

PEREZ ARBELAEZIA

Nº 14 - FEBRERO 2003

ISSN 0120-7717



Llerasia Lindenii Triana

Jardín Botánico José Celestino Mutis
Bogotá D.C., Colombia





ENRIQUE PÉREZ ARBELÁEZ

1896 – 1972

Fundador del Jardín Botánico José Celestino Mutis

Publicación del Jardín Botánico José Celestino Mutis, dedicada a la memoria de su fundador, el doctor Enrique Pérez Arbeláez, quien consagró su vida a institucionalizar la tradición científica de Colombia y a fomentar la investigación, divulgación y defensa de nuestros recursos naturales.



Mutisia clematis L.

Planta ornamental nativa tomada como emblema del Jardín Botánico. Debe su nombre a la exaltación que el ilustre botánico Linneo quiso hacer en homenaje a José Celestino Mutis, designado con el nombre de Mutisia.

Es una planta trepadora con zarcillos, hojas tomentosas en tonalidades verde grisáceo y flores pendulares, que con su color rojo vivo atraen insectos y colibríes.



ALCALDÍA MAYOR
DE BOGOTÁ D.C.

Alcalde Mayor

Antanas Mockus Sívickas

**JARDÍN BOTÁNICO
"JOSÉ CELESTINO MUTIS"**

Junta Directiva

Julia Miranda Londoño
Luz Stella Vargas Hernández
Alberto Gómez Mejía
Germán Andrade Pérez
Mónica Gómez de Espinosa
Marco Palacios Rozo

Director

Enrique Uribe Botero

Secretaria General

Catalina Nagy Patiño

Jefe de Planeación

Jaime Rudas Ll.

Subdirección Educativa y Cultural

María Margarita Gaitán Uribe

Subdirección Científica

María Elvira Madriñán Saa

Subdirección Técnica Operativa

Francisco Sánchez Hurtado

PEREZ ARBELAEZIA

Número 14 - Febrero de 2003

Publicación anual

PEREZ - ARBELAEZIA es la publicación científica y tecnológica
del Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.

PEREZ - ARBELAEZIA publica artículos, originales e inéditos, que cubran temas de investigación en ciencias puras o aplicadas sobre botánica, ecología, conservación, ciencias biológicas, recursos naturales renovables y medio ambiente, al igual que ensayos, revisiones, conferencias y reuniones que contribuyan a la profundización del conocimiento y constituyan aportes significativos al objeto de su temática.

Comité Editorial

Francisco Sánchez Hurtado
Gustavo Morales Liscano

Editor

César Escallón Estupiñán

Comité Científico

César Barbosa Castillo	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – Ideam
José Luis Fernández Alonso	Instituto de Ciencias Naturales Universidad Nacional de Colombia
Jesús Orlando Vargas Ríos	Departamento de Biología Universidad Nacional de Colombia
Fabio González Garavito	Instituto de Ciencias Naturales Universidad Nacional de Colombia
Rocío del Pilar Cortés Ballén	Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Santiago Madriñán Restrepo	Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad de los Andes

Ilustración Carátula

Llerasia Lindenii Triana

La especie, representada en arbolitos de hasta 6 metros, habita en los cerros que se extienden alrededor de la Sabana de Bogotá. Su rango de distribución altitudinal la sitúa entre los 2.600 y los 3.500 metros.

PEREZ - ARBELAEZIA

Publicación anual

© 2003 - Jardín Botánico José Celestino Mutis

ISSN 0120-7717

*La reproducción total o parcial de un artículo debe citar la fuente.
Corresponde a los autores la total responsabilidad de las ideas,
textos y conceptos emitidos en sus respectivos artículos.*

Canje

Óscar Ovalle Navarro
Biblioteca Enrique Pérez Arbeláez

Diseño y diagramación

Sanmartín Obregón & Cía. Ltda.

Impresión

Sanmartín Obregón & Cía. Ltda.

Ilustración carátula

Ulexia Lindenii Triana

FLORA DE LA REAL EXPEDICIÓN BOTÁNICA

DEL NUEVO REINO DE GRANADA (1783-1816)

Tomo XLVII, Compuestas, Tribu Astereas, LÁMINA LI

1989, Ediciones de Cultura Hispánica, Madrid.

Cortesía del Instituto Colombiano de Antropología e Historia ICAN

Jardín Botánico José Celestino Mutis

Av. (Cll.) 57 No. 61-13 • Tel.: 437 7060 • Fax: 630 5075

bogotanic@jbb.gov.co • www:jbb.gov.co

CONTENIDO

Presentación	7
Cambio en la cobertura vegetal del bosque húmedo tropical, Parque Natural Nacional Tinigua, Colombia	
Juan Pablo Giraldo Gómez	9
Composición, heterogeneidad espacial y conectividad de paisajes de las áreas rurales del Distrito Capital de Bogotá, Colombia	
Gabriel Eduardo Páramo Rocha	25
Estudios preliminares sobre el efecto de las poliaminas putrescina y espermidina en la micropropagación de <i>Stanbopea wardii</i> Lodd ex Lind (Orchidaceae)	
Claudia Patricia González Rojas y Germán Pachón Ovalle	73
Ecología del paisaje y dinámica de la vegetación en el sector medio del páramo de Sumapaz – Localidad 20 del Distrito Capital, corregimientos de Nazareth y Betania	
Leyla M. Montenegro-Calderón, Gabriel Martínez, Óscar Rivero y Sandra Zapata	93
Ecología de las especies invasoras	
Héctor Felipe Ríos y Orlando Vargas	119
El pastoreo de ganado y su impacto en los ecosistemas naturales: el caso de los páramos andinos	
Orlando Vargas Ríos, Julia Premauer, Marcela Zalamea y Camilo Cárdenas	149

PRESENTACIÓN

Constituye motivo de gran satisfacción para la Dirección del Jardín Botánico presentar esta corta nota con ocasión de la entrega número 14 de la revista *Perez - Arbelaezia*. En esta edición la revista presenta, en seis artículos, los resultados de investigaciones dirigidas a cubrir aspectos relacionados con el conocimiento y afectación de los componentes de nuestra biodiversidad. Tres de los trabajos de investigación han sido adelantados en la región de la Sabana de Bogotá, sobre las montañas que la rodean: el artículo presentado por el biólogo Gabriel Eduardo Páramo Rocha, sobre las relaciones del paisaje en las áreas rurales del Distrito Capital; el artículo encabezado por el profesor Orlando Vargas Ríos, cubriendo aspectos de los disturbios ocasionados por pastoreo en los páramos andinos, y el de la profesora Leyla Montenegro, en el tema de la ecología del paisaje, constituyen no sólo la expresión del apoyo efectivo de las directivas del Jardín Botánico para el desarrollo de la investigación sino que también traducen el esfuerzo de los investigadores por avanzar en el conocimiento botánico, ecológico y ambiental de una de las secciones del sistema regional andino de mayores condiciones adversas para los paisajes originales en sus suelos, cerros, quebradas, ríos y humedales. Un tema muy amplio y por lo mismo complejo, como lo es el de las especies invasoras, es desarrollado con claridad por el biólogo Hector Felipe Ríos. El tema de la protección de la naturaleza en parques nacionales es abordado por el biólogo Juan Pablo Giraldo Gómez, quien con el apoyo de la Universidad de los Andes de Bogotá y del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Ideam, logra presentar un análisis en los cambios de cobertura vegetal en el Parque Natural Nacional Tinigua. Los temas de laboratorio también hacen parte de este número de la revista: los biólogos Claudia Patricia González Rojas y Germán Pachón Ovalle, presentan su trabajo sobre el efecto de las poliaminas en la micropropagación de la especie *Sthanopea wardii*, una orquídea que hoy enfrenta la amenaza de extinción.

El nivel técnico y el rigor científico de los aportes presentados en este número de la revista *Perez - Arbelaezia* hacen factible su aplicación en la restauración y habilitación ecológica de áreas de la Sabana de Bogotá y sus cerros, en el rescate de las especies y en el desarrollo de prácticas conservacionistas. El proyecto editorial de la revista *Perez - Arbelaezia* nos permite testimoniar la forma en que la gestión para la investigación, la conservación y la comunicación oportuna del conocimiento generado van de la mano en el Jardín Botánico, en ese orden de ideas nos permite mostrar como se perfilan los logros de las políticas distritales y nacionales para la conservación de la flora silvestre y

sistemas ecológicos de la Región Andina de Colombia, para el mejoramiento de las condiciones medioambientales del país, la ciudad y su área de influencia.

A partir del presente número la revista contará con el apoyo de un Comité Científico integrado por los profesores Fabio González Garavito y José Luis Fernández Alonso, del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia; Orlando Vargas Ríos del Departamento de Biología de la misma Universidad; Rocío del Pilar Cortés Ballén, de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas; César Eduardo Barbosa Castillo, del Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, Ideam, y Santiago Madriñán Restrepo de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad de los Andes. La revista *Perez - Arbelaez* se honra con la nómina que integra este Comité Científico a cuyos miembros presenta un saludo especial.

Expresamos nuestro agradecimiento a quienes han contribuido a mejorar y a darle continuidad a este proyecto editorial que mantiene con su nombre el más vivo homenaje a la memoria del fundador de la institución.

