

**CARACTERIZACIÓN DE DOS ZONAS DE TRANSICIÓN, MEDIANTE EL
ANÁLISIS DE LAS COBERTURAS VEGETALES Y VARIABLES
MICROAMBIENTALES EN UNA ZONA DE PARAMO, EN EL SECTOR
NORORIENTAL DEL PARQUE NACIONAL NATURAL PURACÉ.**

ANGÉLICA MARÍA MOSQUERA MUÑOZ

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
PROGRAMA DE BIOLOGÍA
POPAYÁN
2009**

**CARACTERIZACIÓN DE DOS ZONAS DE TRANSICIÓN, MEDIANTE EL
ANÁLISIS DE LAS COBERTURAS VEGETALES Y VARIABLES
MICROAMBIENTALES EN UNA ZONA DE PARAMO, EN EL SECTOR
NORORIENTAL DEL PARQUE NACIONAL NATURAL PURACÉ.**

ANGÉLICA MARÍA MOSQUERA MUÑOZ

Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de
Bióloga

Director

APOLINAR FIGUEROA CASAS PhD

Asesores

Mg. BERNARDO RAMÍREZ
Biólogo JUAN PABLO MARTINEZ

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
PROGRAMA DE BIOLOGÍA
POPAYÁN
2009

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	10
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	12
3. JUSTIFICACION.....	13
4. OBJETIVOS.....	14
4.1 GENERAL	14
4.2 ESPECIFICOS	14
5. HIPOTESIS.....	15
6. MARCO TEORICO	16
6.1 ECOLOGÍA DEL PAISAJE Y CONCEPTO DE PAISAJE.....	16
6.1.1 Elementos del paisaje	17
6.2 CONCEPTO DE LÍMITE O ZONAS DE TRANSICIÓN.....	20
6.2.1 Definición de límite o zonas de transición	20
6.2.2 Elementos constitutivos del límite.	21
6.2.3 Efecto de borde.....	23
6.3 PÁRAMO Y SU ECOLOGIA.....	24
6.3.1 Tipos de vegetación paramuna.....	26
6.4 ESTUDIO DE VEGETACION	26
6.5 SISTEMAS INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)	27
6.6 IDENTIFICACION DE ACTIVIDADES ANTRÓPICAS Y EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL.....	28
7. ANTECEDENTES.....	30
8. METODOLOGIA	33
8.1 ZONA DE ESTUDIO	33
8.2 DETERMINACION DE LAS DINAMICAS ESPACIALES DE LAS COBERTURAS VEGETALES.....	36
8.2.1 Procesamiento fotogramétrico para identificación de coberturas vegetales.....	36
8.2.2 Índices de cambio de cobertura y fragmentación.....	38
8.3 CARACTERIZACIÓN DE ZONAS LIMITE	40
8.3.1 Identificación y evaluación de la vegetación del límite	40
8.3.2 Identificación de variables climáticas en los límites.....	45
8.4 DESCRIPCION DE ACTIVIDADES ANTROPICAS Y EVALUACION DE IMPACTOS.....	47
9. RESULTADOS Y DISCUSION	51

9.1 DINAMICAS ESPACIALES DE LAS COBERTURAS VEGETALES Y PROCESO DE FRAGMENTACION COMO GENERADORES DE ZONAS LIMITES EN AMBIENTES PARAMUNOS.....	51
9.1.1 ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN.....	58
9.2 CARACTERIZACION DE ZONAS DE TRANSICION PARAMUNAS, CONDICIONES AMBIENTALES Y COMUNIDADES VEGETALES.....	62
9.2.1 ANÁLISIS DE VARIABLES AMBIENTALES EN LOS LÍMITES. ...	62
9.2.1.1 Humedad relativa	64
9.2.1.2 Temperatura del aire	65
9.2.1.3 Temperatura del suelo	66
9.2.1.4 Intensidad Lumínica	67
9.2.2 ANÁLISIS DE COMUNIDADES VEGETALES EN LOS LÍMITES.	70
9.3 ACTIVIDADES ANTROPICAS RELACIONADAS CON LA APARICION DE ZONAS LIMITE EN EL AREA DE ESTUDIO.....	83
10. CONCLUSIONES	87
11. RECOMENDACIONES.....	89
12. BIBLIOGRAFÍA.....	90
ANEXOS.....	96

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Creación de clases de cobertura vegetal y asignación de colores para el área de estudio.	37
Cuadro 2. Área de parcelas empleadas para muestreo de vegetación de zonas de transición.	41
Cuadro 3. Grado de antropización en las dos áreas boscosas estudiadas. .	47
Cuadro 4. Áreas totales ocupadas por cada tipo de cobertura para los años estudiados.	52
Cuadro 5. Cambio porcentual y medio anual de las Coberturas vegetales identificadas para el periodo 1979 - 1991 en el sector de San Rafael a partir de fotografías aéreas.	53
Cuadro 6. Prueba Chi-cuadrado aplicada a las coberturas vegetales encontradas.	55
Cuadro 7. Índices de fragmentación calculados para el año de 1979.	58
Cuadro 8. Índices de fragmentación calculados para el año de 1991.	58
Cuadro 9. Promedios de las variables ambientales medidas en el gradiente (Matriz- borde- interior), para los dos tipos de bosque.....	63
Cuadro 10. Valores de p (significancia) para las Anovas realizadas para cada variable.	63
Cuadro 11. Riqueza florística por bosque.....	71
Cuadro 12. Especies más representativas de los dos tipos de bosque por parcela.	73
Cuadro 13. Familias con mayor riqueza de especies por cada bosque.....	73
Cuadro 14. Referencia de estudios realizados en área de influencia de la zona de estudio.....	75
Cuadro 15. Estratificación por altura para el bosque 1.	75
Cuadro 16. Estratificación por altura para el bosque 2.	75
Cuadro 17. Especies comunes y exclusivas de cada tipo de bosque.....	80
Cuadro 18. Índice de similitud calculado.....	81
Cuadro 19. Especies más abundantes en los bosques 1(más antropizado) y Bosque 2 (menos antropizado).	82
Cuadro 20. Frecuencias relativas de los dos bosques.....	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Dimensión Espacial y Elementos constitutivos del límite. A.....	22
Figura 2. Localización de la ventana de estudio y de los bosques caracterizados.....	34
Figura 3. Laguna de San Rafael – PNN. Puracé.	35
Figura 4. Definición de vectores y contornos en el programa Arc map.....	38
Figura 5. Metodología usada para la identificación de la vegetación de los límites.	44
Figura 6. Montaje de sensores (a) Esquema utilizado para el registro de datos ambientales (b) Transecto empleado en los 2 tipos de bosque.	45
Figura 7. Rotación de periodos de muestreo en un parche durante tres días de muestreo para medición variables microambientales.	46
Figura 8. Coberturas vegetales definidas para los años de 1979 y 1991.	52
Figura 9. Áreas totales ocupadas por cada tipo de cobertura para los años 1979 y 1991.	53
Figura 10. Dinámica de cambio para cobertura arbórea años 1979 y 1991.	54
Figura 11. Dinámica de cambio para cobertura Arbustal años 1979 y 1991.	57
Figura 12. Dinámica de cambio para cobertura Pajonal - Frailejonal años 1979 y 1991.	57
Figura 13. Índice del Número de Fragmentos (NP) calculado para los años 1979-1991.....	59
Figura 14. Índice de Forma del Paisaje (LSI) calculado en los años 1979-1991.....	60
Figura 15. Tamaño medio de los fragmentos (MPS) calculado para los años 1979-1991.....	60
Figura 16. Valores de densidad del borde calculado para los años 1979-1991.	61
Figura 17. Humedad relativa para las dos zonas boscosas estudiadas (bosque antropizado y menos antropizados).	64
Figura 18. Valores consolidados de humedad relativa por tipo de bosque en los tres periodos de tiempo.....	64
Figura 19. Valores de temperatura del aire para las dos zonas boscosas estudiadas (bosque antropizado y menos antropizado).....	65
Figura 20. Valores de temperatura del aire por tipo de bosque en los tres periodos de tiempo.	65

Figura 21. Valores de temperatura del suelo para las dos zonas boscosas estudiadas (bosque antropizado y menos antropizado).....	66
Figura 22. Valores consolidados de temperatura del suelo por tipo de bosque en los tres periodos de tiempo.....	67
Figura 23. Valores de intensidad lumínica para las dos zonas boscosas estudiadas (bosque antropizado y menos antropizado).....	67
Figura 24. Valores consolidados de intensidad lumínica por tipo de bosque en los tres periodos de tiempo.....	68
Figura 25. Riqueza florística para los bosques 1 y 2.	71
Figura 26. Distribución de los individuos por rangos de alturas para el Bosque 1 y Bosque 2.....	76
Figura 27. Estructura vertical y proyección horizontal en el bosque 1 (antropizado). (Individuos DAP \geq 10).	78
Figura 28. Estructura vertical y proyección horizontal en el bosque 2(menos antropizado). (Individuos DAP \geq 10)	79
Figura 29. Ganadería en el sector de San Rafael – PNN. Puracé.....	84
Figura 30. Quema en el sector de San Rafael – PNN. Puracé.	84
Figura 31. Matriz de Fearo para la expansión de la frontera pecuaria en el PNN Puracé.....	86

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Listado general de la flora censada en el bosque 1 (antropizado).	96
Anexo 2. Listado general de la flora censada en el bosque 2 (menos antropizado).....	98

RESUMEN

Las zonas de transición o límites; son hábitats fronterizos cuyas características ecológicas son diferentes a los hábitats adyacentes, se caracterizan por presentar una mayor diversidad biológica producto del solapamiento (Ries, 2004) entre dos ó más comunidades vegetales contiguas; los límites exhiben un ambiente diferente de las áreas núcleo, exhibiendo cambios de tipo microclimáticos, edafológicos y biológicos (Forman, 1997).

Los paramos colombianos vienen sufriendo serios procesos de transformación y degradación antrópica producto del establecimiento de sistemas productivos que incrementan la frontera agrícola y ganadera (MMA, 2002), esto ha fragmentado el hábitat Paramuno generando la aparición de nuevas zonas de transición en donde interactúan zonas con diferentes niveles de intervención afectando la biodiversidad de estos sistemas. Atendiendo lo anterior el presente estudio se orientó al conocimiento de las dinámicas entre microclima, cobertura e intervención en microescala como aporte a la conservación de ecosistemas estratégicos Altoandinos, los cuales albergan una porción significativa de la biodiversidad de Colombia (Rangel 2000); para tal fin, se estudiaron dos zonas de transición presentes en un sistema de páramo en área de influencia del PNN Puracé, con el fin de determinar sus variaciones microclimáticas, cobertura y composición florística; en este estudio, se caracterizó la vegetación empleando la metodología implementada por Williams (1998) para bordes encontrando especies características del borde y núcleo, se realizaron mediciones de condiciones microclimáticas con el fin de observar el efecto de borde en las zonas de transición; encontrando variaciones significativas en el gradiente margen-interior en parches de bosque con profundidades de influencia del borde de 10 m, Con la información espacial y de campo se construyeron modelos espacio-temporales empleando como herramienta los SIG, cuantificando las zonas de transición en el área de estudio con el software Fragstats; evidenciando cambios en la configuración espacial de las coberturas vegetales y sus zonas de transición; de igual manera todos estos cambios en las zonas de transición estuvieron mediados por la presencia de actividades antrópicas (tala, quema) en la zona de estudio.

Este tipo de estudios aportan información y estrategias para apoyar los procesos de planificación para la conservación de la región

Palabras claves: páramos, fragmentación, zonas de transición, variaciones microclimáticas, índices de fragmentación, SIG.

INTRODUCCIÓN

En la última década, se ha reconocido en todo el mundo la gravedad de la acelerada destrucción de los hábitats naturales; esta pérdida avanza cada día más rápido, especialmente en países como Colombia donde la biología de la conservación apenas empieza a ofrecer alternativas reales de manejo para áreas que son refugio de fauna y flora silvestre (Chaves y Arango, 1998). Este fenómeno es preocupante en todos los casos, pero más aún en un territorio donde la diversidad biótica es tan grande (Rangel, 2000).

Una de las principales amenazas que enfrenta la riqueza biológica de Colombia es la fragmentación, esta ocurre cuando un continuo es transformado en parches de área total menor, aislados uno del otro en una matriz de hábitats distintos (modificado de Wilcove *et al*, 1986); diferentes autores han reconocido el efecto que este proceso tiene sobre las especies nativas y en general sobre la biodiversidad (Laurence *et al*, 2002, Fahrig, 2003, McGarigal y Cushman, 2002).

La fragmentación acarrea una serie de consecuencias que afectan negativamente a las especies. En primer lugar, al disminuir el área total de un hábitat el número de especies asociadas al continuo se reduce. En segundo lugar, al disminuir el área inicial del hábitat se registran bajas tasas de colonización y altas tasas de extinción por la alteración del equilibrio dinámico. En tercer lugar, al modificar los diferentes microhábitats y disminuir la heterogeneidad, desaparecen hábitats críticos; que alteran las condiciones interespecíficas, lo que genera la desaparición de algunas especies y finalmente, hay un incremento del borde con relación al área del interior, lo que provoca cambios en los factores bióticos y abióticos de los parches, donde se manifiestan variaciones microclimáticas contrastantes entre el borde de los fragmentos y la matriz. Esta variación es atribuida al aumento de los bordes donde la influencia de la matriz sobre los fragmentos genera un gradiente ambiental de luminosidad, temperatura del suelo, humedad y velocidad del viento desde el borde hacia el interior (Guerrero, 2003; Bustamante y Grez, 1995).

Las zonas de transición o límites; son hábitats fronterizos cuyas características ecológicas son diferentes a los hábitats adyacentes y presentan además una mayor diversidad biológica debido precisamente a que constituyen áreas de transición, contacto o separación entre dos ó más comunidades vegetales contiguas que están a su vez conectados por flujos de organismos, materia, energía e información (Cadenaso *et al*, 2003). Estas zonas de transición están constituidas por dos bordes contiguos delimitados

por un margen interactuando dinámicamente en diferentes dimensiones; en términos más prácticos, el borde es la franja exterior de un parche cuyo ambiente es significativamente diferente de su interior, presentando diversas características microclimáticas, edafológicas y biológicas (Forman y Godron, 1986).

