem Dynamics as Framework for Restoration Ecology. En: Hobbs, R. J. y K. N. Suding (eds.). *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration.* Society for Ecological Restoration International. Island Press. Washington. United States of America.
- SUDING, K. N., K. L. GROSS y G. R. HOUSEMAN. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19 (1): 46-53.

- TOBÓN, D. 1989. Evaluación de pérdidas por intercepción de la precipitación en tres coberturas vegetales, *Cupressus lusitánica*, *Pinus patula* y bosque natural secundario. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Colombia. Medellín.
- URBINA-CARDONA, J. N., J. NORI y F. CASTRO. 2011. Áreas vulnerables a la invasión actual y futura de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*: Ranidae) en Colombia: Estrategias propuestas para su manejo y control. *Revista Biota Colombiana* 12(2):23-34. Volumen Especial de Especies Invasoras en Colombia.
- USDA. 2004. Hydrologic Soil-Cover Complexes. Part 630 National Engineering Handbook. United States Department of Agriculture - National Resources Conservation Service, Chapter 9, Washington, DC.
- VAN ANDEL, J. y J. VAN DEN VERGH. 1987. Disturbance of grasslands. Outline of the theme, in *Disturbance in Grasslands, Causes, Effects and Processes*. En: VAN ANDEL, J., BAKKER, P. y R. SNAYDON (eds). *Geobotany* 10, Junk, Dordrecht, 3-13.
- VAN DER HAMMEN, T. y A. M. CLEEF. 1986. Development of the high Andean páramo flora and vegetation. En: Viulleumier, F. y M. Monasterio (eds.). *High Altitude Tropical Biogeography*. Oxford University Press. Nueva York.
- VAN DER HAMMEN, T. 2002. Diagnóstico, cambio global y conservación. Congreso Mundial de Páramos.
- VAN DER HAMMEN, T. F., G. STILES, L. ROSSELLI, M. L. CHISACÁ, G. CAMARGO, G. GUILLOT, Y. USECHE y D. RIVERA. 2008. Protocolo de recuperación y rehabilitación ecológica de humedales en centros urbanos. Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaria de Ambiente. Bogotá.
- VAN DER HAMMEN, T. 1998. Plan ambiental de la Cuenca alta del río Bogotá. CAR, Bogotá.
- VAN DER MAAREL. 1988. Floristic diversity and guild structure in the grasslands of Oland's Stora Alvar. *Acta Phytogeographica Suecica* 76:53–65.
- VARGAS, J. O. 2002. Disturbios, Patrones Sucesionales y Grupos Funcionales de Especie en la Interpretación de Matrices de Paisaje en los Páramos. *Perez-Arbelaezia* 13: 73-89.
- VARGAS, J. O., J. PREMAUER y C. CÁRDENAS. 2002. Efecto del Pastoreo Sobre la Estructura.
- VARGAS, O y D. RIVERA. 1990. El páramo un ecosistema frágil. Cuadernos de Agroindustria y Economía Rural. Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia. Pp. 145 - 163.
- VARGAS, O y GRUPO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA. 2007. Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Secretaria Distrital de Ambiente, Alcaldía Mayor de Bogotá. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia
- VARGAS, O. 2000. Sucesión - Regeneración del Páramo Después de Quemadas. Tesis de Maestría. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia.
- VARGAS, O. 2002. "Disturbios, patrones sucesionales y grupos funcionales de especies en la interpretación de matrices de paisaje en los páramos". *Perez – Arbelaezia* 13: 73 – 89.
- VARGAS, O., J. PREMAUER, y M. ZALAMEA. 2002. Impacto de fuego y ganadería sobre la vegetación de páramo. pp. 819-841. In: *Memorias del Congreso Mundial de Páramos*. Tomo II . Ministerio del Medio Ambiente; CAR; IDEAM; Conservación Internacional, Paipa, Colombia
- VARGAS, O., J. PREMAUER, M. ZALAMEA y C. CÁRDENAS. 2003. El pastoreo de ganado y su impacto en los ecosistemas naturales: el caso de los páramos andinos. *Pérez Arbelaeiza* 14: 149 – 175
- VARGAS-RÍOS, O. 1997. Un modelo de sucesión-regeneración de los páramos después de quemadas. *Caldasia*. 19 (1-2).
- VELASCO-LINARES P & A. CARDONA. 2007. Planteamiento de estrategias de restauración. En *Recuperar el páramo. Restauración Ecológica en la Laguna del Otún Parque Nacional Natural Los Nevados*. Lotero Echeverri, Jorge Hernán. 173p. UAESPNN Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial CARDER, 2007

- VERWEIJ, P. 1995. Spatial and temporal modelling of vegetation patterns. Burning and grazing in the paramo of Los Nevados National Park. Colombia. International Institute for Aerospace Survey and Earth Science (ITC), Enschede – Hugo de Vries Laboratory, Amsterdam – Instituto Nacional de Recursos Renovables y del Ambiente – Colombia. ITC Enschede, The Netherlands.
- VERWEIJ, P. A. y P. E. BUDDE, 1992. Burning and Grazing Gradients in Páramo Vegetation: Initial Ordination Analyses. En: Balslev, H. y Luteyn, J. L. (Eds.). Páramo. An Andean Ecosystem Under Human Influence. Academic Press. London, U.K. pp 177-196.
- VERWEIJ, P., K. KOK, y P. E. BUDDE. 1995. Aspectos de la transformación del páramo por el hombre. En: Van der Hammen, T y Dos Santos. (eds). Studies on Tropical Andean Ecosystems. Volume 5. J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- WALKER, B. y D. SALT. 2006. Resilience thinking. Sustaining ecosystems and people in a changing world. Island Press, Washington D.C. 165 pp.
- WESTLEY, F., S. CARPENTER, W. BROCK, C. HOLLING y L. GUNDERSON. 2002. Why are systems of people and nature not just ecological or social systems. Pp 103-120 En: Gunderson, L. H and C.S. Holling (eds). Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems Theories for Sustainable Future, Island Press Washington, 507p.
- WHITE, P. y S. PICKETT. 1985. Natural disturbance and path dynamics: an introduction". En: Pickett, S. and P. WHITE (eds.). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press
- WWF. 2007. Convenio 50 de 2007. Mapa de ecosistemas estratégicos departamento de Risaralda escala 1:25 000. Informe técnico. Corporación Autónoma Regional de Risaralda.
- YOUNG, O. R. 1992. The effectiveness of international institutions: hard cases and critical variables. Pp. 160-194. En: Rosenau and E.-O. Czempiel (eds.). Governance without government: order and change in world politics. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ZEDLER, J. B. y J. C. CALLAWAY. 1999. Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow desired trajectories? Restoration Ecology. Vol. 7 No. 1, pp. 69–73.
- ZÚÑIGA-ESCOBAR, O., E. PEÑA-SALAMANCA, A. TORRES-GONZÁLEZ, R. CUERO-GUEPENDO y J. A. PEÑA-OSPINA. 2013. Assessment of the impact of anthropic activities on carbon storage in soils of high montane ecosystems in Colombia. Agron. colomb. [online]. 2013, vol.31, n.1, pp. 112-119.