Enrique Uribe Botero
Director Jardín Botánico

Ecología del paisaje y dinámica de la vegetación en el sector medio del páramo de sumapaz – Localidad 20 del Distrito Capital, corregimientos de Nazareth y Betania

Por

LEYLA M. MONTENEGRO-CALDERÓN*, GABRIEL MARTÍNEZ**, ÓSCAR RIVERO**
Y SANDRA ZAPATA**

Resumen

Estudiar la ecología del paisaje y la fragmentación de la cobertura de vegetación nativa, determinar la relación entre la riqueza de especies con respecto al tamaño de los fragmentos y proponer recomendaciones para la conservación *in situ* de la diversidad vegetal constituyeron los objetivos propuestos para el desarrollo del presente trabajo. Con base en la cartografía temática la investigación se realizó en el sector medio del Páramo de Sumapaz (37.324.09 ha), localidad 20 del Distrito Capital de Bogotá, Colombia, jurisdicción de los corregimientos de Nazareth y Betania; una parte de esta área se localiza dentro y en la zona de amortiguación del Parque Natural Nacional de Sumapaz (PNN). Se emplearon cinco estadígrafos espaciales para cuantificar la ecología de paisajes fragmentados (composición y estructura): área, forma, abundancia, distribución espacial y distancia entre fragmentos. Se analizó la composición florística y la estructura vegetal de una muestra estratificada de fragmentos (N=15) y se emplearon cuatro modelos de regresión para estudiar la relación entre área (A) y riqueza de especies de árboles (S). Se encontró que de la superficie estudiada, excluyendo el área dentro del PNN, el 65.3% corresponde a vegetación nativa y el 34.7 % restante son áreas de pastos y cultivos. De la superficie de vegetación nativa (excluida la superficie de herbazales) los matorrales se presentan como la unidad de cobertura natural con un mayor índice de fragmentación, superando en nueve veces la fragmentación de los bosques altoandinos. El 30% de los fragmentos corresponde a rangos pequeños y muy pequeños (1-50 ha), el 30% a medianos (50-100 ha) y 40 % a grandes y muy grandes (> 100 ha). El 40% de los fragmentos tiene formas cercanas a la circularidad (matorrales, rastrojos y herbazales) y en el 60 % las formas son irregulares (bosques,

* Docente Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Facultad del Medio Ambiente y los Recursos Naturales / leymon@mixmail.com

** Auxiliares de Investigación, Estudiantes Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Proyecto Curricular de Ingeniería Forestal / forestergab@hotmail.com • maschorro@hotmail.com

áreas agropecuarias). En promedio los fragmentos de matorrales se encuentran distanciados a 4.68 ± 0.24 Km., y los bosques a 5.46 ± 1.39 Km. El patrón de distribución resultó ser de tipo agregado. La regresión de potencia fue el modelo que mejor explicó la relación A-S ($S = 0.2465A^{0.284}$; $r^2 = 63.40\%$; $p = 0.018$). El exponente alométrico de este modelo permitió predecir que una reducción del 90% en el área de los fragmentos se traduciría en la pérdida del 48% de sus especies arbóreas y que los fragmentos se comportan como islas "reales" insertos en un "océano" de pastos y cultivos. El tamaño mínimo de fragmento que soportó la mayor riqueza de especies fue aproximadamente de 64 ha. Se presentan, a manera de sugerencias, algunas pautas dirigidas a la restauración de los fragmentos y el manejo de la matriz.

Palabras clave

Ecología del paisaje, fragmentación, pérdida de especies, relación área – riqueza de especies, páramo de Sumapaz.

INTRODUCCIÓN

La ecología del paisaje investiga las interacciones entre los elementos naturales del paisaje y los patrones actuales del uso de la tierra, (cultivos, zonas de pastoreo, represas, industrias) a escala regional, y tiene como finalidad conocer las afectaciones sobre la distribución y abundancia de las especies y sobre los procesos ecosistémicos del área objeto de investigación (Forman, 1995).

El uso que las personas le dan a la tierra imprime en ella patrones diferentes y, desde luego, contrastantes, en los cuales, por lo general, la vegetación nativa se ve fragmentada y se encuentra dispersa en el área observada. Los fragmentos resultantes, regularmente, se aprecian rodeados de coberturas agrícolas o pecuarias y con diferentes grados de asociación entre ellas. Por lo general, los fragmentos de vegetación nativa son el principal objeto de análisis en la ecología del paisaje, y los campos de cultivo y pastoreo constituyen la matriz contrastante que limita o posibilita la distribución de las especies. Conocer esta distribución y abundancia en paisajes fragmentados puede conducir a encontrar caminos posibles que permitan establecer espacios de armonía entre la conservación de las especies y el uso de la tierra; dicho propósito, en primer lugar, requiere lograr un buen conocimiento sobre el grado de fragmentación del paisaje estudiado y, en segundo lugar, sobre la influencia de dicha fragmentación en las especies.

Un paisaje fragmentado puede describirse por atributos, tales como el número de fragmentos, el tamaño, la forma, el grado de aislamiento, la conectividad y el tipo de matriz que rodea a los fragmentos, entre otros. Se ha demostrado que estos atributos tienen una influencia directa o indirecta sobre la flora y la fauna (Harris, 1984; Ripple *et al.*, 1991). El tamaño y la

forma de los fragmentos influye sobre un número importante de fenómenos ecológicos y ambientales, tales como la abundancia de los individuos, la especiación, la extinción, la riqueza y composición de especies y la superficie de captación de lluvia, entre otros (Krummel, *et al.*, 1987; Willson, *et al.*, 1994; Rozzi, *et al.* 1996, 1997; Gantz y Rau, 1999).

El efecto de la fragmentación es particularmente crítico en áreas de páramo y de bosque altoandino colombiano, debido a la fragilidad de estos ecosistemas, a su carácter de aislamiento y al grado de endemismo de las especies vegetales. Convertir las áreas de vegetación natural de los páramos en zonas de cultivo y pastoreo ha llevado a una reducción del espacio de los hábitat y, con ello, a un agotamiento de los recursos y al desplazamiento de las especies de la fauna nativa.

Es bien conocido el hecho que los procesos de reducción, fragmentación y degradación de ecosistemas estratégicos y otras áreas naturales, en altas montañas de Colombia, tienen su origen en las actividades humanas y que el cambio climático global se ha constituido en un factor acelerante de los procesos adversos que se generan, tanto a nivel regional como a nivel local (Alarcón *et al.*, 2002). En Colombia se ha descrito, de manera recurrente, la pérdida del área ocupada por vegetación de páramo y de alta montaña como hecho asociado a los procesos de transformación y uso del suelo que causan estos procesos (Van der Hammen, 1997). En el Páramo de Sumapaz se ha argumentado que la fragmentación de la vegetación nativa podría ser una de las causas que afecta negativamente la gran riqueza de especies en la región (Neira *et al.*, 2001).

Los estudios sobre usos del suelo a escala regional, hasta ahora publicados en Colombia, han mostrado entre sus objetivos el de cuantificar el nivel de cambio o transformación de las coberturas de alta montaña a través de periódicas comparaciones y la interpretación de escenas satelitales, (Van der Hammen, *op. cit.*; Alarcón *et al.*, *op. cit.*) o, en su defecto, mediante la descripción de las unidades de cobertura vegetal producida a través de la interpretación de sensores remotos, en cartografía temática (Neira *et al.*, *op. cit.*). En este sentido, se puede afirmar que existe un gran vacío en investigaciones que se hayan concretado a documentar el grado de fragmentación de un ecosistema paramuno y sus consecuencias locales.

La pérdida de biodiversidad no solo obedece a la fragmentación misma, también se atribuye al contexto ecológico del paisaje. Entre mayor grado de fragmentación presente un paisaje, menor será su resiliencia y mayor su vulnerabilidad (Biocolombia, 2002). En consecuencia, la pérdida de área y la fragmentación son consideradas ahora como el mayor factor tensionante en los ecosistemas tropicales y en particular crítico en los ecosistemas paramunos. Por tanto, conocer el entorno de la ecología del paisaje del páramo de Sumapaz resulta especialmente importante, no sólo en términos de la biodiversidad que este ecosistema alberga, sino también en el contexto de su funcionalidad ecosistémica y los servicios ambientales que produce.

En el Sumapaz la zona del páramo propiamente dicha es la región que ha sido objeto de mayor número de estudios, especialmente en lo referente a las comunidades vegetales (Leal y Romero, 1981; Franco-Rosselli y Betancur, 1999a y 1999b; Rangel, *et al.*, 1995; Rangel, 2000), sin embargo, se desconocen aportes relativos al análisis del paisaje, su fragmentación y la relación área-riqueza de especies.

Los objetivos perseguidos, con el desarrollo del presente trabajo están referidos, en primer lugar, al estudio de la ecología del paisaje y de la fragmentación de la cobertura de la vegetación nativa, en segundo lugar, a determinar la relación riqueza de especies con el tamaño de los fragmentos y, en tercer lugar, a la búsqueda de propuestas y recomendaciones para la conservación *in situ* de la diversidad vegetal. El desarrollo y resultados del estudio complementan los avances del proyecto: "Caracterización fisonómica, florística y estructural de las unidades de vegetación presentes en las áreas rurales del Distrito Capital", realizado a través del Convenio Interadministrativo, celebrado entre el Jardín Botánico de Bogotá "José Celestino Mutis" y la Universidad Distrital "Francisco José de Caldas".

RESEÑA DEL ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se realizó en el sector medio del Páramo de Sumapaz (37.324.09 ha), localidad 20 del Distrito Capital de Bogotá, Colombia, jurisdicción de los corregimientos de Nazareth y Betania. Dentro del área de estudio se encuentran 15.076 ha dentro del Parque Natural Nacional de Sumapaz (PNN), correspondientes al 40,3 % del área total investigada. La variabilidad altitudinal oscila entre los 2.600 y los 4.100 m.s.n.m. En general, la zona se caracteriza por un clima frío, con temperaturas medias que oscilan entre 4.4 °C, y 8.3 °C, el área se clasifica como húmeda y semihúmeda (Jardín Botánico, 2001). Los periodos más lluviosos corresponden a los meses de mayo, junio y julio y la precipitación oscila entre 776 y 3.062 mm. De acuerdo con Rangel, (op. cit.), el páramo de Sumapaz en general se clasifica como semihúmedo.