Los paramos colombianos vienen sufriendo serios procesos de transformación y degradación antrópica debido principalmente al cambio de uso del suelo al desarrollarse en ellos diferentes actividades (quemadas, talas, drenaje de turberas, entre otras) para incrementar la frontera agrícola y ganadera. (MMA, 2002). Esto ha fragmentado el hábitat Paramuno generando la aparición de zonas de transición y bordes en este ecotopo; atendiendo lo anterior el presente estudio tiene como fin estudiar y caracterizar dos zonas de transición presentes en un sistema de páramo, en área de influencia del Parque Nacional Natural Puracé, con el fin de determinar sus variaciones microclimáticas, cobertura y composición florística.

Para dicho estudio, se realizará una caracterización de la vegetación predominante en la zona de estudio, empleando la metodología para la identificación de vegetación de borde implementada por Williams (1990). La cual se ha desarrollado para estudiar este tipo de ambientes, esto será complementado con la caracterización de las condiciones microclimáticas y la identificación de actividades antrópicas.

De igual forma se aplicarán índices de fragmentación seleccionados para determinar la dinámica espacial y temporal de los procesos ecológicos en las zonas de transición, considerando el borde e interior del bosque y la matriz adyacente. Con estos insumos se construirán modelos espaciales empleando los SIG para ilustrar las variaciones y el grado de alteración ecosistémica.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La formación constante de paisajes fragmentados producto de las múltiples modificaciones que provocan la destrucción total o parcial de la cobertura vegetal como consecuencia de las actividades humanas (expansión de la frontera agrícola y ganadera, la ganadería, etc.), especialmente en ecosistemas estratégicos como los páramos, ha generado ambientes contrastantes que han afectado la estructura y composición de estos ecotopos; esto ha provocado la degradación de estos sistemas naturales reduciendo las áreas ocupadas, modificando la distribución de diferentes coberturas y por ende una disminución significativa de fauna y flora en los fragmentos de los bosques y alteraciones de tipo microclimáticas en los bordes de los mismos (Colley *et al*, 2000).

De acuerdo con lo anterior, este proceso de fragmentación implica cambios en los factores bióticos y abióticos de los parches paramúnos, donde se estarían manifestando variaciones microclimáticas entre el límite de los fragmentos y la matriz. Esta variación se ha atribuido al aumento de las zonas de transición ó límites; donde la influencia de la matriz sobre el fragmento genera cambios significativos en la temperatura, humedad, luminosidad, evapotranspiración y velocidad del viento desde el borde hacia el interior, lo cual genera cambios sustanciales en los procesos ecológicos y comunidades biológicas (Cadenasso y Pickett, 2001); estos cambios en los bordes han sido motivo de preocupación por parte de muchos investigadores y biólogos (Ritters, 2000); aunque este proceso se ha estudiado en otros sistemas y latitudes, no se registran estudios de este tipo en la zona seleccionada relacionados con los efectos que pueden tener los bordes en ecosistemas Altoandinos y áreas protegidas. Las dinámicas ecológicas en microescala de las zonas de transición son de interés en áreas paramunas y protegidas como el PNN. Puracé, donde confluyen diversos actores y autoridades ambientales tomadoras de decisión para la gestión ambiental como el C.I. de Puracé, la CRC y la unidad surandina de Parques.

En este sentido se requieren estudios que permitan evaluar la estructura, configuración y función ecológica de las zonas de transición de una manera integral; para obtener información que contribuya y aporte a estrategias ó procesos de planificación y conservación en la región.

Pregunta de Investigación

¿Como influye la cobertura, configuración y condiciones microambientales de la zona de transición (límite) en la extensión y penetración del efecto de borde presente en el gradiente matriz-límite-interior en ecosistemas de páramo con diferentes niveles de intervención actual?

3. JUSTIFICACION

El aumento de la población humana ha generado una creciente presión sobre los recursos naturales del planeta producto de sus requerimientos como especie, situación que se ha potenciado a partir de la revolución Industrial. Esto ha provocado la transformación de los paisajes naturales implicando la fragmentación de diversos ecosistemas a nivel mundial, afectando particularmente los biomas intertropicales (Wade, 2003); este proceso sistemático se ha convertido en una amenaza para la diversidad, afectando particularmente aquella contenida en fragmentos de bosque (Guerrero, 2003), sin embargo recientemente se ha explorado su impacto en el bioma de páramo (Armenteras, 2002; IDEAM 2002; Martínez, 2005) y se ha identificado la necesidad de profundizar en el conocimiento de aspectos relacionados con el proceso de fragmentación en sistemas altoandinos para determinar como se afecta el funcionamiento de estos ecotopos.

Los modelos desarrollados en el campo de la ecología del paisaje aportan elementos conceptuales y teóricos, considerando una región como una unidad heterogénea que cumple con las características básicas de un paisaje: estructura, función y cambio (Forman & Godron, 1986) Así mismo, la ecología del paisaje proporciona herramientas de entendimiento de la dinámica de la heterogeneidad espacial, de las interacciones y los intercambios a través del paisaje y de la influencia de esa heterogeneidad sobre los procesos bióticos y abióticos; el determinar el estado y las tendencias en el patrón del paisaje, permite predecir la habilidad de un ecosistema para mantener los procesos ecológicos convirtiéndose en una herramienta clave a tener en cuenta en la toma de decisiones para el uso y manejo adecuado de los recursos naturales (Armenteras y Gast 2003).

Adicional a lo anterior, este trabajo se enfoca en el estudio de la dinámica existente en zonas de transición paramunas donde se presentan interacciones entre áreas intervenidas (antrópizadas) y poco intervenidas; considerando las zonas de límite y el efecto de borde sobre el ambiente y las comunidades biológicas presentes. Haciéndose necesaria la investigación de la composición y función de estas franjas; ya que las diferentes estructuras del borde tienen influencia en la dirección y magnitud de la penetración de los efectos bióticos y abióticos, puesto que los límites pueden considerarse como membranas que modulan el intercambio de materia, energía y organismos entre hábitats. De esta manera, la información generada contribuirá al conocimiento de las dinámicas ecológicas de las zonas de transición en paramo, lo cual es fundamental en la construcción de programas de manejo, conservación y recuperación ecosistémica en la región.

4. OBJETIVOS

4.1 GENERAL

- ❖ Caracterizar dos zonas de transición, a partir del estudio de su cobertura, composición vegetal y condiciones microclimáticas con diferentes niveles de intervención para una región de páramo.

4.2 ESPECIFICOS

- ❖ Estudiar el efecto de borde que se presenta en el gradiente constitutivo del límite en dos zonas de transición con diferente grado de intervención.
- ❖ Evaluar los factores que dan origen a los bordes presentes en las zonas de transición.
- ❖ Caracterizar la vegetación presente en el gradiente constitutivo (matriz- borde- interior).
- ❖ Estructurar modelos espacio-temporales para representar las transformaciones y alteraciones que generan los bordes en los paramos.

5. HIPOTESIS

La formación constante de paisajes fragmentados producto de las múltiples modificaciones que provocan la destrucción total o parcial de la cobertura vegetal como consecuencia de las actividades humanas (expansión de la frontera agrícola y ganadera, la ganadería, etc.), especialmente en ecosistemas estratégicos como los páramos, ha generado ambientes contrastantes que han afectado la estructura y composición de estos ecotopos; esto ha provocado la degradación de estos sistemas naturales reduciendo las áreas ocupadas, modificando la distribución de diferentes coberturas y por ende una disminución significativa de fauna y flora en los fragmentos de los bosques y alteraciones de tipo microclimáticas en los bordes de los mismos (Colley *et al*, 2000).

De acuerdo con lo anterior, este proceso de fragmentación implica cambios en los factores bióticos y abióticos de los parches paramúnos, donde se estarían manifestando variaciones microclimáticas entre el límite de los fragmentos y la matriz. Esta variación se ha atribuido al aumento de las zonas de transición ó límites; donde la influencia de la matriz sobre el fragmento genera cambios significativos en la temperatura, humedad, luminosidad, evapotranspiración y velocidad del viento desde el borde hacia el interior, lo cual genera cambios sustanciales en los procesos ecológicos y comunidades biológicas (Murcia, 1995).

En la actualidad, la extensión de los bordes en zonas paramunas ha aumentado sustancialmente debido a la presión humana ejercida sobre las áreas de páramo y subpáramo (MMA, 2002), producto de diversas alteraciones como la quema, la expansión de fronteras agrícolas y urbanas entre otros; que han provocado la alteración de las dinámicas ecológicas de los sistemas naturales induciendo un proceso de fragmentación que ha generado nuevas zonas de transición (matriz-límite-interior) de origen antrópico. Puesto que la presencia de estas zonas alteradas esta modificando la estructura, la cobertura de la vegetación, la composición florística, la regeneración natural, las interacciones ecológicas de muchas especies vegetales y el microclima; desencadenando cambios en el funcionamiento de los fragmentos y por ende en el mosaico paisajístico.

Razón por la cual se plantea que: **Las características bióticas y abióticas de la zona de transición (Límite) potencian el efecto de borde de forma proporcional al nivel de intervención que se presente en las unidades estudiadas.**

6. MARCO TEORICO

6.1 ECOLOGÍA DEL PAISAJE Y CONCEPTO DE PAISAJE.

La ecología del paisaje es una disciplina cuya definición ha sido producto de la confluencia de diferentes áreas de las ciencias naturales; el biogeógrafo alemán C. Troll (1939), considerado como el precursor de la ecología del paisaje (Forman y Godron, 1986; Burel y Baudry, 2002), relacionó la dimensión vertical funcional, propia de la ecología (los procesos) con la dimensión horizontal (las estructuras espaciales) de tradición geográfica.

Esta definición tradicional de ecología se vio ampliada por las aportaciones de Forman y Godron (1986) quienes consideraron que el paisaje puede entenderse como una unidad espacio temporal y funcional integrada por un conjunto de ecosistemas interrelacionados y repetible a lo largo de un determinado territorio (Forman y Godron, 1986; Forman, 1997). Esta unidad resulta de la interrelación de tres mecanismos a saber: Los procesos geomorfológicos específicos que operan a lo largo de cierto período de tiempo, la colonización siguiendo unos patrones espaciales por parte de los organismos, las perturbaciones y adaptaciones locales de ecosistemas individuales ocurridas en un período de tiempo corto (Forman y Godron, 1986).

Siguiendo este modelo, la configuración del paisaje involucra tres aspectos fundamentales, su estructura o los patrones de distribución espacial de los diversos componentes (relaciones entre los distintos ecosistemas o elementos), la función o los flujos entre los componentes del paisaje (interacciones entre los elementos espaciales), y su evolución, cambio o alteración de la estructura y la función a lo largo del tiempo (Forman y Godron, 1986).

Para el estudio del paisaje Zonneveld (1989) propone el uso de la unidad de terreno (Land unit); la cual se define como una extensión de terreno ecológicamente homogénea a una escala definida ó concerniente, suministrando las bases para el estudio topológico (heterogeneidad vertical) y corológico (heterogeneidad horizontal) de las relaciones existentes en un mosaico.

Farina A (1998) además plantea que el paisaje debe ser estudiado en niveles jerárquicos como un sistema organizado que dependerá de su escala espacio-temporal y precisa al paisaje como una entidad geográfica constituida por un conjunto de unidades distribuidas en el espacio, las cuales

se encuentran interrelacionadas por una serie de flujos (energía, materia organismos, etc.) e información, entre unidades horizontales y verticales dentro de estas unidades.

6.1.1 Elementos del paisaje

Para referir los elementos del paisaje (El concepto de paisaje se emplea como sinónimo de mosaico, considerando que el mosaico recoge una serie de características físicas y biológicas homogéneas (atendiendo la dimensión corológica) en un espacio delimitado), es necesario desglosar la estructura del mismo en unidades mas pequeñas, con el fin de discriminar componentes generales diferenciables a partir de la percepción de los mismos, estos elementos son unidades relativamente homogéneas, ó elementos espaciales reconocibles en una escala determinada; con lo anterior se pueden identificar elementos como la matriz ó área matriz del paisaje, parches, corredores, zonas de transición ó limites y bordes. En cada uno se presentan características ecosistémicas particulares, incidiendo en la productividad, biodiversidad, características de suelo y condiciones microclimáticas en un mosaico.

Desde la ecología del paisaje, la matriz, es definida como el elemento más conectado y extenso de un mosaico desempeñando un papel dominante en el funcionamiento del mismo. Al respecto Farina (1998) señala que en ambientes caracterizados por un alto grado de heterogeneidad y por la presencia de muchos y pequeños fragmentos, la matriz, y concretamente los flujos en la matriz, no son estrictamente el soporte de los parches sino que ésta cumple una función más importante que los fragmentos mismos, ya que los flujos de la matriz brindan conexión y son las características intrínsecas de la matriz paisajística las que aportan un carácter de resistencia o fragilidad al sistema ambiental. Lo anterior significa que la matriz es el contexto geográfico (físico y cultural) del mosaico paisajístico, por tanto fragmentado u homogéneo, prevalece una matriz paisajística (Romero 2004).

Un parche es considerado como la unidad espacial mínima del paisaje, que consta de atributos tanto estructurales como funcionales, el parche es visible y delimitable a través de fotografías aéreas, imágenes de satélite o directamente en el campo. Estos elementos del mosaico están compuestos por un núcleo o espacio funcional interior y por un hábitat borde ('edge'), este hábitat corresponde a la zona de transición y de contrastes ambientales entre el interior y la matriz.

Para MacGarigal y Marck (1995), los parches constituyen áreas relativamente discretas (áreas definidas), en períodos (dominio temporal) de condiciones ambientales relativamente homogéneas en las que las fronteras entre los parches se diferencian por uno o varios de los criterios siguientes: 1) presentar discontinuidades de carácter ambiental con respecto a su entorno, 2) magnitudes percibidas o relevantes para los organismos, 3) procesos ecológicos bajo consideración del investigador, por ejemplo transformaciones en los usos y cubiertas del suelo.

Algunas de las características y atributos estructurales de los parches son tamaño, forma, arreglo espacial, abundancia de organismos y características ambientales; estos tienen una dimensión espacial y temporal específica. Algunos de sus atributos funcionales son su capacidad de resistencia al cambio y su capacidad de adaptación ambiental (Forman y Godron 1986).

Los parches pueden ser clasificados de acuerdo a su origen, en 5 tipos de parches: parches perturbados, parches remanentes, parches medioambientales, parches de regeneración y los parches introducidos. Un quinto tipo de parche es el parche 'efímero' producto de cortas fluctuaciones ambientales. Por ejemplo un parche estacional de hierbas en pleno desierto, lo que permite a ciertos animales alimentarse (Forman y Godron 1986).

Al igual que el concepto de parche, otro elemento importante del paisaje son los corredores biológicos los cuales varios autores (Forman y Godron, 1986; Forman, 1997; Burel y Baudry, 2002; Farina, 1998) definen como aquellos elementos lineales del paisaje cuya fisonomía difiere del ambiente contiguo; estos corredores pueden ser naturales (ríos, pasos de animales, bosques de ribera) o culturales (carreteras, líneas de alta tensión) y generalmente se organizan en redes, otorgándoles una linealidad que les confiere un papel particular en la circulación de los flujos de materia, energía, especies e información.

Una de las características principales de los corredores es que ostentan una función dual en la estructura del paisaje ya que dividen pero al mismo tiempo conectan el paisaje (Forman, 1997), conformando de alguna manera una red que une los mosaicos paisajísticos; logrando con ello una función ecológica importante; Forman, también les atribuye cinco funciones principales: 1) constituyen hábitat de ciertas especies, 2) conducto para las especies, 3) filtro, 4) fuente y 5) sumidero tanto de especies como de materia que circula en el paisaje (sedimentos, semillas, contaminantes) con efectos ambientales y ecológicos en el entorno.

Tanto los paisajes como los elementos constitutivos de los mismos poseen Zonas de transición ó límites (Boundaries), en la literatura el término límite es empleado como un todo; es decir una zona entre parches de hábitats contrastantes que delimitan la heterogeneidad espacial de un paisaje (Cadenasso *et a*, 2003); el límite contiene dos bordes los cuales conforman una zona de transición, que algunos autores refieren como ecotonos (Terborgh, 1985; López-Barrera, 2004) ó ambientes de borde los cuales son estructuras que operan como filtros a lo largo del mosaico aire-suelo-uso o cubierta del suelo, entre parches contiguos, modificando los flujos, el comportamiento y la cantidad de material y nutrimentos, organismos e información (Forman y Moore, 1992; Wiens, 1992).

Los factores que influyen la zona de transición son diversos, pero se destacan algunos factores generales relacionados con variables climáticas y edafológicas; entre los cuales se puede citar: el ángulo de inclinación de la radiación solar, la temperatura, la dirección del viento, las propiedades del suelo, y la forma del parche (Forman y Godron, 1986).

Se han definido tres mecanismos que producen límites de vegetación en un paisaje, un ambiente físico “parchado” como un mosaico con diferentes unidades geológicas ó formas de terreno, por ocurrencia de perturbaciones (Martínez, 2005) naturales como el fuego ó derrumbes y por actividades humanas tales como la tala y expansión de frontera urbana.

En los límites, independientemente de cual sea su origen, se encuentran los bordes, estos pueden definirse como franjas periféricas que difieren significativamente en sus condiciones ambientales de la zona interior del parche. El margen (Border) es una línea que separa los bordes de elementos adyacentes, en esta se pueden apreciar las tres dimensiones de esta unidad, el ancho que es la distancia entre el margen y el interior (zona borde), la altura que permite realizar una estratificación y la longitud donde se consideran aspectos de forma y características de superficie, la combinación de estas tres dimensiones influyen en sus condiciones (microclima) y funcionamiento (permeabilidad), tal vez uno de los conceptos mas referido es el efecto borde, el cual hace referencia a la alta densidad de población y diversidad de especies en la porción externa de los parches ú otros elementos espaciales (Martínez, 2005).

6.2 CONCEPTO DE LÍMITE O ZONAS DE TRANSICIÓN

6.2.1 Definición de límite o zonas de transición

Quien se refirió por primera vez al concepto de límite fue el botánico Clements (1905) quien los denominó ecotonos, en el sentido de zona de transición existente entre dos tipos de comunidades vegetales adyacentes; Identificándolos como zonas de tensión asociada con propiedades emergentes de alta productividad y diversidad, e incluso asociadas con especies adaptadas a esas zonas.

Subsiguientemente, y desde una perspectiva de la ecología animal, Leopold (1933) los denominó “zonas borde”; y los definió como hábitats fronterizos representados por discontinuidades abruptas en las propiedades bióticas y abióticas distintivas (materia, energía e información) de dos hábitats adyacentes; es decir discontinuidades percibidas de manera particular en función del individuo o especie animal que se trate.

En esta misma línea, Lidicker (1999) señala que los límites son estructuras ecológicas que están presentes en el funcionamiento de la naturaleza, y que a su vez estas ocurren en todos los niveles o escalas ecológicas, desde el nivel de organelas hasta los sistemas a escala paisajística, de allí su importancia en la ecología del paisaje. Sin embargo, estos hábitats fronterizos son únicamente percibidos a través de las discontinuidades abruptas existentes entre los bordes de los fragmentos o parches que configuran el mosaico paisajístico.

Cadenasso (2003) usa el término límite (boundary) para referirse a entidades complejas y multidimensionales de contacto, o separación entre los elementos contrastantes de un mosaico, que están conectados por flujos de organismos, materiales, energía e información; y que a la vez comparten 4 características fundamentales: 1) ser zonas tridimensionales de transición entre sistemas contrastantes. 2) los límites pueden compartir algunas características comunes con los parches que separan o pueden ser totalmente diferentes. 3) los límites pueden ser amplios o estrechos reflejando la pendiente del gradiente del terreno. 4) el gradiente que contrasta en el límite es más agudo en el límite que en los dos sistemas colindantes.

Sobre la clasificación Strayer (2003) distingue 4 clases de límites: a) aquellos que son producto de discontinuidades entre parches (límites consecuenciales). b) límites causales los cuales provocan discontinuidades

entre parches. c) límites contemporáneos que surgen de fuerzas que aun están operando en el sistema d) relictos de límite resultado de fuerzas que no están operando en la zona. Este autor también señala que existen límites endógenos (naturales) y exógenos (antrópicos) producto de fuerzas que están operando tanto dentro como fuera del sistema parche – límites.

Respecto a los tipos de formas ó superficies Forman (1997) propone una diferenciación en 8 clases de límites, esta jerarquización varía de acuerdo al estudio y escala, las formas propuestas son: cubierto, cóncavo, recto, convexo, lobulado, puntiagudo, finamente ondulado y ondulado grueso. La secuencia de estas superficies a lo largo del límite determina la curvinealidad total de los mismos, los cuales producen irregularidad en los modelos espaciales que prevalecen en la naturaleza.

Para la mayoría de autores, no es del todo claro el papel que juegan estas zonas de transición en la estabilidad de un sistema, pero lo que sí parece un hecho es el papel de filtro que cumplen; por ejemplo en la escorrentía superficial en las márgenes de los campos de cultivo; en el cual los bordes controlan el flujo de agua y disminuyen el desplazamiento horizontal de los nutrientes favoreciendo la complejidad y la eficacia de los ciclos bioquímicos.

Hay que recalcar además que estas zonas de transición, representan un importante componente del mosaico paisajístico, especialmente por su función como trampa de sedimentos, nutrientes y contaminantes edáficos.

6.2.2 Elementos constitutivos del límite.

Para Forman (1997) cada elemento del paisaje posee uno ó mas bordes (edge), un margen (border), y la interacción de estos elementos (parche-matriz) constituyen los límites (boundary) (concepto semejante al de “ecotono”). Se llama borde al área externa que exhibe “efecto de borde”; esta franja se caracteriza por la alta densidad y diversidad de especies que generalmente predominan en la parte exterior del margen; el Margen se refiere a la línea que separa los bordes (edges) de los elementos adyacentes del paisaje; dos bordes diferentes y un margen conforman el Límite (boundary) o zona de transición, el cual se considera como una membrana semipermeable que permite el paso o movimiento de materiales y sustancias a través del paisaje. Cuando la distribución de especies dentro de un Límite cambia progresivamente, esta también se ha denominado como un ecotono (La determinación del Ecotono, esta asociada a la escala de trabajo y/ó análisis espacial), es decir una zona de transición o solapamiento de dos

comunidades de animales o plantas, que reflejan de manera explícita la complejidad y actividad de la matriz al igual que la organización de su dimensión (longitud, profundidad y verticalidad) y estructura espacial (figura 1.)

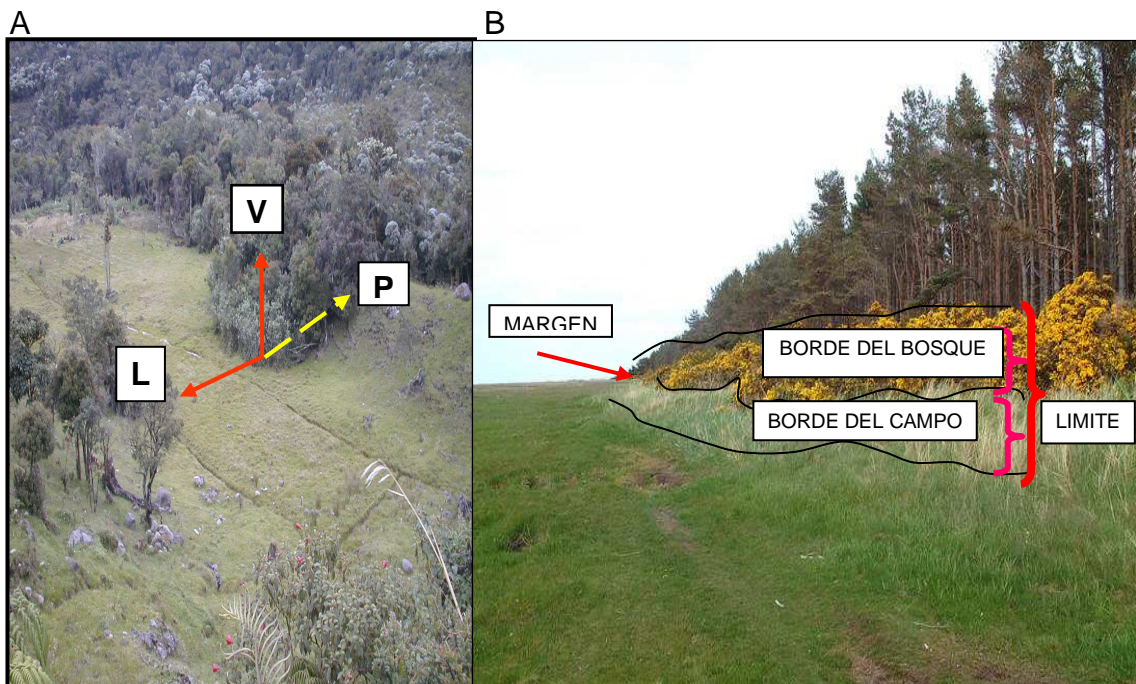


Figura 1. Dimensión Espacial y Elementos constitutivos del límite. A. fuente: Martínez-Joaqui Puracé (2005), B. fuente: www.geograph.org.uk/photos/18/51/185130_001e9fe1.jpg.

Para Forman (1997), la vegetación típica de zonas de borde puede formarse por tres mecanismos; que son: la conformación física de los parches (tipos y formas), las actividades humanas (tala, quema, cultivos) y perturbaciones naturales (fuego). De estos mecanismos surgen los diferentes tipos de bordes que pueden exhibir superficies cóncavas y convexas o completamente rectas dependiendo de su origen; es así como en áreas que son exclusivamente naturales predominan los bordes curvilíneos o convexos donde se presenta una interacción o movimiento de organismos entre hábitats adyacentes. Lo contrario sucede en áreas donde hay gran influencia de presión humana; donde los bordes se caracterizan por ser totalmente rectos o lineales.

De la misma manera pueden considerarse varios tipos de bordes teniendo en cuenta su apariencia y estructura (Tomado de Aída Otálora 2004).

- **Bordes duros:** Tienen apariencia recta y tienen gran contraste como un bosque y un cultivo adyacente (Forman 1997).
- **Bordes suaves:** Son curvilíneos, no tienen un gran contraste y permiten un mayor flujo entre los ecosistemas que delimitan (Forman 1997).
- **Bordes cerrados:** Presentan una zona cubierta por vegetación secundaria densa compuesta por especies similares a las encontradas antes de la disrupción (Didham & Lawton 1999).
- **Bordes abiertos:** Determinados por el crecimiento de vegetación secundaria rala y compuesto por especies pioneras e invasoras (Didham & Lawton 1999).
- **Bordes de avance sucesional:** Son suaves en donde hay avance de la vegetación y presentan un borde actual y uno original. Exhibe una disminución en altura de la vegetación desde el borde hacia la matriz contigua (Ranney *et al.* 1997 citado en Mora 2004).

Lidicker (1999) también habla de la clasificación de los hábitats bordes, basado en el papel que desempeñan en los movimientos de las especies animales; es así como propone una clasificación de los hábitats borde utilizando como criterio básico las propiedades emergentes de estos hábitats. Es decir, basándose en el comportamiento o la reacción que adquieren las especies faunísticas cuando se desplazan a estos hábitats. Su clasificación considera 3 posibilidades: una reacción favorable, una reacción negativa o ningún indicio de reacción. Cuando dos hábitats contiguos son sustancialmente diferentes, el efecto negativo parece predominar, por ejemplo cuando hay bordes acuáticos-terrestres o cuando hay cambios bruscos en el tipo de suelos, o de usos: bosque-cultivos; estas estructuras paisajísticas sugieren ser un indicador ecológico del medio, particularmente en ambientes templados donde se han realizado la mayor parte de los estudios paisajísticos; y donde se ha encontrado que estas discontinuidades abruptas son un elemento común en la estructura del paisaje, independientemente del tipo de paisaje que se trate, sea este templado, tropical o mediterráneo (Forman y Godron, 1986).

6.2.3 Efecto de borde

El efecto de borde puede definirse como el conjunto de efectos bióticos y abióticos de la matriz sobre el fragmento, el cual se manifiesta en cambios al

interior del fragmento provocando modificaciones en la composición y abundancia de especies en la parte externa del borde de un parche.