Las coberturas de alta montaña están conformadas por tres macrounidades o pisos bioclimáticos: a) la zona de superpáramo (entre los 4.700 y 4.200 m.s.n.m.), ausente en el área de estudio, b) la zona de páramo (entre los 3.200 y 4.200 m.s.n.m.), y c) el subpáramo (entre los 2.400 y 3.200 m.s.n.m.). También se diferencia la franja del Bosque Alto Andino, localizada entre los 2.600 y 3.500 m.s.n.m. (Alarcón *et al.*, op. cit.).

METODOLOGÍA

Este trabajo se contempla como un experimento de campo de tipo mensurativo el cual, en el análisis de los fragmentos busca conocer la estructura, composición y función del paisaje

estudiado. La investigación en ecología del paisaje se inscribe dentro de la escala espacial y temporal más alta del análisis de biodiversidad propuesto por Noss (1990, 1994) y comúnmente aceptado por la comunidad científica internacional (Rozzi *et al.* 2001).

La presente investigación se realizó en tres etapas: 1) identificación del problema 2) elaboración de la cartografía temática y análisis espacial (ecología del paisaje) y 3) muestreos de vegetación y análisis de la información.

A través de la interpretación de fotografías aéreas, a escala 1: 49.000 de 1993, se produjo la cartografía de cobertura vegetal y uso del suelo, verificada y actualizada en campo en junio de 2002. La cartografía se analizó mediante el software Arc-View GIS (3.2).

El análisis espacial se realizó utilizando la cartografía digital. La cobertura vegetal se consideró con el esquema de clasificación siguiente: i) cobertura de bosques y matorrales, ii) coberturas de páramo (herbazales, vegetación de escarpe y matorrales de páramo) y iii) vegetación antrópica (cultivos, áreas de pastoreo y rastrojos). Las dos primeras fueron consideradas como vegetación nativa y sobre estas coberturas se realizaron los inventarios de campo.

La estructura del paisaje se caracteriza como la forma, tamaño, densidad y distribución espacial de los fragmentos; la composición paisajística se describe a partir de la abundancia e identidad de los fragmentos, y la función del paisaje como los procesos, perturbaciones y el direccionamiento de los usos del suelo dentro del área investigada.

El análisis funcional del paisaje demanda evaluaciones periódicas, requerimiento que no fue posible desarrollar, de tal manera que el estudio sólo se limita al análisis de la composición y estructura, a cuyo efecto se empleó un grupo de enunciados estadísticos con el fin de cuantificar la heterogeneidad espacial, puesto que un único estadístico es usualmente considerado insuficiente (Ripple *et al.* op. cit.; Forman, op. cit.).

Las variables de la vegetación, composición florística, estructura y fisonomía se obtuvieron a través de muestreos en campo. Para ello se seleccionó una muestra ($N = 15$) de fragmentos de vegetación nativa, considerando la posibilidad de acceso a los mismos. Una vez identificados los fragmentos por muestrear, se procedió a su localización en terreno, con ayuda de la información cartográfica.

En cada fragmento de vegetación, tipo bosque, se establecieron dos transectos (de 50 por 10 m.), compuestos por 5 parcelas rectangulares (10 m. por 10 m.), (Parde y Bouchon, 1994; Prodan, *et al.* 1994; Zevallos y Matthei, 1994). En total se logran transectos de 100 por 10 m, es decir, 0.1 ha. Cada transecto se instaló aproximadamente a 100 m del borde del fragmento, (con el fin de reducir los efectos de borde) y perpendicular al borde mayor del mismo (Sisk *et al.*, 1997).

Para vegetación tipo matorral el transecto fue de 20 por 10 m., con sub-parcelas de 10 por 10 m., a 100 m del borde del fragmento y perpendicular a su borde mayor.

En cada una de las parcelas, tanto en bosque como en matorral, se registraron todas las especies arbóreas con diámetro a la altura del pecho (DAP) superior a 10 cm, para ello se utilizó un formulario de registro y una cinta diamétrica (Prodan *et al.* op. cit.; Parde y Bouchon, op. cit.). Una parcela seleccionada aleatoriamente dentro del transecto se subdividió además en una subparcela de 5 x 5 m. (Prodan, op. cit.), en las cuales se registraron datos para la vegetación arbórea y arbustiva de tipo latizal. Una segunda subparcela de tamaño 1 x 1 m fue seleccionada aleatoriamente con el fin de registrar los brinzales (Gysel y Lyon, 1980; Zevallos y Matthei, op. cit.).

Para la vegetación de tipo páramo el muestreo se realizó mediante la delimitación de un cuadrante de 5 por 5 m., con cuatro subparcelas de 2.5 por 2.5 m.; en ellas se registró la composición florística, diámetro de copa, altura total de los individuos y cobertura.

La información de los muestreos de campo permitió obtener datos con respecto a la frecuencia, abundancia, dominancia, índice de valor de importancia, riqueza y diversidad de especies, equidad y otros atributos ecológicos (Colinvaux, 1986; Zevallos y Matthei, op. cit.)

La relación área-riqueza de especies se analizó con base en modelos de regresión lineal, logarítmico (Gleason, 1922), exponencial y de potencia (Arrhenius, 1921), de la expresión $S = cA^z$ (Westman, 1985; Caughley y Sinclair, 1994). El análisis resultante de la integración de la vegetación y la fragmentación se realizó de acuerdo con la metodología propuesta por Montenegro, (2000). La información se procesó con la ayuda del paquete estadístico SAS (*System for window*, V. 8).

RESULTADOS

Cobertura vegetal

La Tabla 1 y la Figura 1 registran la información, obtenidos en el presente estudio, sobre las unidades de cobertura y de uso del suelo.

Descripción de las unidades de cobertura vegetal

Bosque Natural (B1): o Bosque Alto Andino (2.153.826 ha, 5.77% del área de estudio); presenta especies de porte mediano, las cuales suelen estar deformadas por los fuertes vientos.

Tabla 1. Síntesis de las unidades de cobertura vegetal y uso del suelo en el Páramo de Sumapaz, área de estudio.

Cobertura	Superficie ha	Porcentaje
Bosque	2.153,826	5.77
Rastrojo	1.146,502	3.07
Matorral	2.498,655	6.69
Herbazal	24.221,524	64.89
Humedal	139,478	0.37
Asociaciones de pastos y cultivos	3.806,794	10.19
Asociaciones de pastos y rastrojos	736,301	1.97
Vegetación en escarpes rocosos	2.621,012	7.02
TOTAL	37.324,090	100.00

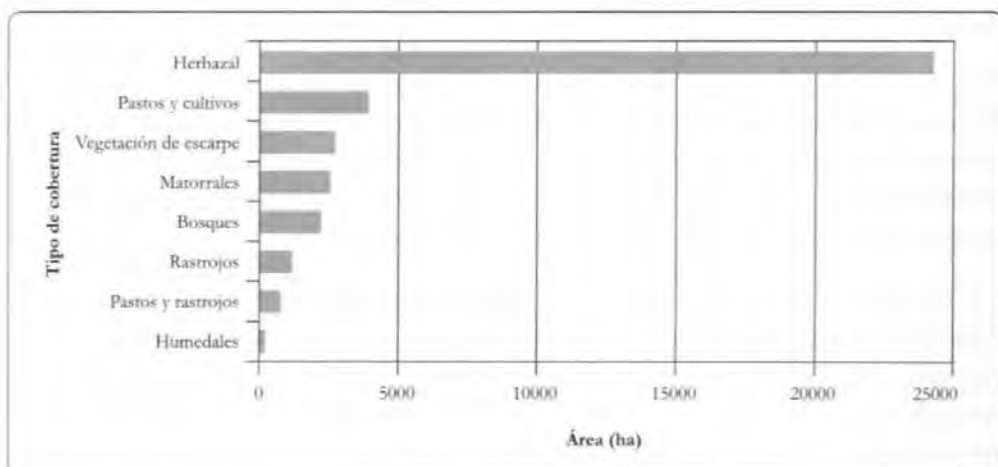


Figura 1. Cobertura vegetal en el área de estudio.

En muchas ocasiones el paisaje se observa cubierto de neblina, lo cual hace que se presente una alta humedad que permite el desarrollo de una gran variedad de epífitas, como bromelias, orquídeas, helechos y musgos que crecen sobre los troncos y ramas de la vegetación arbórea y arbustiva.

En este tipo de cobertura las especies más abundantes son *Hedyosmum bonplandianum* (15.83%), *Brunnellia* sp. (7.92%), *Weinmannia pinnata* (5.42%) y *Ternstroemia meridionalis* (5.0%). Las especies más frecuentes son *H. bonplandianum* (13.19%), *Brunnellia* sp. (6.25%), *Clusia duca* (5.56%), *T. meridionalis* (4.86%) y *W. pinnata* (4.17%). Como especies dominantes resultaron *H. bonplandianum* (14.16%), *T. meridionalis* (12.34%), *Brunnellia* sp. (8.86%), *C. duca* (5.17%) y *W. pinnata* (3.05%). Las especies de mayor IVI son *H. bonplandianum* (43.19%), *Brunnellia* sp. (23.03%), *T. meridionalis* (22.20%), *C. duca* (14.48%) y *W. pinnata* (12.63%).

La riqueza de especies del B1 fue de 76, la diversidad de especies (por Shannon-Wiener), fue de 5.84 bits/individuo y la equidad de 1. Estos atributos muestran la gran diversidad y complejidad composicional de la cobertura. Estructuralmente B1 presenta uno a dos estratos bien definidos, la altura promedio es de 16.47 m (± 0.81). Los individuos de mayor porte representan los géneros *Weinmannia* y *Clusia*. La presencia de estas especies es un indicativo del estado original de la vegetación, además el sotobosque denso y los troncos y ramas cubiertos de musgos y epífitas corroboran lo anterior.