Murcia (1995) plantea tres tipos de efectos de borde: **efectos abióticos**, en donde ocurren cambios en las condiciones ambientales de los bordes por proximidad de la matriz la cual es estructuralmente distinta, que produce un cambio en el gradiente microclimático de temperatura, humedad y luminosidad que se presenta de forma perpendicular al borde, **efectos bióticos directos** el cual se refiere a los cambios en la abundancia, distribución y riqueza de especies producto de los cambios de tipo microclimático en la zona de borde, y por último tenemos los **efectos bióticos indirectos** el cual hace referencia a los cambios en las interacciones ecológicas producto de la fragmentación que puede verse reflejado en cambios en la abundancia de especies residentes o por la incorporación de nuevas especies y su distribución en la zona de transición.

De igual forma Lidicker & Peterson (1999) plantean dos tipos de efectos: el efecto matriz y el efecto de ecotono, esta clasificación se fundamenta en reconocer si el borde exhibe o no propiedades emergentes, es decir, si el borde se comporta como un hábitat distinto a los adyacentes (López, Barrera 2004).

El efecto matriz no presenta propiedades emergentes es decir que cada hábitat adyacente se comporta como un hábitat diferente, por lo que no se genera ningún efecto de borde. Este tipo de efecto en algunos estudios es definido como borde abrupto.

El efecto de ecotono por el contrario, abarca las respuestas que el borde puede mostrar (positivas, negativas o mutuas), lo que origina que el borde pueda definirse como un hábitat por separado.

6.3 PÁRAMO Y SU ECOLOGIA

Este acápite y el desglose de sus componentes se elaboraron empleando como referencia el documento ***Colombia diversidad biótica, la región de la vida paramuna*** (Rangel 2000).

En las partes más altas de las montañas Andinas entre el bosque andino y el límite inferior de las nieves perpetuas, se encuentran los paramos; sistemas naturales complejos y variados, endémicos de los Andes tropicales Venezolanos, Colombianos, Ecuatorianos y Peruanos desde 3500 m hasta

los 4700- 4800 m en el norte de los Andes; se caracteriza por ser una zona muy fría de 7 a 16 °C, casi siempre cubierta por niebla y con cambios climáticos bruscos. De acuerdo a su tipo de ambiente se clasifican en: subpáramo, páramo propiamente dicho y superpáramo.

Páramo bajo (Subparamo): Desde los 3200 hasta los 3600 m; se caracteriza por ser una región donde predomina la vegetación arbustiva, con gran abundancia de matorral que ocupa un cinturón de anchura muy irregular; esta zona no es mas que una transición entre el bosque andino y el páramo propiamente dicho.

Páramo propiamente dicho: (3500-4100m) se reconoce por el predominio de diferentes tipos de vegetación como frailejones, pajonales y chuscales; además presenta depresiones que permanecen encharcadas permanentemente con formación de humedales de turbera o pantano de musgos.

Superpáramo: Se encuentra por encima de los 4100 m hasta el límite de las nieves perpetuas, se caracteriza por la superficie del suelo desnudo y la discontinuidad de la vegetación; los tipos de vegetación más comunes están dominados por especies de *Draba* (Brassicaceae), *Azorella* (Apiaceae), *Pentacalia* (Asteraceae) y *Cerastium* (Caryophyllaceae).

El páramo es un ecosistema donde elementos como la vegetación, el suelo y subsuelo, han desarrollado un gran potencial para interceptar, almacenar y regular el agua; así mismo, prestan múltiples servicios ambientales y cumplen importantísimas funciones naturales, relacionadas con su capacidad de almacenar y regular los flujos hídricos superficiales y subterráneos, lo cual le da el valor estratégico al páramo. Además, en los ecosistemas de páramo nace una gran cantidad de ríos, fundamentales para la economía del país, el consumo humano, el abastecimiento de los centros urbanos, la producción agrícola e industrial, la generación hidroeléctrica, así como áreas de influencia de los principales embalses, represas y estrellas hidrográficas. Así mismo, los páramos son importantes centros de endemismo de flora y fauna ya que poseen el 8% del total de endemismos de la flora colombiana manifestándose especialmente en la cordillera oriental. Igualmente, contribuyen en la fijación de carbono a través de la necromasa adherida a las plantas gracias a la lenta descomposición de la materia orgánica, dada la característica humífera de su suelo (MMA 2002).

No obstante, los páramos vienen sufriendo serios procesos de transformación y degradación, debido primordialmente al uso de sus recursos

bióticos y físicos por parte del hombre quién los utiliza como leña para combustible y cercas viva; alimento del ganado, actividades agrícolas y ganaderas inadecuadas, desecación de turberas para aumentar la frontera agrícola; utilización de lagos y lagunas en programas de generación eléctrica, explotación en exceso del recurso hídrico para consumo humano, programas de reforestación inapropiados y turismo mal dirigido, entre otros.

6.3.1 Tipos de vegetación paramuna.

Para Rangel (2000), Colombia en el ámbito de Latinoamérica es quizás uno de los países con mejor documentación sobre las comunidades vegetales de los páramos, definidas según la composición florística y rasgos ecológicos generales. En estos ecosistemas dominan fitocenosis cerradas como los matorrales con especies de Asteraceae y los bosques achaparrados con especies de *Polylepis* y, formaciones abiertas, que incluyen los frailejonales (*Espeletia*) y los pajonales con especies de *Calamagrostis*. Se encuentran también Pastizales, Prados, Turberas, Tremadales o agrupaciones de plantas vasculares en cojín, Chuscales, Rosetas con especies de *Puya*, y Rosetales bajos.

6.4 ESTUDIO DE VEGETACION

Una comunidad vegetal es una unidad sociológica de cualquier rango que posee una composición (aspecto florístico) y una estructura (aspecto morfológico), características que resultan de las interacciones que se presentan a través del tiempo; es un complejo de especies vegetales compuesto de elementos ecológica y fenológicamente diferentes, que pese a su dinamismo, forman un sistema persistente que describe, desde el punto de vista botánico las relaciones físico-geográficas y la historia de la región (Ramírez, 1995).

Una de las características de la comunidad vegetal es su fisonomía, la cual es un producto de la apariencia externa (arquitectura y estructura) y de las formas de vida predominantes (biotipos), contribuyendo en parte a los patrones de agrupamiento y de ocurrencia de las formas de vida y en menor grado rasgos morfológicos como el tamaño foliar (Ramírez, 1995).

La extrema vulnerabilidad del mundo vegetal, es una variable de importancia al momento del estudio de los cambios en el paisaje que permite estimar la intensidad y extensión de los efectos antrópicos en el medio ambiente a la vez que sirve como fuente de información para la elaboración de planes de

gestión del territorio y a la mitigación y/o reparación de los efectos del hombre sobre el ambiente (Grez & Salazar, 2005).

La vegetación tiene gran importancia, ya que es el elemento a través del cual mejor se refleja y visualiza la intervención de los factores ecológicos y de los cambios que ocurran en el sistema. Por otra parte es un indicador muy sensible y de lapsos suficientemente amplios (Etter, 1991).

6.5 SISTEMAS INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)

Los Sistemas de Información Geográfica se han constituido durante los últimos años en una de las herramientas de trabajo más importantes para investigadores, analistas y planificadores, en todas sus actividades que tienen como fin el manejo de la información (Bases de Datos) relacionada con diversos niveles de agregación espacial o territorial, lo cual esta creando la necesidad de que estos usuarios de información espacial conozcan todo lo relacionado con esta tecnología. Aunque los Sistemas de Información Geográfica (SIG) tienen gran capacidad de análisis, estos no pueden existir por si mismos, deben tener una organización, personal y equipamiento responsable para su implementación y sostenimiento.

Un SIG se define como un conjunto de métodos, herramientas y datos que están diseñados para actuar coordinada y lógicamente para capturar, almacenar, analizar, transformar y presentar toda la información geográfica y de sus atributos con el objetivo de satisfacer múltiples propósitos. Los SIG son una tecnología que permite gestionar y estudiar la información espacial, y que surgió como resultado de la necesidad de disponer rápidamente de información para resolver problemas y contestar a preguntas de modo inmediato. Los componentes de un SIG, según el Instituto Alexander Von Humboldt (IAVH) son los siguientes:

Hardware: Los SIG corren en un amplio rango de tipos de computadores desde equipos centralizados hasta configuración de red, una organización requiere de hardware suficientemente específico para cumplir con las necesidades de aplicación.

Software: Los programas SIG proveen las herramientas y funcionalidades necesarias para almacenar, analizar y mostrar información geográfica, los componentes principales del software SIG son: Un sistema de manejo de base de datos, Una interfase gráfica de usuarios (IGU) para el fácil acceso a las herramientas, Herramientas para captura y manejo de información

geográfica, Herramientas para soporte de consultas, análisis y visualización de datos geográficos.

Información: El componente más importante para un SIG es la información. Se requieren de buenos datos de soporte para que el SIG pueda resolver los problemas y contestar a preguntas de la forma más acertada y rápida posible.

Personal: Son los especialistas encargados de manejar el sistema y desarrollar planes de implementación de las tecnologías SIG; sin este personal experto en su desarrollo, la información se desactualiza y se maneja erradamente.

Métodos: Para que un SIG tenga una implementación exitosa debe basarse en un buen diseño y reglas de actividad definidas, que son los modelos y prácticas operativas exclusivas de cada organización.

La recolección de información y la introducción de la misma en el sistema, requiere de una gran calidad de diseño y trabajo, una capacitación intensiva y un control frecuente; para así mantener la calidad de los datos y la integridad de los productos finales.

6.6 IDENTIFICACION DE ACTIVIDADES ANTRÓPICAS Y EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL.

Este concepto hace referencia al proceso de transformación del ambiente cuya finalidad es el desarrollo de alguna actividad humana para satisfacer sus requerimientos biológicos y socioeconómicos, se caracteriza por la alteración de los componentes del sistema natural (agua, suelo, aire, biota (fauna y vegetación), etc.) en forma simultánea.

Para entender el concepto es necesario analizar un caso puntual, por ejemplo la agricultura, el propósito de esta actividad es la de satisfacer las necesidades nutricionales de las comunidades; sin embargo para dar alcance a este requerimiento el hombre se ve en la necesidad de intervenir su entorno mediante un conjunto de actividades interrelacionadas que le permiten establecer zonas de cultivo; aparecen entonces procesos como la deforestación, la quema, la preparación de suelos, la fertilización, entre otras.

La intervención antrópica es uno de los dos factores que modifican el entorno, de hecho es el más común y constante en espacio y tiempo, ya que el otro factor presente en el sistema (desastres naturales), hace parte de las dinámicas propias de los sistemas naturales (inundaciones, terremotos, deslizamientos, erupciones volcánicas, entre otras.); estos factores, antrópicos y naturales, provocan cambios sustanciales en un entorno determinado y son apreciables puesto que modifican la estructura (biológica), función y configuración (física) de un área; el estudio de estas tres condiciones se efectúa desde la ecología del paisaje.

7. ANTECEDENTES

La mayoría de los estudios de las zonas de transición se ha realizado en bosques o selvas tropicales; es así como en los años 90 se registra un aumento en los estudios de límite; estos estudios se enfocaron en determinar la composición y estructura de la vegetación a partir del borde hacia el interior del bosque a diferentes distancias (Chen *et al*, 1992; López de Casanave *et al*, 1995; José, *et al*, 1996) y relacionaron estos patrones de vegetación con variables microclimáticas, fundamentalmente en cambios de temperatura, luz y humedad del suelo (Williams, 1999a; Chen *et al*, 1995; Kapos *et al*, 1997); posteriormente la complejidad en los sistemas forestales con actividad antrópica; llevó a algunos estudios de bordes sobre vegetación y procesos de regeneración a considerar factores como el efecto de los claros, otros bordes cercanos y diferentes formas de disturbio en bosques tropicales (Malcolm 1994; Fox *et al*, 1997) y bosques templados (Goldblum y Beatty, 1999; Kupfer, 2003).

Los aportes de Williams han sido importantes ya que ha realizado un sinnúmero de estudios relacionados con la estructura de la vegetación de bordes de bosques y sus condiciones ambientales. En (1990), Williams estudió las condiciones microambientales y la estructura de la vegetación en 5 bordes de bosque de 10 meses a 12 años de edad y encontraron grandes cambios de temperatura y humedad relativa a lo largo de los transectos, además observó que la densidad y el área basal de los árboles fue 2 veces más grande en los bordes de los bosques que en el interior de los bosques; otro trabajo a destacar es en (1993), donde Williams determinó las variaciones en la estructura y composición florística de la vegetación de borde con relación a las prácticas de manejo en terrenos adyacentes y a la orientación, y estimaron la distancia dentro del bosque a la cual el efecto de borde se refleja en la vegetación; los resultados del estudio indicaron que los bordes fueron diferentes en composición florística y en estructura debido a las distintas historias y prácticas de manejo de los campos adyacentes.

Otros autores como Colley *et al*, (2000) reportaron las medidas de los gradientes microclimáticos como luz, velocidad del viento temperatura del suelo y aire y déficit de presión de vapor perpendicular a un borde de bosque maduro ya que la magnitud de la influencia del borde y los modelos de influencia pueden cambiar con el tiempo desde la creación del borde la vegetación cerca a ellos.

Harper *et al*, (2005) también tratan de proporcionar una teoría unificadora de la influencia del borde mediante la síntesis del conocimiento actual de los

patrones de estructura y composición del bosque en bordes creados antropogénicamente y en el desarrollo de hipótesis relacionados con la magnitud y distancia de la influencia del borde considerando procesos ecológicos que influyen sobre esos patrones, igualmente sugieren que la magnitud y la distancia de la influencia del borde son una función directa del contraste en la estructura y composición entre comunidades adyacentes en cualquier lado del borde y que los factores locales como el clima, y factores bióticos afectan al contraste de parches.

Cadenasso, Mary *et al.* (2003), Introducen una serie de artículos donde proponen herramientas conceptuales y metodológicas para el estudio integrado de los límites ecológicos; con el propósito de entender los diferentes tipos de límites y sus funciones potenciales que pueden ser aplicadas en un rango amplio de sistemas, procesos y escalas.

De igual forma Strayer, David *et al.* (2003), presentan una clasificación de los atributos de los límites ecológicos a partir de su origen, estructura espacial, función y dinámicas temporales; con el fin de determinar si los límites son verdaderamente comparables.

Uno de los exponentes más importantes en sur América ha sido Bustamante, (2003) quien ha realizado investigaciones enfocadas con el efecto de borde y fragmentación de hábitat en vegetación nativa y exótica en Chile; donde analiza los mecanismos fundamentales de los efectos de borde sobre el establecimiento de plantas nativas y exóticas enfocándose: en la invasión de *Pinus radiata* a través del borde de los fragmentos en el bosque Maulino de Chile, desarrollando modelos demográficos para observar las especies de plantas tolerantes e intolerantes a la oscuridad a través de los bordes de los bosques; considerando el efecto de la depredación de semillas y por último utilizan un modelo para explicar algunos patrones de regeneración de plantas para árboles exóticos y nativos.

Para los ecosistemas de páramo de nuestro país son escasos los trabajos realizados de este tipo, ya que hasta ahora se empieza a observar cuanto se han degradado los ecosistemas de altamontaña; sin embargo se describen algunos trabajos que aunque no han sido ejecutados en el área de estudio, se constituyen como referentes metodológicos para el presente documento.

Suárez S. y Fagua G. (2001), realizaron un estudio de efecto de borde sobre la comunidad vegetal de un bosque alto andino de la vertiente occidental de la cordillera Oriental (Colombia); que se basó en el estudio de la variación de la estructura, composición, diversidad y riqueza de la vegetación en el sur-occidente de la sabana de Bogotá con el objeto de observar la relación entre

estas variables y la distancia al borde, concluyéndose que la penetración del efecto de borde varia de acuerdo a la orientación y al tipo de borde; comprobando así que al penetrar en el bosque se incrementa la riqueza en detrimento de la densidad. De la vegetación de borde.

Mora y Galeano (2004), estudiaron la influencia de los factores modeladores sobre el efecto de borde en un relicto de bosque Altoandino en Colombia, donde evaluaron el efecto de borde sobre variables microambientales y tipos de vegetación, teniendo en cuenta la influencia de las características del paisaje (fisonomía, orientación) con el fin de proponer opciones de manejo para favorecer el mantenimiento y recuperación de la vegetación fragmentada.

Trujillo y Rios (2003), caracterizaron el borde de avance del bosque dominado por la especie *Chusquea scandens* evaluando la regeneración de la especie luego de disturbios a lo largo del borde del bosque en la Reserva forestal Cogua (Cundinamarca) con el fin de obtener una información preliminar del estado del borde, para la regeneración natural de la vegetación.

8. METODOLOGÍA

8.1 ZONA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Natural (PNN) Puracé se encuentra ubicado en Jurisdicción de los departamentos de Cauca y Huila, comprende una extensión de 83.000 hectáreas, dentro de los siguientes municipios: Puracé, Sotará, San Sebastián, La Vega, Santa Rosa (Cauca), y La Plata, La Argentina, San Agustín, Isnos y Salado Blanco (Huila). Este fue declarado provisionalmente por la gobernación del departamento del Cauca mediante Decreto No. 199 de 1961 con una extensión de 9.000 ha; luego por Resolución No. 92 de 1968 de la junta directiva del INCORA y con la creación del INDERENA en el mismo año, se le asigna a éste Instituto el manejo, vigilancia y desarrollo de los Parques Nacionales Naturales incluyendo el Parque Nacional Natural Puracé. En el año de 1975 según el acuerdo 33 de la junta directiva amplió su área a 64.000 ha. en el año de 1977 a 83.000 ha. Según acuerdo No. 21 de 1977.

Geográficamente se localiza entre las coordenadas: 1° 50' N - 76° 37' W y 2° 24' N - 76° 42' W; en coordenadas planas corresponde a: 1.044.350 N - 694.250 W y 1.093.000 N - 757.670 W.

La zona de estudio se encuentra ubicada al Nororiente del Parque, en el municipio de Puracé y corresponde específicamente al sector de la laguna de San Rafael (figura 2).

El sector de San Rafael se encuentra a una altitud promedio de 3.354 msnm, en el mismo se pueden observar gran cantidad de frailejones planta insignia de los páramos presentes en la asociación Frailejonal-pajonal, y Chuscales que dominan en los alrededores de la laguna de San Rafael, y sobre las pendientes de las colinas circundantes parches de bosque y arbustales.

Entre los rangos de pendientes en la zona se tienen de 0–10% Plano a ligeramente ondulado para los alrededores a la laguna de San Rafael y 31–40% Quebrado en zonas aledañas colinadas y hacia la base del volcán Puracé.

El sector de San Rafael se encuentra a una altitud promedio de 3.354 msnm, en el mismo se pueden observar gran cantidad de frailejones planta insignia de los páramos presentes en la asociación Frailejonal-pajonal, y Chuscales que dominan en los alrededores de la laguna de San Rafael, y

sobre las pendientes de las colinas circundantes parches de bosque y arbustales.

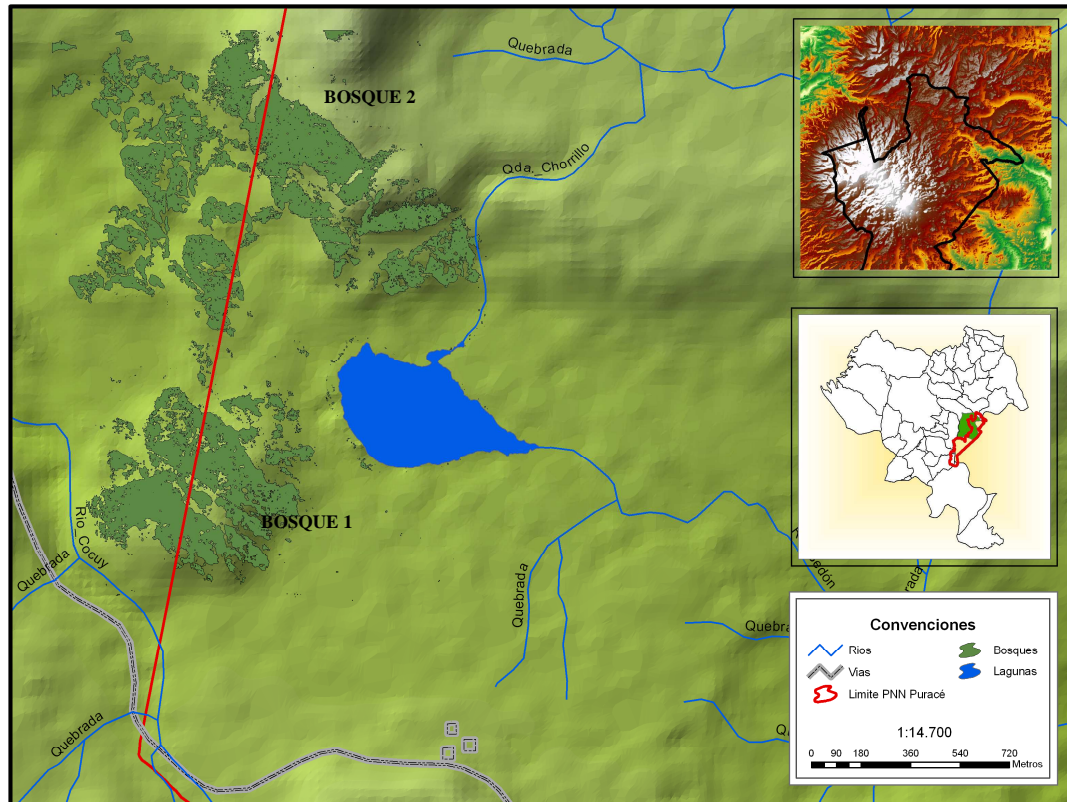


Figura 2. Localización de la ventana de estudio y de los bosques caracterizados.

El Régimen de distribución de lluvias, para la laguna de San Rafael es unimodal biestacional, presentando un promedio anual 190.37mm. Para el período comprendido entre 1970 y 1993; la época de mayor precipitación se reporta para los meses de mayo – agosto y el período seco para los meses entre septiembre y abril. Según la clasificación ecológica de localidades atendiendo las clases de distribución de los montos anuales de precipitación (2284,39 mm.), el sector de San Rafael es húmedo estacional (Rangel, 2000) (figura 3).



Figura 3. Laguna de San Rafael – PNN. Puracé.

Este estudio busca analizar como la cobertura, configuración y condiciones microambientales de la zona de transición (limite) influyen en la extensión y penetración del efecto de borde presente en el gradiente matriz-limite-interior, en una zona dentro del PNN Puracé. Para tal fin se han determinado las siguientes metodologías con relación a los componentes de esta investigación: Vegetación, variables ambientales, procesamiento fotogramétrico y empleo de herramientas SIG, aplicación de índices de fragmentación y descripción de actividades antrópicas (ver pagina 48).

De igual forma se emplearon criterios de selección para los sitios muestreo (limite) los cuales fueron:

- Dos (2) áreas boscosas, con diferente nivel de intervención (Bosque 1 antropizado y Bosque 2 menos antropizado¹).

¹ Los criterios para la definición del nivel de antropización se encuentran en el acápite 8.4 DESCRIPCION DE ACTIVIDADES ANTROPICAS Y EVALUACION DE IMPACTOS.

- Similar exposición, orientación y pendiente.
- Similar tipo de borde.

8.2 DETERMINACION DE LAS DINAMICAS ESPACIALES DE LAS COBERTURAS VEGETALES.

Se identificaron los mosaicos o sitios de interés con la ayuda de las fotografías aéreas, determinando así los parches objeto de estudio, estableciendo cualitativamente las variaciones en las áreas cubiertas por vegetación en diferentes periodos, fundamentalmente atendiendo los cambios de coberturas vegetales; teniendo en cuenta los criterios empleados por el CIAF- IGAC (2005) en la determinación de patrones para interpretación de unidades de cobertura y uso de la tierra.

8.2.1 Procesamiento fotogramétrico para identificación de coberturas vegetales.

La fotointerpretación se presenta como una herramienta para el estudio de la estructura y los flujos entre ecosistemas de un determinado paisaje en base al análisis de variables causales del arreglo espacial de los sistemas ecológicos como la topografía, suelos y alteraciones. Así, por medio de esta herramienta, sumada a su aplicación en un SIG, es posible crear mapas temáticos que permitan estudiar la dinámica espacio-temporal de un paisaje como una forma de entender y generar conocimientos bases para un mayor y mejor ordenamiento del territorio (Chuvienco, 1996).

Se utilizaron las fotografías aéreas para realizar la fotointerpretación con el propósito de obtener información ambiental; las fotografías georreferenciadas son empleadas como insumo para la digitalización de coberturas vegetales del sector o capas de interés (Figueroa *et. al.* 2003).

Para efectuar este procesamiento fotogramétrico, se utilizaron fotografías aéreas de épocas diferentes con un intervalo de toma de 12 años (1979-1991).

las aerofotografías en papel se escanearon con una resolución de 600dpi y se almacenan en formato TIF en escala de grises; para la georreferenciación se utilizó el software ERDAS IMAGINE 8.4 importando los formatos TIF a

archivos IMG, para cada fotografía aérea se establece un sistema de coordenadas planas.

Para llevar a cabo esta georreferenciación se empleo cartografía base de la zona de estudio; con estos insumos (fotos aéreas y cartografía base) se localizan sitios que sean identificables tanto en la foto como en la cartografía base, permitiendo asignar coordenadas a la foto cada vez que se asigna un punto.

Posteriormente se realiza una clasificación no supervisada a través del software ER Mapper, empleando la utilidad *Land Application Wizard*, asignando el número de clases a generar en la imagen (en este caso 5 tipos de coberturas – cuadro 1). El programa ER Mapper realiza varias interacciones para agrupar los datos de la imagen, dividiendo y fusionando las clases según los parámetros ingresados; posteriormente se despliega la imagen de salida en formato raster asignando colores y nombres a las clases

CLASES	TIPOS DE COBERTURA VEGETAL	COLOR
1	Arbórea	Verde
2	Arbustal	Verde oliva
3	Humedal	Azul
4	Lagunas	Azul oscuro
5	Pajonal - Frailejonal	Beige

Cuadro 1. Creación de clases de cobertura vegetal y asignación de colores para el área de estudio.

El raster final es exportado con extensión .TIF (GeoTIFF) el cual tiene la misma georeferenciación de la fotografía aérea inicial.

Seguidamente se generan y definen los contornos y vectores en la imagen clasificada aplicando el Algoritmo Contouring Wizard, donde solo se trabaja con la banda clasificada (por defecto), Una vez generado este mapa se exporta como un archivo ESRI (shp) con su respectiva base de datos (dbf).

En el software ArcGIS, se generan mapas individuales por cada tipo editando la tabla de (figura 4).

Los vectores (líneas) de interés son exportados como un nuevo shapefile (.shp) y son convertidos a polígono; de este modo se obtienen polígonos matemáticamente mas exactos debido a que la mayor parte del procesamiento es de forma sistematizada (Muñoz 2008).

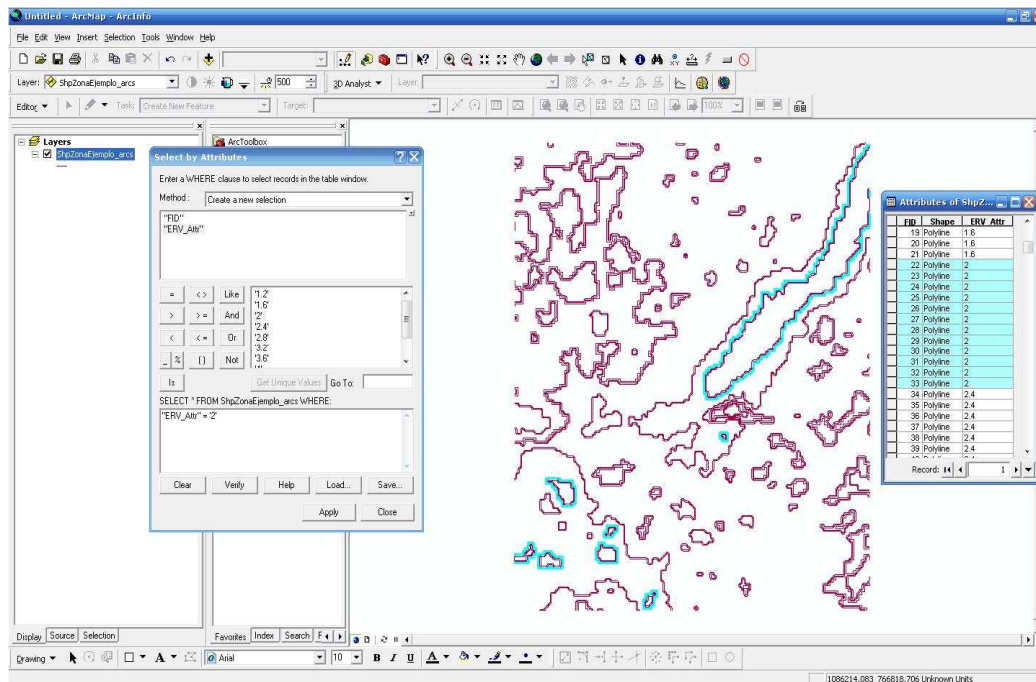


Figura 4. Definición de vectores y contornos en el programa Arc map.