La matriz que rodea el bosque andino es de tipo agropecuario y el contraste de tipo transicional o continuo, lo cual sugiere que el proceso de fragmentación es aún incipiente, quizá se debe a que los remanentes boscosos se localizan sobre pendientes abruptas que en muchos casos superan el 45%.

La unidad se caracteriza por la presencia de las siguientes comunidades: Orden *Clusio multiflorae-Weinmannietalia tomentosa* con la Alianza tipo: *Befario glaucae-Weinmannion tomentosae*; Alianza *Ternstroemia meridionalis-Clusio multiflorae* con la asociación tipo: *Halenio asclepiadae-Ternstroemietum meridionalis*; Asociación *Weinmannio tomentosae-Clusietum multiflorae* y Asociación *Halenio asclepiadae-Ternstroemietum meridionalis*. (Cantillo y Garay, 2002).

Los suelos que caracterizan los bosques naturales se clasifican como: *Humic Dystrudepts*, y *Typic Dystracrypts*. En general son moderadamente profundos, con drenaje interno medio y externo rápido, de erosión ligera superficial de tipo surcos. Poseen alta capacidad de retención de agua, (60% por volumen), propio de suelos con altos contenidos de microporos que permiten mantener aguas ligadas (Cadena *et al.*, 2002).

Matorrales bajo y denso (M1) y bajo y ralo (M2): estas unidades están localizadas en forma dispersa dentro del área de estudio, principalmente en la periferia del PNN. Agrupa áreas con vegetación natural de tipo arbóreo y arbustivo que reemplaza al bosque natural en zonas de aprovechamiento selectivo, donde se incentiva la regeneración natural principalmente de especies pioneras tardías, de rápido crecimiento, muy tolerantes a la luz, con estrategias reproductivas amplias y periodo de vida corto.

En los matorrales M1 se encontró que la especie más abundante es *Ageratina* sp (17.38%) seguida por *Bucquetia glutinosa* (8.87%), *Weinmannia tomentosa* (8.16%), *Befaria glauca* (7.80%) y *Weinmannia* sp. (7.45%). La especie dominante es *Weinmannia* sp. (32.46%), seguida por *W. tomentosa* (16.21%), *B. glauca* (7.73%) y *Cavendishia cordifolia* (5.94%). Las restantes especies (36) representan el 37.66%. La riqueza de especies en M1 fue de 76, siendo la diversidad de especies, de acuerdo con Shannon-Wiener, del orden de 1.08 bits/individuo y la equidad de 0.9.

Estos resultados muestran que la cobertura presenta una baja diversidad y equidad, comparada con el bosque altoandino. La matriz que rodea a M1 es predominantemente pecuaria, con contraste abrupto, lo cual sugiere que el proceso de fragmentación es maduro o avanzado, quizá esto se debe a que los remanentes del matorral alto se localizan sobre pendientes suaves, de fácil acceso y a que su vegetación es tradicionalmente utilizada como leña y postes para cerca. Este tipo de cobertura se caracteriza por la presencia de la Alianza *Befaria glaucae-Weinmannia tomentosae* con la Asociación tipo: *Oreopanax mutisiani-Weinmannietum tomentosae* (Cantillo y Garay, 2002).

Los suelos de M1 se clasifican como *Humic Calcic Dystrudepts*, *Humic Dystrudepts* y *Typic Dystrudepts*. En general son suelos moderadamente profundos, con drenaje interno medio y externo rápido, de erosión superficial, que conservan su capacidad porosa mejor que el bosque altoandino (Cadena *et al.*, op. cit)

En la cobertura M2 las especies más abundantes son *W. tomentosa* (17.56%), *Ilex* sp. (11.45%), *Clusia multiflora* y *W. pinnata* (9.16%). Las especies más frecuentes son: *Clusia multiflora* (10.29%) y *Myrsine dependens* (7.35%). Se encontró que *W. tomentosa* es la especie dominante (32.03%) seguida por *C. multiflora* (15.57%), *Ilex* sp. (6.75%) y *Gaiadendrum* sp. (6.71%). La especie que registra el mayor IVI es *W. tomentosa* (55.47%), seguida por *C. multiflora* (35.02%), *Ilex* sp. (24.09%), *Hedyosmum bonpladianum* (17.68%) y *Gaiadendrum* sp. (15.70%). La riqueza de especies es de 50, el índice de diversidad de Shannon-Wiener es de 2.21 bit/individuo y la equidad de 0.45. Estos parámetros ecológicos evidencian una mayor intervención en esta cobertura, comparada con la anterior, lo cual sugiere un mayor grado de alteración sobre la vegetación y sus especies.

La matriz que rodea a M2 es de tipo pecuario de contraste abrupto, lo cual parece indicar que el proceso de fragmentación es avanzado. Al igual que en la cobertura anterior quizá esto se deba a que los remanentes del matorral se localizan en áreas de fácil acceso. El contraste abrupto permite inferir que la vegetación dentro de los fragmentos se encuentra muy expuesta a los efectos de la matriz. En campo se pudo verificar la presencia abundante de chusque en el borde de los remanentes, en una franja aproximada de 20 o 30 m hacia el interior; además hay evidencia de pastoreo, quema y tala.

Los suelos que caracterizan a M2 se clasifican como Humic Dystrudepts, los cuales son superficiales, moderadamente bien drenados, con erosión de tipo hídrica, laminar y ligera; y alto contenido de carbono orgánico (Cadena *et al.*, op. cit.).

Matorral de páramo (H1): esta cobertura cubre un área de 519.497 ha., (1.4% del área total de estudio). Su vegetación se caracteriza, dentro del paisaje de páramo, por presentar porte arbustivo disperso a manera de manchas, donde predomina la especie *Pohlylepis cuadrifuga*, inmersas en unidades dominadas por las especies *Espeletia sp.* y *Puya sp.*

La especie más abundante, frecuente y dominante dentro de las manchas de matorral de páramo fue el *Pohlylepis cuadrifuga* (coloradito) con 43.33%, 35.71% y 79.46%, respectivamente. Otras especies abundantes son *Tibouchina grossa* (12.22%) y *Gynopsis sp.* (11.11%). Entre otras especies frecuentes se encuentran *Hypericum goyanense*, *Weinmannia microphylla* y *Tibouchina grossa* con 7.14% cada una. Entre las especies dominantes también se destacan *T. grossa* (5.97%) y *W. microphylla* (4.89%). La especie que registra el mayor IVI es *P. cuadrifuga* (158.5%), le siguen *T. grossa* (25.33%), *Gynopsis sp.* (17.52%) y *W. microphylla* (16.48%).

La riqueza de especies fue de 55, siendo la diversidad de especies 2.92 bits/individuo, de acuerdo con Shannon-Wiener, y la equidad de 0.73. Estos atributos ecológicos muestran que la cobertura presenta una diversidad media y equidad alta, comparada con las otras unidades de matorral.

La matriz de H1 es predominantemente pecuaria, con contraste continuo, presenta intervención por pastoreo y quemas; lo cual sugiere que los remantes se encuentran expuestos a la intervención antrópica, quizá esto se debe a su fácil acceso y a que proveen agua y refugio para los animales domésticos.

Este tipo de cobertura se caracteriza por la presencia de la Asociación *Gaultherio haplotrichae-Befarietum glaucae*, y Asociación *Oreopanax mutisiani-Weinmannietum tomentosae* (Cantillo y Garay, op. cit.).

Los suelos de H1 se clasifican como Typic Dystricrypts, son moderadamente profundos, con drenaje interno y externo medio, de erosión moderada en surcos, poseen bajo contenido de arcilla y gran cantidad de macroporos (Cadena *et al.*, op. cit.).

Vegetación de herbazal (H2, H3) y de escarpe (Rc1 y Rc2): estas unidades se localizan preferencialmente al noroccidente del área, principalmente dentro del Parque Nacional Natural de Sumapaz; cubren aproximadamente el 70% de la superficie de estudio.

La vegetación de la unidad H2 se caracteriza por la dominancia de *Calamagrostis sp.* (20.65%), *Espeletia grandiflora* (13.229%), *Arytaphyllum postratum* (12.48%) y una gran variedad de musgos que representan aproximadamente el 10.15%. La riqueza de especies fue de 66, la diversidad de 0.25 bits/individuo y la equidad de 0.04. Estos atributos ecológicos evidencian que la

cobertura presenta una baja diversidad y equidad, comparada con las coberturas anteriormente analizadas.

Este tipo de cobertura se caracteriza por la presencia de la clase *Pernettya prostratae-Espeletietea grandiflorae*, Alianza *Espeletio grandiflorae-Calamagrostion effusae* con las asociaciones: *Puyo trianae-Calamagrostietum effusae* y *Chusqueo tessellatae-Calamagrostietum effusae*, Asociación *Chusqueo Hypericum sp.* *Espeletia argentea* y *Acaena sp.*, así como las *tessellatae-Calamagrostietum effusae*, Asociación *Arcytophyllum nitidi-Calamagrostietum effusae* (Cantillo y Garay op. cit.). Las especies colonizadoras pioneras *Pernettya sp.* y *Cynaxis sp.*, demuestran que la zona fue intervenida. Los suelos que caracterizan H2 se clasifican como Humic Dystrocrypts; y Humic Dystrudepts (Cadena *et al.*, op. cit.).