Los polígonos ya elaborados permitirán la obtención de datos como áreas totales y parciales de las coberturas de interés; a partir de los cuales es posible cuantificar los cambios de área ocurridos sobre las coberturas durante los años transcurridos entre la toma de cada fotografía aérea,

8.2.2 Índices de cambio de cobertura y fragmentación.

Mediante la aplicación del indicador denominado **“Cambio multitemporal del área de páramos, bosques, sabanas, agroecosistemas y humedales”**², IDEAM (2002), se determina el cambio en las áreas (superficie y proporción) y el cambio medio anual para cada tipo de cobertura con el fin de identificar cuales amplían su extensión y aquellas que disminuyen el área ocupada:

- Cambio en la superficie: $\Delta_A = A_2 - A_1$
- Porcentaje de cambio = $(A_2 - A_1) / A_1 * 100$

² Sistema de Información Ambiental de Colombia – SIAC (IDEAM, 2002).

- Cambio medio anual = $(A_2 - A_1) / (T_2 - T_1)$

Δ_A = Cambio en la superficie de la cobertura de ecosistemas analizados.

A_1 = Superficie total de la cobertura analizada para el año inicial.

A_2 = Superficie total de la cobertura analizada para el año final.

T_1 = Tiempo inicial.

T_2 = Tiempo final.

Los indicadores de fragmentación reflejan los patrones espaciales de los ecosistemas y ofrecen una visión de la configuración de estos, a través de medidas de área, forma ó borde de los fragmentos, este interés por cuantificar este tipo de patrones del paisaje, se debe a la premisa de que los procesos ecológicos están vinculados y pueden predecirse a partir de patrones espacial a escala mas generales (Turner et al, 2001), además por que ayudan a evaluar la diversidad y a elaborar modelos para predecir las interacciones entre patrones del paisaje, formas de relieve, organismos y procesos del paisaje como disturbios y ciclo de nutrientes entre otros (Turner et al, 2001; Rutledge, D. 2003).

Para efectuar el análisis de los índices de fragmentación se empleó el software Fragstats 3.3 versión libre desarrollado por McGarigal (1995), calculando cinco índices estadísticos teniendo en cuenta los diferentes tipos de cobertura encontrados en el paisaje (clases). Los cálculos inician al ingresar al programa las coberturas generadas en formato ASCII a partir del procesamiento digital y la clasificación de imágenes en los programas, ERDAS³, ERMAPPER y Arc View⁴.

El nivel de análisis del paisaje considerado para este estudio corresponde a Ecosistema-Comunidad (detallado)⁵; este criterio coincide con el modelo conceptual de Noss (1990), empleado por el IAVH (2002) definiendo cuatro niveles de organización y resume las jerarquías de estudio del paisaje por atributos primarios tales como, composición, estructura, función y cambio.

Se empleó una resolución de 5 metros por pixel, para los mapas de cobertura a los cuales se les aplicaron los índices descritos a continuación considerando la incidencia del grano en los productos generados (Saura, 2004).

3 ERDAS Inc. Erdas Imagine. Versión 8.x. ERDAS, Atlanta. USA. 1999.

4 ESRI Inc. ArcView GIS. Versión 8.2. Environmental Systems Research Institute. USA. 2003

⁵ Para este nivel el insumo espacial a emplear son fotografías aéreas.

-Número de fragmentos en un ecosistema (NP): Equivale al número de parches presentes en un ecosistema, el rango de este índice es $NP \geq 1$ a infinito y $NP = 1$ cuando el paisaje contiene únicamente un fragmento dentro de un ecosistema; el NP da idea del grado de fragmentación de un tipo particular de ecosistema; su interpretación debe estar asociada con información adicional de área, distribución y densidad de los fragmentos.

-Tamaño medio de los fragmentos (MPS): Permite identificar el tamaño medio de los fragmentos en un ecosistema. Es igual a la suma de las superficies (m^2) de todos los fragmentos correspondientes a un ecosistema específico, dividido por el número de fragmentos de ese tipo. Se multiplica por 1/10,000 para convertirlo a hectáreas; su rango va de > 0 a infinito.

-Índice de forma del paisaje (LSI): Índice de forma del paisaje, el rango de este índice va de ≥ 1 a infinito. LSI es igual a 1 cuando el paisaje corresponde de un solo tipo de parche cuya forma es circular (vector) o cuadrado (raster), LSI se incrementa en la medida en que la forma del parche se torne más irregular y/o la longitud del borde del mismo se incremente. LSI es igual a la suma de los bordes del paisaje y todos los segmentos de borde contenidos en el mismo que envuelvan un tipo de parche determinado; dividido por la raíz cuadrada del área total del paisaje (m^2), ajustada por una constante estándar para paisajes circulares (vector) o cuadrados (raster).

-Densidad del borde (ED): es la suma de las longitudes en metros de cada segmento de un fragmento, dividido por el total del área del ecosistema (m/ha). Si el borde está presente en el ecosistema, ED incluye los segmentos correspondientes a un tipo de fragmentos y representan solamente un único borde, su rango es $ED > 0$, sin límites y $ED = 0$ cuando no hay un tipo de borde en el paisaje.

8.3 CARACTERIZACIÓN DE ZONAS LIMITE

8.3.1 Identificación y evaluación de la vegetación del límite

Las zonas de muestreo se establecieron a partir de la identificación de los mosaicos de interés con ayuda de fotografías aéreas y jornadas de campo, determinando los parches y zonas de límite que fueron objeto de estudio. Atendiendo a los criterios de selección mencionados anteriormente.

Las comunidades vegetales, tipos de vegetación, asociaciones y otras son unidades fitosociológicas que pueden analizarse para estudiar alteraciones ecosistémicas, (Rangel 2000) emplea estas unidades para estudiar la diversidad beta de la región de vida paramuna, y (Duque 1987) asocia a las comunidades identificadas en el área de estudio procesos de intervención antrópica.

Muestreo de vegetación

Dentro de las dos áreas boscosas se realizó un estudio de la vegetación, estableciendo parcelas de muestreo, para la identificación de vegetación en zonas de borde ajustando la propuesta de (William 1999), con el fin de obtener datos estructurales y de composición florística; permitiendo de esta forma observar y analizar los cambios a los cuales se ha sometido el sistema.

- ⊕ En cada sitio bosque-borde-pastura se ubicaron 3 transectos perpendiculares a la zona de borde y se extendieron 50 m hacia el interior del borde y 30 metros hacia la matriz adyacente, con orientación sur-norte, nor-este y nor-oeste (fig. 5).
- ⊕ Se establecieron 5 parcelas anidadas separadas 10 m entre si, a lo largo del transecto y se enumeraron de la siguiente forma: Parcela 1 (de 20-30m Matriz), Parcela 2 (de 0- 5m Matriz), Parcela 3 (de 0- 10m Interior bosque), Parcela 4 (de 20- 30m Interior bosque) y Parcela 5 (de 40- 50m Interior bosque).
- ⊕ En cada parcela anidada se empleó las siguientes dimensiones (Ramírez 2007 comunicación personal) para el muestreo de vegetación (cuadro 2).

INTERIOR DEL BOSQUE	MATRIZ ADYACENTE
Estrato Arbóreo : 10 x 10 (100 m ²)	
Estrato arbustivo : 5 x 5 (25m ²)	Estrato arbustivo : 5 x 5 (25m ²)
Estrato herbáceo: 2 X 2 (4 m ²)	Estrato herbáceo: 2 X 2 (4 m ²)

Cuadro 2. Área de parcelas empleadas para muestreo de vegetación de zonas de transición.

Se considerara como estrato herbáceo aquella cuya altura no supere los 1.5 m de altura, como arbustiva la comprendida entre 1.5 y 5 m y como arbórea aquella que supere los 5 m de altura; para las hierbas se estableció únicamente la cobertura por especie, para arbustos y árboles se determino individualmente la cobertura y la altura, con los datos obtenidos se calculo lo siguiente:

- Análisis estructural de la vegetación.

El análisis estructural de la vegetación se llevo a cabo teniendo en cuenta la metodología establecida por (Ramírez 1995).

Abundancia: Se habla de abundancia cuando el número de individuos de una comunidad no se cuenta sino que se estima; es por ello que se acostumbra a estimar los datos de Abundancia a partir de los datos de densidad obtenidos para un área muestral.

Densidad (D): Equivale al número promedio de individuos (N) por unidad de área establecida.

$$D = N/A$$

Densidad relativa: Porcentaje con que una especie aporta al número total de individuos de todas las especies de la muestra.

$$DR = (Di / \sum Di) \cdot 100$$

Frecuencia: Uniformidad o regularidad con que las plantas de una especie se distribuyen dentro de la comunidad; se expresa como el porcentaje de unidades muestréales en las que al menos una planta de la especie se halla presente.

$$F = (P/T) \cdot 100$$

P = N° de parcelas donde esta presente la especie.

T = N° total de parcelas

La frecuencia es una medida no absoluta, ya que su resultado depende del tamaño y de la forma de la muestra, de la densidad y del patrón de dispersión de la especie.

Frecuencia Relativa: la frecuencia relativa corresponde a la frecuencia de una especie referida al a frecuencia total de todas las especies (Ramírez, 1995).

$$FR = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) \cdot 100$$

De igual forma se realizo 1 perfil de vegetación en cada parche de bosque a lo largo del gradiente Matriz- borde –interior el cual permitió ilustrar el número de estratos, su altura y su cobertura; el esquema grafico se elaboro teniendo en cuenta la ubicación de los arboles presentes (DAP > 10 cm) en el transecto establecido (matriz –borde- interior), el cual consistió en una área rectangular de 1m de largo x 1m de ancho en la matriz ubicado de 0- 5m y de 25- 30m; hacia el interior del bosque se estableció un área rectangular de 10 m de largo x 2m de ancho desde el borde(0m) hacia el interior del bosque (10m), y finalmente hacia el interior del bosque se estableció un área rectangular representativa de 25 m de largo x 5 m de ancho desde los 25m del interior del bosque hasta los 50m. En estas áreas se registraron mediciones de altura total, altura de fuste, DAP y ancho de copa de los árboles presentes.

-Análisis de la composición florística de la vegetación.

Riqueza: La riqueza se determino como el número de especies, géneros y familias de plantas vasculares encontradas en las unidades muestreadas.

-Similitud florística de la vegetación.

La similitud florística de los dos fragmentos de bosque muestreados se evaluó cualitativa con el Índice de similitud de Jaccard (Ij) basado en la presencia/ausencia de las especies.

Índice cualitativo de Jaccard.

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

a= Número de especies en la comunidad o muestra 1.

b=Número de especie en la comunidad o muestra 2.

c = Número de especies presentes en ambos sitios A y B es decir especies compartidas.

De igual forma se realizó un análisis de conglomerados con el objetivo de identificar las especies que se encuentran distribuidas en el gradiente matriz- borde- interior. Este análisis se llevó a cabo empleando TWISPAN (two way indicator species analysis) que arroja una medida de semejanza o disimilitud entre grupos de parcelas, de modo que permite alcanzar una clasificación confiable (Velasquez 1993).

PARCELAS DE MUESTREO DE VEGETACIÓN

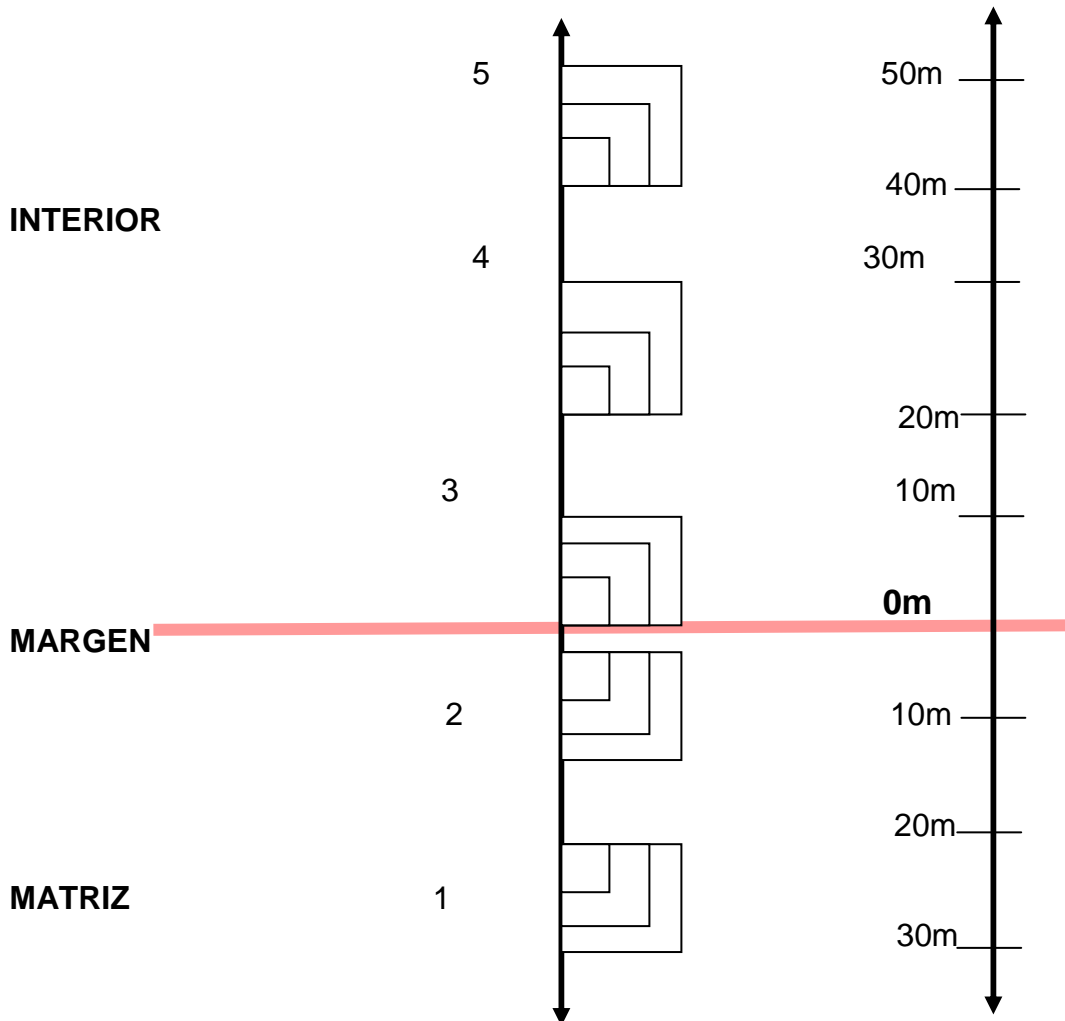


Figura 5. Metodología usada para la identificación de la vegetación de los límites.

Los especímenes colectados fueron depositados en el Herbario de la Universidad del Cauca (CAUP).

8.3.2 Identificación de variables climáticas en los límites.

Las variables abióticas o microambientales (Radiación solar, temperatura del aire, suelo y humedad relativa) de los bordes se llevaron a cabo, teniendo en cuenta bibliografía consultada Williams (1999); en la cual se recomienda, 50 m hacia el interior del bosque y 30 m hacia el área adyacente al borde del bosque (matriz); las medidas se efectuaron cada 10 m del margen del borde hacia el interior del bosque y cada 5 m del margen del borde hacia la matriz.

El gradiente lumínico se realizó con el medidor de luz de servicio pesado modelo 407026 y un módulo registrador de datos modelo 3800340; en el cual se registraron 5 datos cada 15 segundos por un tiempo de 3.0 segundos a una altura de 1 m, la temperatura ambiental será medida a 1 m por encima del nivel del suelo y la temperatura del suelo a 5 cm de profundidad, la humedad relativa se registro con el higrómetro el cual se ubico a 1m por encima del nivel del suelo.(fig. 6).

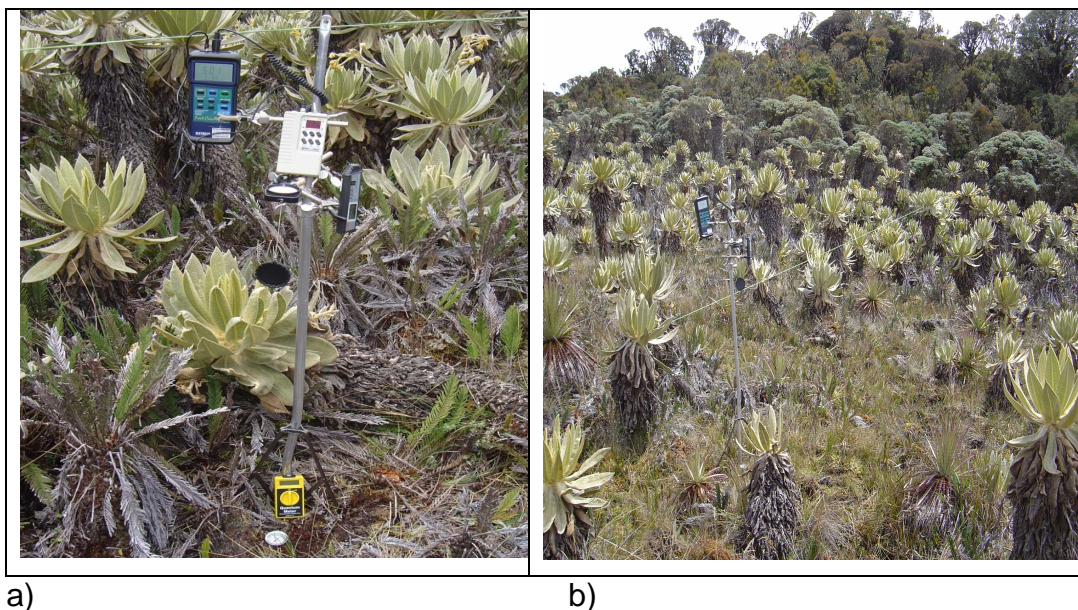


Figura 6. Montaje de sensores (a) Esquema utilizado para el registro de datos ambientales (b) Transecto empleado en los 2 tipos de bosque.

En cada parche, se realizaron todas las mediciones, las cuales se llevaron a cabo en la mañana (08:00 – 10:00), al medio día (12:00- 13:00) y en la tarde entre (15:00 y 16:00) por 3 días seguidos cada mes, por 4 meses. Considerando los transectos establecidos según el tipo de orientación (sur-norte, noreste y noroeste) y la dinámica climática de la zona (lluvias). (fig. 7).

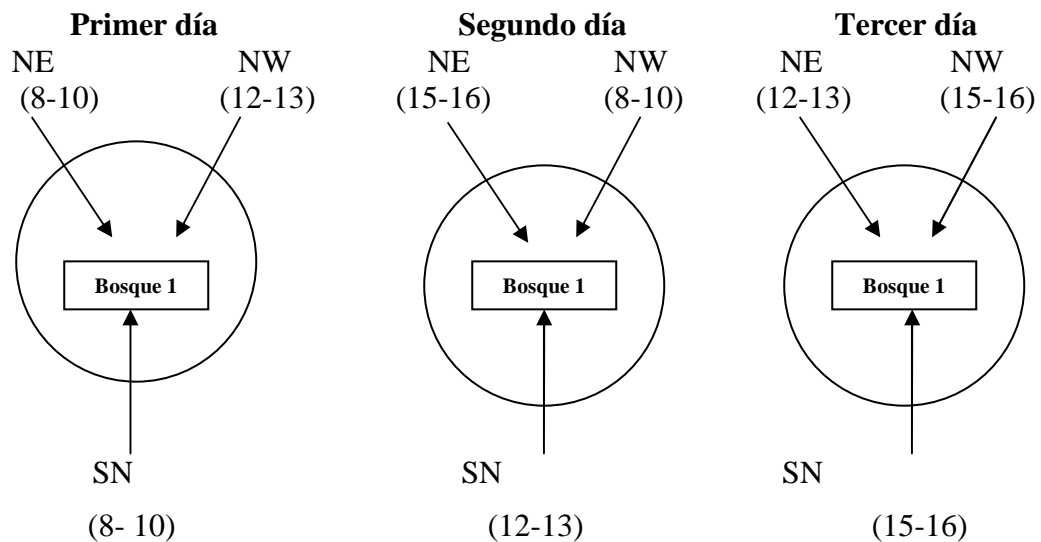


Figura 7. Rotación de periodos de muestreo en un parche durante tres días de muestreo para medición variables microambientales.

El análisis estadístico efectuado para las variables ambientales medidas en el gradiente constitutivo (matriz-borde-interior), en las dos zonas de transición fue:

- Prueba paramétrica, tal como la anova factorial, complementado con pruebas de comparaciones múltiples para varianzas homogéneas (los datos en los sitios cumplen con homogeneidad de varianza: Levene: $p > 0.05$), esto con el fin de analizar si las horas en que se tomaron las muestras (8-10 am, 12-13 pm y 15-16 pm), influían en los sitios (bosque antropizado y menos antropizado) y en el tipo de ubicación (matriz- borde – interior); o si por el contrario actuaban de forma independiente.
- De igual forma se efectuó una prueba de correlación de Pearson con el fin de observar como la distancia influye en cada variable medida en

los tres tiempos (hora de medición); para la representación de los datos obtenidos en los cuatro meses se empleo el promedio de los mismos, considerando que el análisis estadístico realizado no indica diferencias significativas en la incidencia de los meses y el tiempo de muestreo en las variables medidas.

Las pruebas estadísticas se realizaron con el programa estadístico SPSS versión 11.5

8.4 DESCRIPCION DE ACTIVIDADES ANTROPICAS Y EVALUACION DE IMPACTOS.

Para establecer cualitativamente el grado de antropización, se aplico una matriz de presencia–ausencia para determinar la existencia de actividades humanas en los parches de interés; para definir el grado de intervención se estimo la acumulación de actividades en cada unidad (parche), estableciendo una relación de proporcionalidad en donde a mayor presencia de intervenciones mayor grado de antropización (cuadro 3).

Parque de bosque Actividades	Bosque 1		Bosque 2	
	Presencia +	Ausencia -	Presencia +	Ausencia -
Tala	X			X
Quema	X			X
Pastoreo	X			X
Transito	X		X	
Total	4	0	1	3
proporción	4:0		1:3	
Nivel	Antropizado		Menos antropizado	

Cuadro 3. Grado de antropización en las dos áreas boscosas estudiadas.

En cuanto al uso de suelo se realizaron identificaciones de campo para determinar el empleo que se da del recurso suelo en el lugar de estudio, analizando actividades como la agricultura, drenajes, construcción de vías de acceso, explotación forestal y ganadería, teniendo en cuenta los tamaños destinados para cada actividad y en lo posible estimar la antigüedad de estas, Una herramienta importante para lograr esta descripción fue las entrevistas informales realizadas a los habitantes del sector (por Ej. Personas del cabildo), también se consulto la cartografía del sector en busca

de información respecto a las actividades desarrolladas, el Plan de ordenamiento tanto del PNN. Puracé como del municipio de Puracé para observar los antecedentes y las consideraciones, que permitieron dilucidar como el factor “hombre” genera alteración de los ecosistemas y cambios a nivel de paisaje.

Aplicación de la Matriz de FEARO

La matriz de FEARO es un método matricial de interacción empleado en estudios cualitativos de evaluación de impacto ambiental, la cual funciona como una lista de control bidimensional, disponiendo a lo largo de sus ejes verticales y horizontales las acciones ó etapas de una intervención y los factores ambientales que podrían ser afectados, lo cual permite asignarles en las cuadrículas correspondientes las interacciones ó posibles impactos de cada acción sobre los componentes por ellos modificados; esta matriz permite tener una visión integrada de los efectos de las etapas de intervención consideradas sobre los componente biofísicos, socioeconómicos y culturales (Figuroa, *et al.* 1998).

Los criterios empleados para evaluar el posible efecto son:

Magnitud: Severalidad de cada impacto potencial con relación a su reversibilidad.

Durabilidad: Lapso en el que el impacto pueda extenderse.

Plazo y frecuencia: El impacto puede ser a corto, mediano ó largo plazo y puede ser intermitente ó permanente.

Riesgo: Probabilidad de ocurrencia.

Importancia: Valor asignado al impacto con respecto al área por estado actual.

Mitigación: Soluciones disponibles ó factibles a los impactos negativos.

El uso de la matriz parte de la inscripción, en el eje horizontal, de las actividades ó fases que tienen lugar en la intervención analizada; en el eje vertical se incluyen los indicadores de alteración por cada componente del ecosistema, mas el componente socio-económico; en la matriz se marcan los cuadros donde se encuentren interacciones, empleando la simbología respectiva para indicar si es negativa ó positiva.

Para garantizar un proceso mas comprensivo es importante definir para el análisis lo que se entiende por condiciones, componentes, indicadores y actividad.

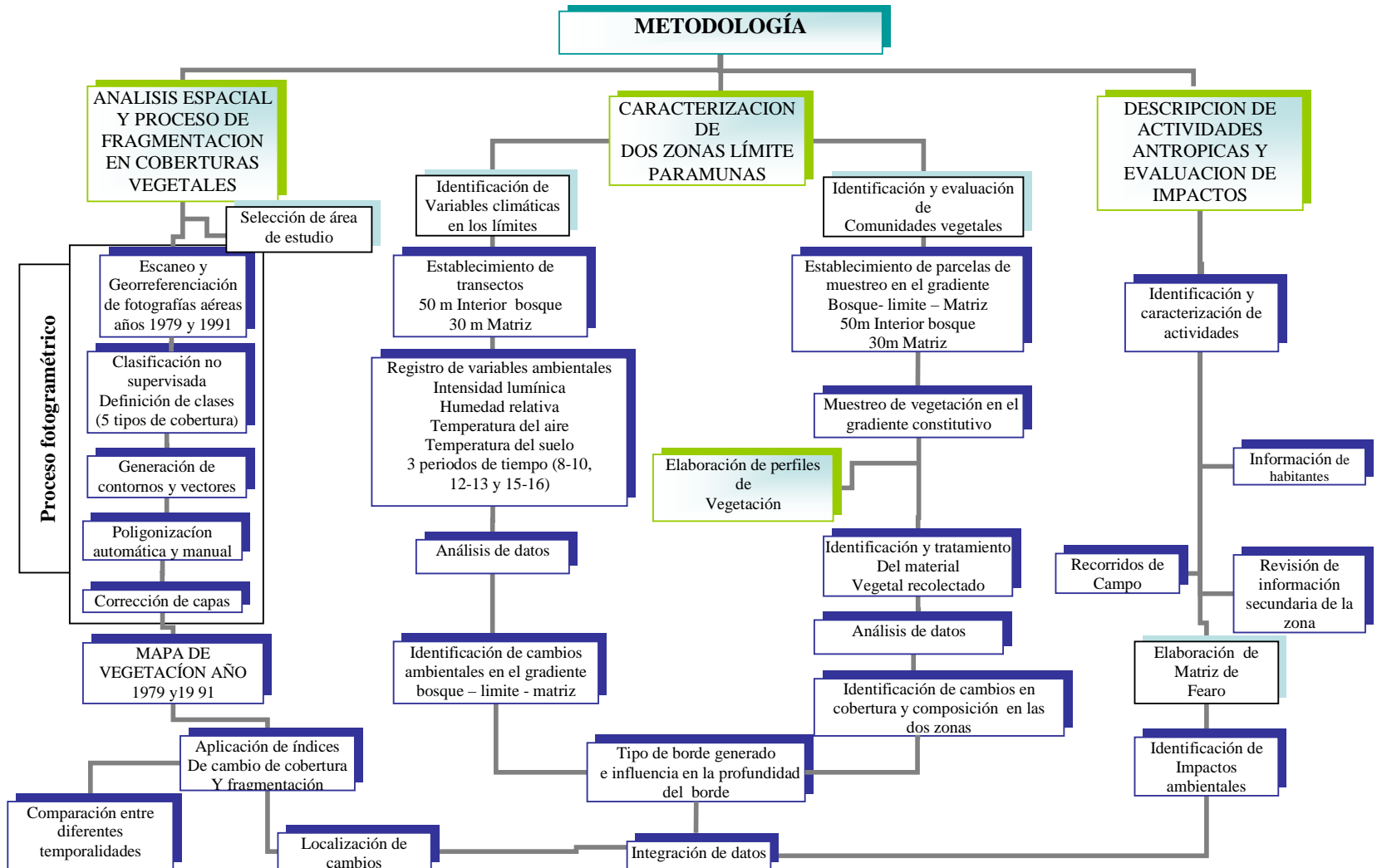
Condiciones: Hace referencia a las circunstancias que afectan procesos en el ecosistema: por ejemplo, áreas ribereñas que se encuentran aradas, deforestadas, periodo de crecientes en un río, ocupación del espacio por presencia de viviendas en las áreas ribereñas, existencia de vegetación de galería etc.