En la unidad H3 es común encontrar especies de tipo gramínea que forman macollas hasta de 40 – 50 cm de alto. La vegetación se caracteriza por la dominancia de *Calamagrostis sp.* (26.93%), *Espeletia grandiflora* (20.55%) y *Sphagnum sp.* (11.66%). La riqueza de especies es de 44, la diversidad de 0.43 bits/individuo y la equidad de 0.08, siendo estos valores los más bajos dentro de la gran cobertura de herbazal. Este tipo de cobertura se caracteriza por la presencia de la Asociación *Rhynchosporo macrochaetae-Arcytophyllum prostrati* (Cantillo y Garay (2002). Los suelos característicos de H3, son: *Typic Dystrocrypts* y *Humic Dystrocrypts*. (Cadena *et al.*, op. cit.).

La vegetación asociada a los escarpes rocosos (Rc) está condicionada por la poca profundidad del suelo, espesa neblina, pendientes pronunciadas y fuertes vientos además de las variaciones abruptas de algunas de estas condiciones en el transcurso del día.

Las especies mas frecuentes son *Calamagrostis sp.*, *Cortaderia* y *Sticta* con un 5.93% cada una. Domina *Calamagrostis* (27.57%), *Hypericum bratis* (24.44%) y *Puyo trianae* (11.67%). La vegetación registró una riqueza de 36, índice de diversidad de 2.89 bits/individuo y equidad de 0.55. Como se esperaba estos parámetros reflejan la influencia de las formas del paisaje sobre la distribución y abundancia de las especies, en este caso limitando su presencia.

De acuerdo con Cantillo y Garay (op. cit) este tipo de cobertura se caracteriza por la presencia del orden *Espeletio grandiflorae-Calamagrostetalia effusae* con la alianza *Espeletio grandiflorae-Calamagrostion effusae* y las asociaciones *Puyo trianae-Calamagrostietum effusae*, *Chusqueo tessellatae-Calamagrostietum effusae*. Las especies características son *Espeletia grandiflora* y *Pernettya prostrata*.

Índice de fragmentación

Este índice permite determinar qué tipo de cobertura presenta mayor grado de fragmentación (Tabla 2).

Tabla 2: Índice de fragmentación de la cobertura natural

Unidad	Índice de fragmentación
Bosques	0,03
Rastrojos	0,07
Humedales	0,07
Vegetación de escarpe	0,17
Matorral	0,27
Herbazal	0,39
TOTAL	1,00

La Tabla 2 muestra al herbazal como el de mayor índice de fragmentación; sin embargo, para el área de estudio este resultado es más un indicador de la diversidad de comunidades presentes dentro, que de la fragmentación. De igual manera el índice de la vegetación de escarpe evidencia la fisonomía del paisaje del Sumapaz, que probablemente es el factor que contribuye a la gran diversidad de especies y comunidades de este páramo. En términos generales, la vegetación de matorral es la que presenta el mayor índice de fragmentación, superando en nueve veces la fragmentación del bosque alto andino.

Composición y estructura del paisaje

Abundancia, tamaño y forma

En total se contabilizaron 457 fragmentos dentro del área de estudio, de los cuales el mayor porcentaje corresponde a vegetación de tipo herbazal y el menor corresponde a vegetación de tipo boscoso (Tabla 3).

El tamaño promedio de los fragmentos de bosque fue de 215.38 ha (± 98.39 , $\alpha = 0.05$), el cual varió desde fragmentos muy pequeños (<10 ha) hasta muy grandes (>100 ha). La forma de los fragmentos de bosque es redonda, rectangular e irregular y se expresa en el área de estudio en proporciones iguales. La Figura 2 permite observar que el mayor número de fragmentos de bosque es de tamaños pequeños y medianos y con formas redondos-ovales, y que los fragmentos de mayor superficie (grande y muy grande) reflejan formas irregulares (peninsulares).

Tabla 3: Distribución de fragmentos por unidad de cobertura

Cobertura	Nº Fragmentos	Porcentaje
Bosques	10	2.18
Subtotal	10	2.18
Rastrojos R1	19	4.16
Rastrojos R2	8	1.75
Subtotal	27	5.90
Matorral M1	45	9.84
Matorral M2	51	11.16
Subtotal	96	21.00
Herbazal H1	44	9.62
Herbazal H2	35	7.66
Herbazal H3	45	9.84
Herbazal H4	15	3.28
Subtotal	139	30.41
Humedal U1	9	1.97
Humedal U2	18	3.93
Subtotal	27	5.90
Pastos y cultivos	74	16.19
Subtotal	74	16.19
Pastos y rastrojos	22	4.81
Subtotal	22	4.81
Veg de escarpe RC1	37	8.09
Veg de escarpe RC2	25	5.47
Subtotal	62	13.56
TOTAL	457	100.00

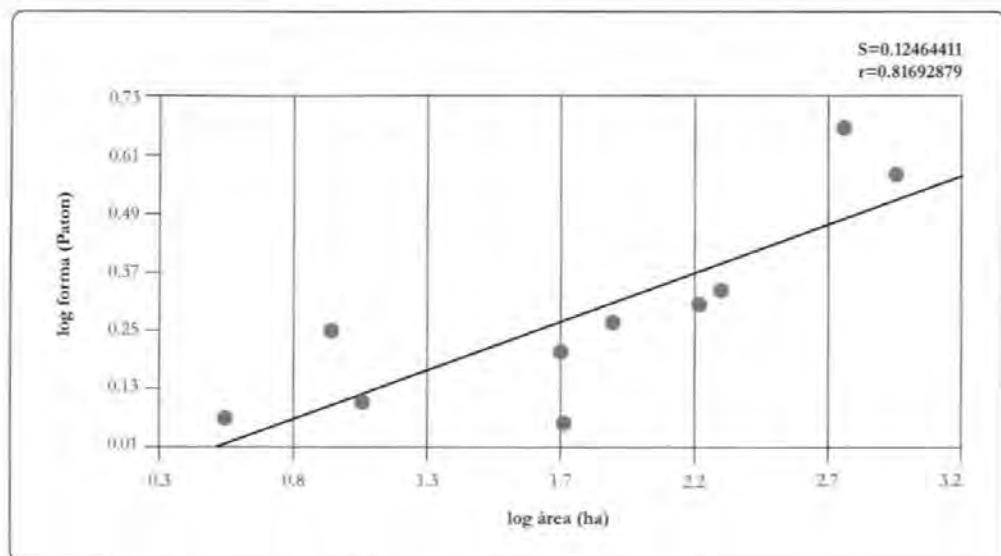


Figura 2: Relación forma Vs. tamaño de los fragmentos de bosque

La vegetación de matorral, en contraste con los bosques, presenta mayor número de fragmentos (96, equivalentes al 21%); considerando que la unidad está presente en un bajo porcentaje (6.7%) de la superficie estudiada, su nivel de fragmentación es alarmante. El tamaño promedio de los fragmentos de matorral bajo denso (M1) es de 24.44 ha (± 4.6 , $\alpha=0.0001$) y de matorral bajo ralo (M2) es de 27.43 (± 7.9 $\alpha=0.001$). El 54% (52) de los fragmentos de matorral son ovales y casi el 20% son irregulares. Los fragmentos de matorral (Figura 3) se presentan en tamaños pequeños a medianos y se asocian a formas oval-rectangulares,

Los matorrales, en general, se localizan en el límite exterior del PNN, en el que conforman la vegetación de tipo natural del «área de amortiguación» del mismo. El costado de los fragmentos de matorral que colinda con el PNN refleja formas lineales, en tanto que al exterior del mismo, la forma se torna sinuosa e irregular, evidenciando la intervención antrópica sobre estas unidades.

La Tabla 4 permite establecer que el 41.3% (83) de los fragmentos de vegetación de páramo (H1, H2, H3, H4 y Rc) son pequeños, en contraste el 16.91 % (34) son grandes y muy grandes. Así mismo, el 47.7% de los fragmentos (96) de estas coberturas son ovales, las formas redonda y rectangular tienen la misma distribución porcentual (15%), en tanto que el 20% de los fragmentos son irregulares.

Densidad y dispersión de fragmentos

El índice de espaciamiento, r , reflejó que en promedio los fragmentos de matorral están distanciados entre sí 4.68 ± 0.24 Km. y los bosque en 5.46 ± 1.39 Km. Por otra parte, el índice de dispersión, R , refleja que el patrón de distribución para ambas coberturas fue del tipo agregado.

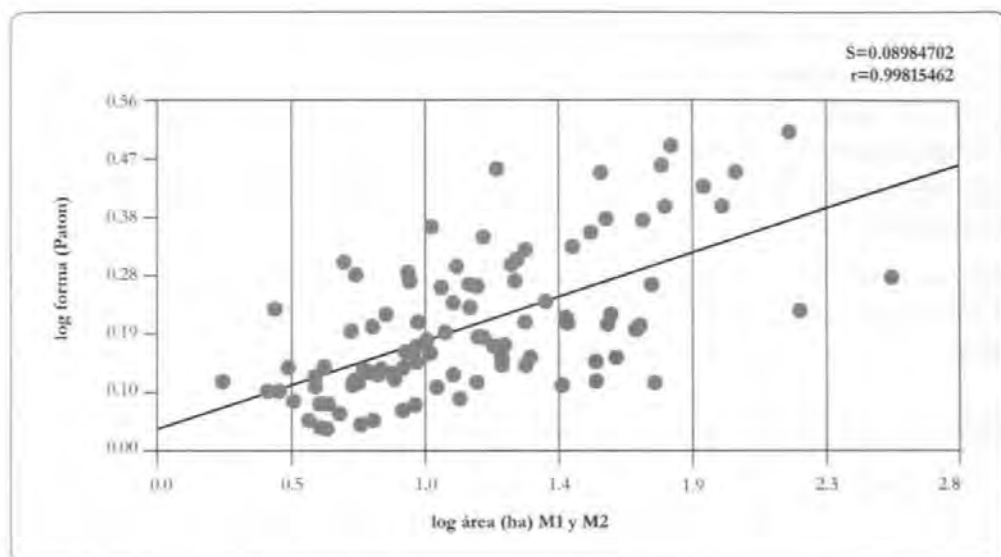


Figura 3: Relación tamaño – forma de los fragmentos de matorral (M1 y M2)

Tabla 4: Número de fragmentos de vegetación de páramo por rango de tamaño y forma.

Descripción	Rango de tamaño	Vegetación de Páramo						Total	
		H1	H2	H3	H4	Rc1	Rc2	N°	%
Muy pequeño	< 10	29	6	8	7	8	8	66	32.83
Pequeño	10-50	14	13	16	4	22	14	83	41.29
Mediano	50-100	1	3	6	2	4	2	18	8.95
Grande	100-200	0	1	6	2	1	0	10	4.97
Muy Grande	200-500		4	6		1	1	12	5.97
Muy Grande	500-1000		5	2		1		8	3.98
Muy Grande	> 1000		3	1				4	1.99
	Total	44	35	45	15	37	25	201	100
Forma	Rango de forma (Patton)	No. Fragmentos						Total	
		H1	H2	H3	H4	Rc1	Rc2	N°	%
Redondos	< 1.25	14	3	5	2	3	5	32	15.92
Ovales	1.25-1.7	20	16	17	9	21	13	96	47.76
Rectangular	1.7-2	7	5	7	1	7	4	31	15.42
Irregular	> 2	3	11	16	3	6	3	42	20.89
	Total	44	35	45	15	37	25	201	100.00

En general, cuando un paisaje exhibe gran separación entre los fragmentos, como en el área de estudio del páramo de Sumapaz, se presenta una marcada reducción de las tasas de migración de las especies; lo cual puede sugerir que en el área de estudio la vegetación natural de bosques y matorrales contenida en los fragmentos tiene dificultades para migrar hacia hábitar disponibles, con lo que reduce de manera considerable la posibilidad de restauración natural en distancias medias.

Por otra parte la dispersión de los fragmentos de forma agregada sugiere que el proceso de deforestación obedece a patrones antrópicos, por la selección de áreas de intervención, dando lugar a que los fragmentos remanentes se localicen en ciertos sitios.

Relación ecología del paisaje Vs. vegetación

• Generalidades

En total se realizaron 32 inventarios en vegetación nativa, correspondiente a 15 fragmentos de tamaños y formas variables (Tabla 5). Se muestrearon 2 fragmentos de vegetación boscosa, 6 de matorral (4 en M1 y 2 en M2) y 7 de vegetación paramuna (1 en H1; 3 en H2; 2 en H3 y 1 en Rc1). Todos los inventarios se hicieron con un error de muestreo del 10%.

• Relación: área - riqueza de especies

Considerando que los muestreos de la vegetación de páramo (H y Rc) no son suficientes al nivel de precisión preestablecido el análisis área-riqueza de especies se presenta para la vegetación de bosques y matorrales.

La Tabla 6 muestra la riqueza de especies e índice de diversidad de Shannon-Wiener para los fragmentos de vegetación boscosa y de matorrales muestreados. Los fragmentos de extensa área soportan el mayor número de especies, así los fragmentos pequeños soportan cerca de 35 especies, en tanto que los fragmentos grandes sostienen cerca de 45 especies.

El tamaño mínimo de fragmento de vegetación que soporta la mayor riqueza de especies se derivó gráficamente de la curva ampliada especies-área (Figura 4), en la cual se puede apreciar que el tamaño mínimo estaría cercano a las 64 ha.

De los cuatro modelos evaluados para explicar la relación área-riqueza de especies se encontró que el modelo de potencia presentó el mejor ajuste a los datos obtenidos. Este modelo se explica a través de la ecuación alométrica $S = 0.246 A^{0.284}$ ($R^2 = 63.40\%$ y $P = 0.018$).

De acuerdo con los valores del exponente z entregados por la literatura (MacArthur y Wilson, 1967; Connor y McCoy, 1979, citados por Montenegro, op. cit.) el valor del

Tabla 5: Tamaño y forma de los fragmentos muestreados.

Tamaño (ha)	No. Fragmentos	Unidades					
1 a 10	2 (13,3 %)	M1		H1			
10 a 40	5 (33,3 %)	M1	M2	H3	Rc1		
40-100	2 (13,3 %)	M1		H3			
100 - 500	1 (6,6 %)	M1					
500 - 1000	4 (26,6 %)					B1	H2
> 1000	1 (6,6 %)						H2
TOTAL	15 (100 %)						
Forma	No. Fragmentos	Unidades					
Redondo	2 (13,3 %)	M1	M2				
Ovalredondo	2 (13,3 %)	H1		H3			
Ovaloblongo	1 (6,6 %)	M1					
Rectangularoblongo	1 (6,6 %)				Rc1		
Amorfo	9 (60%)	M1	M2			H2	B1
TOTAL	15 (100 %)						

exponente $z = 0,284$ obtenido sugiere que los fragmentos evaluados se comportan como islas reales, rodeados de un “océano” antrópico de cultivos y áreas de pastos cultivados.

Estimación de la pérdida de especies como consecuencia de la fragmentación

El valor del exponente z calculado anteriormente permite estimar que una disminución del área de los fragmentos por un factor de 10 reduce el número de especies por un factor de 1,92 ($10^{0,284} = 1,92$); es decir, la reducción del área de un fragmento de bosque o matorral por un factor de 10 (i.e. un 90%) implica una pérdida de la riqueza de especies del orden del 48%.

Tabla 6: Riqueza de especies e índice de diversidad de Shannon-Wiener para fragmentos de bosques y matorrales muestreados.

Cobertura	Área (m2)	Número de individuos	Diversidad bit/individuo	Riquezas	Especies nuevas	Especies acumuladas
Bosques						
B1	9377862	122	2.27	43	0	23
B1	6032783	118	4.24	55	23	46
Matorral denso						
M1	45384.97	8	2.32	9	0	5
M1	166803.7	31	4.08	16	9	14
M1	641683.7	178	4.5	47	21	35
M1	1059683	65	3.45	17	4	39
Matorral ralo						
M2	362706.3	74	2.5	33	0	23
M2	119651.9	57	3.9	30	11	34

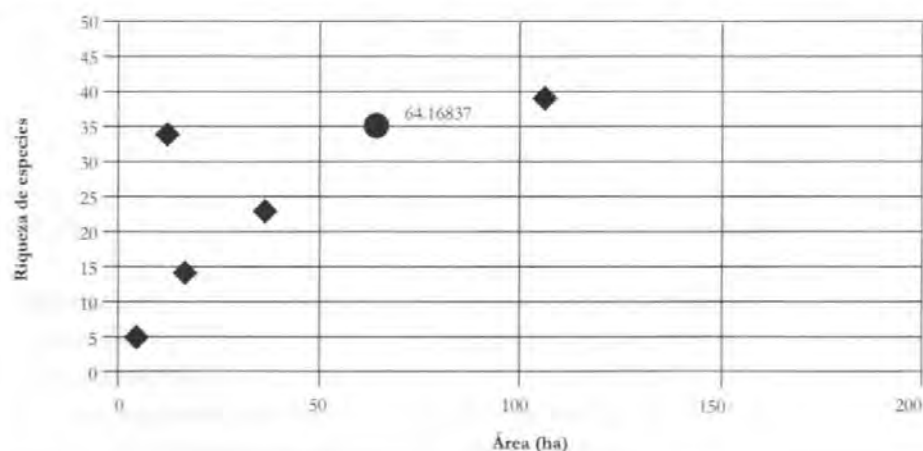


Figura 4. Curva ampliada de riqueza de especies Vs. Área

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Fragmentos de vegetación de páramo

Este tipo de vegetación domina el área estudiada, refleja una gran diversidad de comunidades en su interior y se localiza principalmente dentro del área protegida del Parque Nacional Natural de Sumapaz, lo cual contribuye de manera importante en su conservación; sin embargo, es evidente que dentro de estas unidades se realizan actividades de pastoreo que afectan la fragilidad de las mismas. En general, el matorral de páramo (H1) presenta el mayor impacto dentro de la vegetación del área de estudio, expresado en procesos de tala, quema y pastoreo; en seguida y en el mismo sentido los efectos se observan en la unidad (H2) dominada por *Calamagrostis* sp - *Espeletia* sp- *Chusquea* sp; esto quizá se deba a su fácil acceso, a la disponibilidad de agua y a que sirve de refugio para los animales, a la oferta de leña y a sus suelos profundos. De igual manera ha sido evidente que las macollas de *Calamagrostis* sp sean pequeñas y dispersas, en medio de espacios considerables de suelo desnudo, lo cual facilita el establecimiento de especies invasoras no deseables como *Rumex acetocella*. En contraste las demás unidades (H3, H4 y Rc) se muestran mejor preservadas, gracias a que se encuentran en zonas de pendientes más fuertes y de difícil acceso.

Las especies presentes en los fragmentos de matorral de páramo (H1) se pueden clasificar como inductores preclimáticos de matorral y rastrojo. Especies pioneras de páramo y subpáramo, también se encontraron en el área. Lo anterior indica que los matorrales de páramo se encuentran en distintos grados de intervención antrópica, que las especies pioneras se hacen presentes en las comunidades identificadas, lo cual puede considerarse como un proceso incipiente de recuperación del área y de una avanzada de la sucesión vegetal y que es necesario eliminar los factores tensionantes (pastoreo y quema) con el fin de permitir que el proceso de restauración natural continúe su curso.

En general los suelos de herbazal se componen de macroporos lo cual resulta en una baja capacidad de retención hídrica y en la presencia de una vegetación de rastrojo, en forma de en cojines y colchones de musgos; en contraste, estas zonas presentan una alta saturación de humedad ambiental, que pasa a ser retenida por la vegetación arbustiva y que se constituye en una característica de las unidades de matorral de páramo.

Por otra parte los remanentes de vegetación tipo herbazal, al exterior del área de protección del PNN-Sumapaz, con contrastes abruptos y matriz de cultivos de papa facilita la invasión de especies introducidas, produce un descenso en el número total de especies y una mayor competencia entre éstas. En opinión de Van der Hammen *et al* (2002), durante los últimos años se ha visto el ascenso gradual de los cultivos de papa en los páramos, afectando cada vez más su superficie, hecho que puede estar relacionado con el aumento de la temperatura global y también con la presencia de razas más resistentes.

Fragmentos de bosque alto andino y de matorral

Se encontró, en general, que a medida que aumenta el área de los fragmentos la forma que presentan se torna más compleja e irregular; esto evidencia que la intervención humana sobre los remanentes de vegetación nativa del área estudiada tiene un papel importante en el modelado del paisaje e influye directamente sobre la posibilidad de recuperación y en una mayor fragmentación de las áreas relictuales. Por tanto, es importante tener en cuenta que las actividades de restauración deberán encontrarse encaminadas a conectar las formas peninsulares de los fragmentos, de tal forma que, a futuro, se logren áreas más cercanas a la redondez, a fin de reducir con esta medida los efectos deletéreos de la matriz y del borde.

Fragmentos de bosque

Se encontró que los fragmentos de mayor área del bosque altoandino muestran formas irregulares lo cual resulta en un mayor efecto de borde (mayor perímetro por unidad de área) (Lovejoy *et al.*, 1986; Harris y Silva-López, 1992; Laurance *et al.*, 1998, Montenegro, op. cit.) y, en consecuencia, se presenta una mayor interacción entre el fragmento y la matriz, la vegetación dentro del mismo se ve influida por los efectos deletéreos del ambiente exterior, y, por ende, la posibilidad de conservación de especies *in situ* disminuye y el área perturbada se incrementa. Por otra parte, la forma peninsular de los parches de mayor área permite suponer una próxima fragmentación de los mismos, máxime cuando están rodeados por áreas de cultivo y ganadería; se considera relevante la necesidad de restaurar estos fragmentos y de buscar alternativas de uso menos impactantes, que generen matrices más compatibles con la conservación.

Las especies presentes en los fragmentos de bosque altoandino corresponden a individuos inductores preclimáticos dominantes, de tipo sere encenillal, lo cual hace pensar que la unidad anterior pudo corresponder al típico bosque altoandino y que la alta intervención de la unidad se encuentra reflejada en los bajos atributos ecológicos que expresaron las especies en los muestreos realizados.

El tamaño mínimo del fragmento que soporta el mayor número de especies correspondió, para el área de estudio, a 64 ha. Esto pone en evidencia el riesgo que significa para el 60% de los fragmentos de bosque (porcentaje que corresponde a rangos de tamaño pequeño a mediano de esta unidad) y, además, sugiere que las especies dentro de éstos podrían estar expuestas a procesos de extinción local. Esta situación se potencia por procesos de tala selectiva, fuerte impacto sobre juveniles y sobre la estructura vertical, procesos que fueron observados durante el trabajo de campo.

Fragmentos de matorral

El bajo porcentaje del área ocupada por la vegetación de matorral y su elevado número de fragmentos ponen en evidencia que esta unidad es la más afectada por el proceso de frag-

mentación en el área de estudio (índice de fragmentación para los matorrales es de 0.27); así mismo, el tamaño mínimo del fragmento que soporta el mayor número de especies correspondió, como se ha mencionado, a 64 ha. En consideración a que el 95.8% de los fragmentos de matorral son de tamaño pequeño a mediano la vegetación en ellos contenida podría estar en riesgo de procesos de extinción local, pues no se observó un parche que pueda actuar como fuente de semillas y facilite los procesos de restauración ecológica de manera natural. Además el aprovechamiento selectivo para obtención de leña, la ampliación de áreas para pastoreo y su relativo fácil acceso, contribuyen a la eliminación de estas coberturas; por consiguiente, es necesario adelantar acciones que permitan la conservación de estos remanentes de vegetación. Se requiere, por ende, acciones de restauración ecológica que faciliten la conectividad entre estos y que a su vez generen formas redondas que permitan proteger la vegetación de los efectos de la matriz contrastante, que, para este caso, corresponde a cultivos de papa y pastos cultivados, principalmente.

Las especies presentes en el matorral (M1) corresponden a individuos inductores preclimáticos, de tipo arbóreo-arbustivo, lo cual hace suponer que la unidad fue un continuo dominada por especies de encenillo, pero que actualmente por la dispersión y fragmentación de los remanentes la vegetación se mezcla con otras especies que ganan peso en los atributos ecológicos analizados. Los resultados indican que los bosques de encenillales mencionados con frecuencia en la literatura científica, para el caso del área estudiada en el Sumapaz, estarían en un proceso de desaparición, pues no se encontró una verdadera asociación dominada por individuos del género *Weinmannia*.

La vegetación de tipo matorral y sus especies requieren, con urgencia, acciones en pro de su conservación *in situ* y *ex situ*, así como de alternativas para el manejo de la matriz (fuertemente antropizada) y técnicas para el manejo del chusque, el cual limita la posibilidad de reclutamiento y establecimiento de especies deseables, pues coloniza los bordes de estos fragmentos y penetra muy adentro de los mismos, en barreras que resultan muchas veces impenetrables.

Los remanentes de bosques y matorrales se encuentran, como lo indican los estadígrafos y atributos del paisaje mencionados, verdaderamente fragmentados. La matriz que los rodea, y los contrastes con esta, hacen que los mismos se comporten, a nivel de la ecología del paisaje, como verdaderas islas; en consecuencia, la migración de las especies debe soportar las barreras antrópicas impuestas por el "océano" de pastos y cultivos, y las barreras naturales que forman la presencia excesiva de chusque en sus bordes, que, a su vez, limita la migración.

La reducción que por efectos de la fragmentación se identificó para la vegetación del bosque y del matorral, expresado del análisis del exponente z , demostró que la reducción por un factor de 10 del área de estos fragmentos trae como consecuencia la pérdida del 48% de las

especies contenidas en los mismos. Este resultado, asociado al comportamiento de la población que tiende a eliminar principalmente los remanentes de matorral y bosques cercanos a sus campos de cultivo y pastoreo, pone en evidencia la fragilidad de tales ecosistemas en el páramo de Sumapaz, que incluso es más crítico que el impacto sobre la vegetación de herbazal, ya que ésta última, por ser más diversa, es más resiliente ante dichos impactos, si se compara con el matorral o el bosque andino. Para ecosistemas naturales templados del sur de Chile, (temperatura promedio en los meses fríos 3.2°C y 11.9 °C promedio en el mes más cálido, y precipitación entre 1.200 a 2.000 mm anuales) Montenegro, (op. cit), encontró que la reducción del área de los fragmentos genera una pérdida de especies del orden del 43%. Los datos del presente estudio estarían sugiriendo que la vegetación de páramo es mucho más sensible ante la reducción de su área.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La distribución espacial de los fragmentos de vegetación nativa, en el área de estudio, se localiza en la parte alta y en laderas de pendientes fuertes, de los principales ríos y quebradas, excepto la vegetación de páramo, la cual se concentra dentro del PNN-Sumapaz.

Los resultados de la distribución espacial de los fragmentos de bosques y matorrales evidenciaron que su fragmentación obedece a intervención antrópica, la cual los concentra actualmente en áreas poco favorables para el establecimiento de cultivos y pastoreo.

En general, a medida que aumenta el área de los fragmentos, su forma se torna más compleja e irregular, lo cual indica que la intervención humana sobre éstos modela el paisaje e influye directamente sobre la posibilidad de recuperación y/o restauración de las áreas relictuales.

Los matorrales presentan el mayor índice de fragmentación, con formas más irregulares y tamaños más pequeños. Se encuentran aislados entre sí, rodeados por una matriz hostil que limita la migración de especies y el reclutamiento de juveniles. Se recomienda iniciar actividades de restauración en estas unidades a través de sistemas agroforestales y silvopastoriles. Utilizar cercas vivas y a través de ellas generar corredores biológicos.

Los fragmentos que contienen vegetación boscosa son de tamaños grandes y formas irregulares, lo cual podría evidenciar una presión antrópica sobre el borde de los fragmentos, que a su vez se refleja en perímetros grandes. Este estudio encontró que la matriz afectaría de manera importante la riqueza y diversidad de especies.

Los resultados del trabajo sugieren que el contraste matriz-fragmento influiría en la abundancia y distribución de las especies; el contraste abrupto fue indicador de una matriz hostil, en tanto que el contraste continuo sugiere una matriz amigable.

La riqueza de especies, de bosques y matorrales se correlaciona positivamente con el área de los fragmentos de vegetación nativa. A nivel de paisaje, el área de estudio presenta una alta heterogeneidad de hábitat, no obstante el presente estudio no incluyó el cálculo de la diversidad beta, por lo cual la evidencia encontrada, que relaciona un mayor número de especies con una mayor área, podría apoyar la hipótesis de la heterogeneidad del hábitat o la del aislamiento biogeográfico, propuesto por MacArthur y Willson (op. cit).

El análisis del exponente z mostró que una reducción por un factor de 10, del área de los fragmentos de bosques y matorrales, traería como consecuencia una pérdida del 48% de las especies, lo cual indicaría la fragilidad del ecosistema paramuno ante los efectos de la fragmentación.

El tamaño del fragmento, que soporta la mayor riqueza de especies de bosque y matorral se aproxima a 64 ha, por lo cual es importante que en las áreas con tamaños inferiores a este umbral se desarrollen acciones de restauración ecológica de tipo activo, con el fin de ayudar a la regeneración natural. En contraste la vegetación de páramo dentro del PNN-Sumapaz, afectada por el pastoreo, requeriría tan solo eliminar los factores tensionantes y aislarla, con el fin de facilitar la restauración natural.

Se requiere ampliar el área del PNN-Sumapaz, de tal forma que involucre como unidades de protección las áreas de matorrales o, en su defecto, realizar acercamientos con la comunidad de la zona amortiguadora a fin de establecer proyectos conjuntos que propicien la conservación y el manejo de los ecosistemas paramunos.

Por otra parte, se recomienda al Jardín Botánico realizar colección viva (conservación *ex situ*) de las especies representativas de los matorrales, más que de la vegetación de páramo. Para ello es necesario acondicionar una superficie de suelos con alto contenido de calcio y que se encuentre expuesta a la acción de vientos fuertes.

SUGERENCIAS PARA LA RESTAURACIÓN

- Fomentar la conectividad de los fragmentos de matorrales, a través de sistemas agroforestales, silvopastoriles y de cercas vivas, de tal forma que se generen corredores amigables que faciliten la dispersión de las especies y minimicen el impacto de la matriz.
- Generar acciones que impidan la eliminación de los fragmentos remanentes, principalmente de matorrales (arbóreos y de páramo), particularmente de aquellos de áreas pequeñas o que se localicen en la parte baja del área de estudio.
- Realizar investigaciones más profundas con respecto al estado sucesional del matorral, técnicas de manejo del chusque y efectos de la matriz circundante.
- Vincular la comunidad en las actividades de restauración, de tal forma que mediante un proceso de trabajo comunitario se logren usos menos impactantes y por ende se propicie la conservación de los remanentes de vegetación nativa.

Bibliografía

- Alarcón J.C.; C. Barbosa; S. Cruz; D. Ramírez; F. Salazar; J. Ville; A. Villa. 2002. *Transformación y cambio en el uso del suelo en los páramos de Colombia en las últimas décadas*. En: Páramos y ecosistemas altoandinos de Colombia en condición de HotSpot y Global Climatic Tensor. Castaño-Urbe C. (edit). Ideam. Colombia.
- Arrhenius O. 1921. *Species and area*. Journal of Ecology. 9 : 95-99.
- Biocolombia. 2002. *Lineamientos para definir la vulnerabilidad y adaptabilidad de los ecosistemas continentales colombianos ante la convención de cambio climático*. En Páramos y ecosistemas altoandinos de Colombia en condición de HotSpot y Global Climatic Tensor. Castaño-Urbe C. (edit). IDEAM. Colombia.
- Cadena M.; F. Baquero; W. Vargas. 2002. *Variabilidad espacial y caracterización de los suelos de la cuenca media del río Blanco (páramo de Sumapaz). Parámetros físicos, químicos y vegetales*. En: Informe final convenio Universidad Distrital y Jardín Botánico. Sp.
- Cantillo E.; H. Garay. 2002. *Caracterización florística fisonómica – estructural y diversidad de la vegetación de la región de Sumapaz*. En: Informe final convenio Universidad Distrital y Jardín Botánico. Sp.
- Caughley G.; A.R. Sinclair. 1994. *Wildlife ecology and management*. Blackwell Scientific Publications. Cambridge, U.S.A.
- Colinvaux P. 1986. *Ecology*. The Ohio State University. John Wiley y Sons. New York. U.S.A
- Forman, R. T.T. 1995. *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, New York.
- Franco-Rosselli, P.; J. Betancur. 1999a. *Diagnóstico de la vegetación de la localidad del Sumapaz, Bogotá*. En: Libro de resúmenes, Primer Congreso Colombiano de Botánica. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- ; J. Betancur. 1999b. *La flora del alto Sumapaz (cordillera oriental Colombia)*. Rev Acad. Colomb. Cien.: 23: (suplemento especial):53-78.
- Gantz, A.; J. Rau. 1999. *Relación entre el tamaño mínimo de fragmentos boscosos y su riqueza de especies de aves en el sur de Chile*. Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso 24 :85-90.
- Gleason, H.A. 1922. *On the relation between species and area*. Ecology 3: 158-162.
- Gysel, L.W; L.J Lyon 1980 *Habitat analysis and evaluation*. In: Wildlife management techniques manual. Schemnitz S (Ed) The Wildlife Society. Washington, D.C. U.S.A.
- Harris, L.D., 1984. *The fragmented forest*. The University of Chicago Press.
- ; G. Silva-López. 1992. *Forest fragmentation and the conservation of biological diversity*. In: Conservation biology: the theory and practice of nature conservation and management. Fiedler P.I. y S.K. Jain, Editors. Chapman y Hall. New York, U.S.A.

- Jardín Botánico José Celestino Mutis. 2001. *Mapa de zonificación ecológica de la fase 1. Bogotá, D.C.* Elaborado por Gabriel Páramo.
- Krummel, J.R., R.H Gardner, G. Sugihara, R.V O'Neill; P.R. Coleman. 1987 *Landscape patterns in a disturbed environment*. *Oikos* 48 : 321 - 324.
- Laurance, W.F.; L.V Ferreira, J.M Rankin-de Merona; S.G. Laurance; R.W. Hutchings; T.E. Lovejoy. 1998. *Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in amazonian tree communities*. *Conservation Biology* 12(2) :460-464.
- Leal M.; B. Romero. 1981. *Catálogo de pteridofitos coleccionados en el área de Chisacá - Nazareth*. Tesis de pregrado. Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.
- Lovejoy, T.E., R.O Bierregaard, A.B. Rylands, J.R. Malcom, K.S. Brown, C.E. Quintela, L.H. Harper, A.H. Powell, G.V. Powell, H. Shubart; M.B. Hays. 1986. *Edge and other effects of isolation in amazon forest fragments*. In: *Conservation Biology : the science of scarcity and diversity*. Soule M.E (Ed.). Sinauer Associates. Sunderland, Massachussets, U.S.A
- MacArthur, R.H.; E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Monographs in Population Biology N° 1. Princeton University Press. New Jersey.
- Montenegro, L. 2000. *Dinámica de la vegetación en un paisaje fragmentado de la depresión intermedia de la provincia de Osorno-Chile*. Tesis Magister en Ciencias. Universidad de Los Lagos. Chile.
- Neira, A., R. Londoño, S. Barrera, P. Franco; J. Betancur. 2001. *Caracterización de la localidad 20 de Sumapaz*. Planeación Distrital- Alcaldía Local de Sumapaz.
- Noss, R.F., 1990. *Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach*. *Conservation Biology* 4:355-364.
- ; B. Csuti. 1994. *Habitat fragmentation*. In : *Principles of Conservation Biology*. Meeffe G.K. y Carroll (Eds.). Sinauer Associates Publishers. Sunderland, Massachussets, U.S.A.
- Parde, J. & J. Bouchon 1994. *Dasometría*. Segunda Edición. Versión española de 'Dendrométrie'. Madrid, España.
- Prodan, M., R. Peters, F. Cox; P. Real. 1994. *Mensura forestal*. IICA-BMZ-GTZ.
- Rangel - Ch. O. 2000. *Colombia diversidad biótica III: La región de vida paramuna*. Editorial Unibiblos, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Rangel - Ch O., P. Lowy; A. Cleef. 1995. *Comunidades vegetales en regiones paramunas del altiplano cundiboyacense*. Pg 97-131. En: *El páramo, ecosistema de alta montaña*. Fundación Ecosistemas Andinos (eds) Serie Montañas Tropoandinas I. Bogotá.
- Ripple, J., G.A Bradshaw; T.A Spies. 1991. *Measuring forest landscapes patterns in the Cascade Range of Oregon, USA*. *Biological Conservation* 57:73-88

- Rozzi, R., J.J. Armesto, A Correa, J.C. Torres-Murúa; M. Sallaberry. 1996. *Avifauna de bosques primario templados en islas deshabitadas del archipiélago de Chiloé, Chile*. Revista Chilena de Historia Natural 69 :125-139.
- Rozzi, R., D.R. Martínez, M. F. Willson; C. Sabag. 1997. *Avifauna de los bosques templados de Sudamérica*. En: En Ecología de los bosques nativos de Chile. Armesto J, C. Villagrán y M.K Arroyo (Eds). Editorial Universitaria S.A. Santiago, Chile. 477 p.
- Rozzi, R, P. Feinsinger, F. Massardo; R. Primack. 2001. *¿Qué es la diversidad biológica?* En: Fundamentos de conservación biológica, perspectivas latinoamericanas. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo (Eds). Fondo de Cultura Económica, México.
- Sisk, T., N. Haddad; P. Ehrlich. 1997. *Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats*. Ecological applications 7(4):1170-1180.
- Van der Hammen, T. 1997. *Páramos*. En: Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad. Tomo I.
- ; J.D Pabón; H Gutiérrez; J.C. Alarcón. 2002. *El cambio global y los ecosistemas de alta montaña de Colombia*. En Páramos y ecosistemas altoandinos de Colombia en condición de HotSpot y Global Climatic Tensor. Castaño-Urbe C. (edit). IDEAM. Colombia.
- Westman, W. E. 1985. *Ecology, impacts assessment and environmental planning*. Jhon Wiley y Sons. New York, U.S.A
- Willson, M.F.; T. De Santo; C. Sabag; J.J Armesto. 1994. *Arian communities of fragmented south-temperate rainfores in Chile*. Conservation Biology 8(2):508-520.
- Zevallos, P.A.; O.R. Matthei. 1994. *Caracterización del bosque nativo del Fundo Escuadrón, Concepción, Chile*. Bosque 15: 3-13.