Componentes: Con esto se definen las estructuras que constituyen en el análisis un ecosistema, componente Biótico (Vegetación, fauna), Abiótico (suelo, agua) Humano. Cada componente esta constituido por indicadores. Para el análisis se utilizaran solo indicadores de primer nivel o básicos.

Indicadores: Aquí se tienen tres niveles de indicadores de tercero segundo y primer orden. Los de tercer orden son indicadores macros que agrupan indicadores de segundo orden los cuales definen características o patrones de relevancia para el área que se estudia y pueden agrupar varios indicadores específicos de primer nivel por patrón o característica definida en el ecosistema.

Actividad: Hace referencia a la acción que se desarrolla en el proceso de extracción.

METODOLOGÍA EMPLEADA EN ESTA INVESTIGACIÓN



9. RESULTADOS Y DISCUSION

9.1 DINAMICAS ESPACIALES DE LAS COBERTURAS VEGETALES Y PROCESO DE FRAGMENTACION COMO GENERADORES DE ZONAS LIMITES EN AMBIENTES PARAMUNOS.

Las dinámicas espaciales de las coberturas vegetales que pueden observarse en el ecosistema de páramo estudiado, empleando herramientas SIG, permiten entender las relaciones corológicas (heterogeneidad horizontal) existentes en el mismo incluyendo la dimensión temporal. De esta forma se pueden abordar las interacciones entre la estructura del paisaje (mosaico) y los procesos ecológicos que en él ocurren, considerando el contexto ambiental de una área particular en función del nivel de detalle de observación (macro, meso ó microescala) integrando estudios complementarios de vegetación e identificación de actividades antrópicas.

Por tanto la determinación del arreglo espacio-temporal de las comunidades vegetales en el ecosistema paramuno depende de las relaciones entre la heterogeneidad espacial y la influencia humana (Vargas, congreso mundial paramos 2002).

La heterogeneidad horizontal en una ventana de estudio en zona de paramo.

Entendiendo que esta dimensión del paisaje corresponde a las variaciones en los arreglos espaciales de la ventana de interés en función del tiempo, se determinaron las coberturas vegetales presentes en dos temporalidades, 1979 y 1991, con un nivel semidetallado empleando técnicas fotogramétricas y procesamiento digital de imágenes propuesto por Muñoz 2008.

Se evaluó un área total de 356,35 hectáreas, en inmediaciones de la laguna de San Rafael (PNN Puracé), donde se identificaron 5 clases de coberturas vegetales, considerando sus tipos fisonómicos: arbóreo, arbustal, humedal, lagunas y pajonal-frailejónal; siendo el pajonal-frailejónal, de hábito herbáceo y crecimiento favorecido por las actividades humanas; identificándose como el elemento con mayor antropización.

El arreglo espacial de las coberturas vegetales estudiadas en la ventana definida para los años 1979 y 1991, se presenta en la figura 8. El elemento constitutivo con mayores extensiones en los dos periodos es el pajonal-frailejónal, constituyéndose en la cobertura dominante del paisaje, incidiendo en las condiciones de oferta de hábitat para otras especies y en las características microambientales, particularmente en las zonas

límite ó de transición que configura con otras coberturas como las arbustales y arbóreas en el ensamblaje espacial.

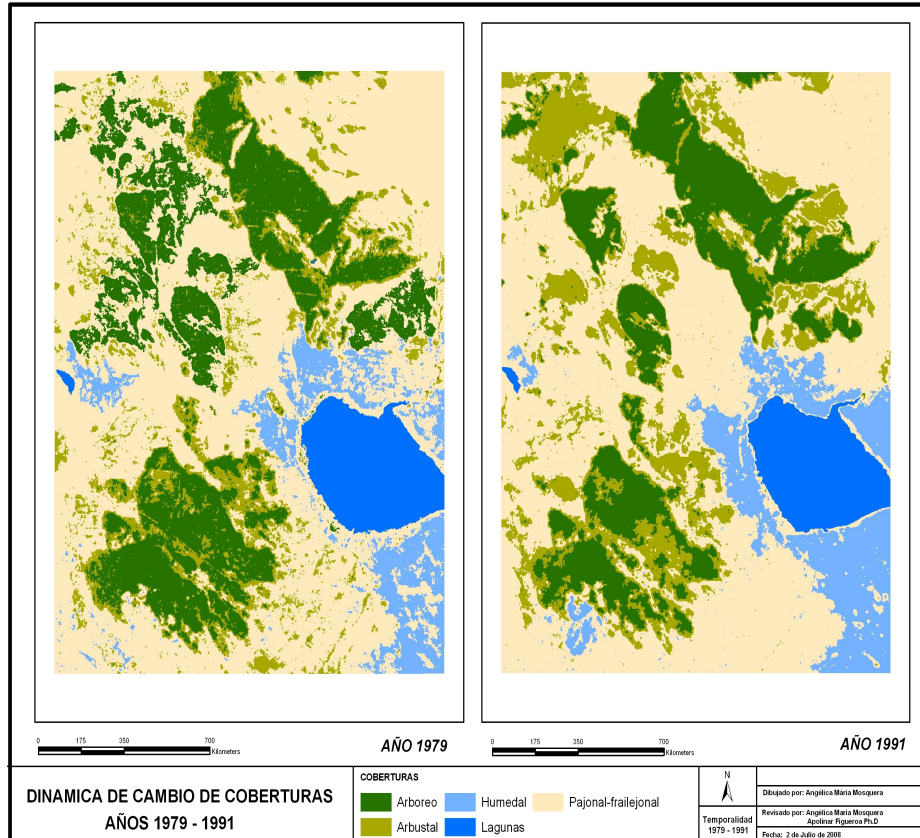


Figura 8. Coberturas vegetales definidas para los años de 1979 y 1991.

Las áreas ocupadas por tipo de cobertura para los años referidos se presentan en el siguiente cuadro 4 y figura 9:

Tipo de cobertura	Área (ha) 1979	Área (ha) 1991
Arbóreo	79,84	45,15
Arbustal	48,96	59,43
Humedal	26,21	29,66
Lagunas	20,64	18,77
Pajonal-frailejonal	180,70	203,34
TOTAL	356,35	356,35

Cuadro 4. Áreas totales ocupadas por cada tipo de cobertura para los años estudiados.

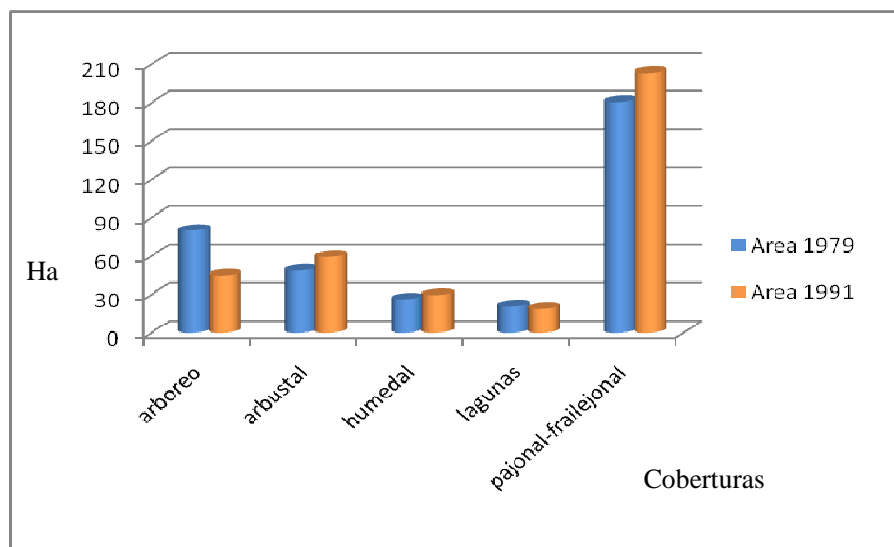


Figura 9. Áreas totales ocupadas por cada tipo de cobertura para los años 1979 y 1991.

Aplicando el índice de cambio de coberturas (IDEAM, 2002), se encontró que la cobertura arbórea ha sufrido una reducción de 34,69 ha (43,4%) al igual que lagunas con 1,87 ha (9,04%); en este lapso las demás unidades han incrementado su extensión, de ellas las coberturas arbustales y pajonal-frailejonal exhiben un aumento de 10,47ha (21,37%) y 22,64ha (12,53%) respectivamente, las áreas de humedal se han incrementado en 3,45 ha (13,2%), esto es debido a que las fotografías aéreas analizadas tiene diferente temporalidad (tiempo de precipitación y lluvia), razón por la cual se encuentra un sutil aumento en este tipo de cobertura.

En la siguiente tabla se presenta el (cambio total de área) porcentaje de cambio y el cambio medio anual en hectárea/año para cada tipo de cobertura en el periodo de tiempo considerado.

Tipo de cobertura	Cambio (ha)	Cambio (%)	Cambio medio anual (ha)
Arbóreo	-34,69	-43,45	-2,89
Arbustal	10,47	21,37	0,87
Humedal	3,45	13,16	0,28
Lagunas	-1,87	9,04	-0.15
Pajonal-frailejonal	22,64	12,53	1,89

Cuadro 5. Cambio porcentual y medio anual de las Coberturas vegetales identificadas para el periodo 1979 - 1991 en el sector de San Rafael a partir de fotografías aéreas.

Con base en los anteriores resultados se puede evidenciar que existe una reducción de aproximadamente de 30 ha de cobertura vegetal tipo arbóreo (figura 10), debido principalmente a las actividades antrópicas que se están ejerciendo en la zona como la tala selectiva para suplir necesidades domesticas de tipo energético, la quema para la renovación de pastos y ampliación de las áreas de pastoreo; de igual forma cabe resaltar la incidencia de la cobertura pajonal frailejona en la zona con un aumento de área de mas de 20 ha y un cambio medio anual de 2 ha aproximadamente, esto obedece al incremento de la actividad ganadera en la zona, la cual según estudios previos (Martínez, 2005 y Joaquí, 2005), se presenta en inmediaciones de la laguna de forma esporádica y en menor escala.

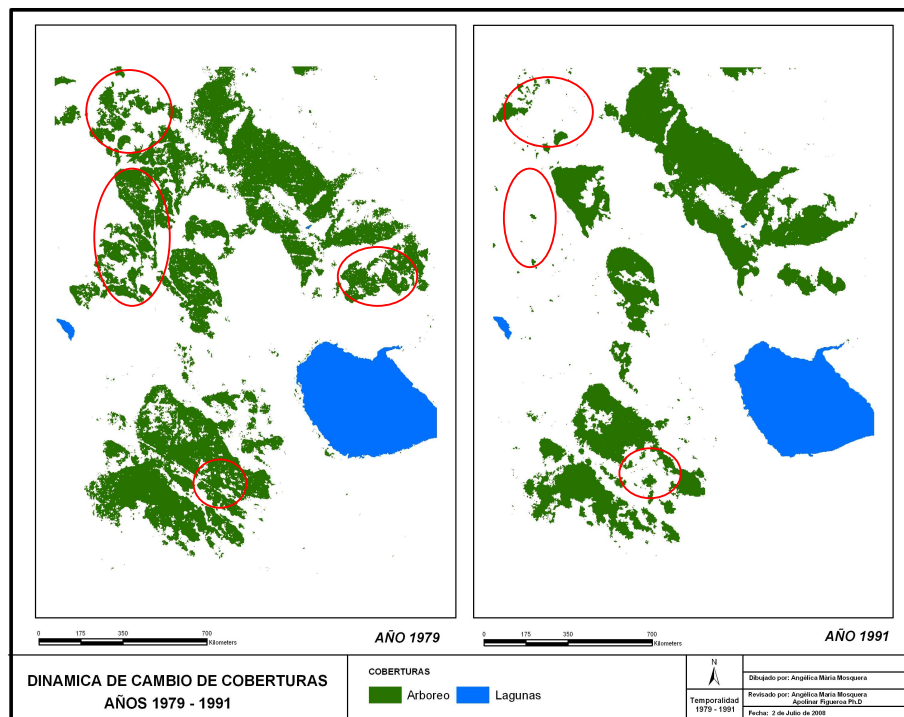


Figura 10. Dinámica de cambio para cobertura arbórea años 1979 y 1991.

De acuerdo con los resultados proyectados por el Cambio porcentual y medio anual de las Coberturas vegetales se observa que existe una tendencia de cambio en las coberturas vegetales allí presentes; debido al incremento de áreas de pastoreo como resultado de procesos de ganadería y demanda de leña, ocasionando de esta forma un detrimento de las coberturas naturales como la arbórea.

Para las coberturas arbóreas y arbustivas, en el análisis de fragmentación, se observa reducción de fragmentos e incremento en

irregularidad de la forma; por tanto adicionalmente a la reducción en la extensión ocupada se tienen condiciones que favorecen el efecto de borde y su impacto en el interior de los bosques.

Este proceso mediado por las actividades antrópicas que se da al interior del área protegida obedecen al traslape existente entre el cabildo indígena y el parque nacional natural Puracé – sector San Rafael.

Para determinar la significancia de los cambios presentados en las coberturas se recomienda realizar la prueba no paramétrica Chi-cuadrado, la cual es utilizada para evaluar la hipótesis de no asociación de filas y columnas en una tabla. Una probabilidad menor o igual a 0.05 es comúnmente interpretada como justificación para rechazar la hipótesis nula (cuadro 6).

COBERTURA	Área 1979	Área 1991	(O-E)	(O-E)2	(O-E)2/E
Arbóreo	79,84	45,15	-34,69	1203,60	15,08
Arbustal	48,96	59,43	10,47	109,58	2,24
Humedal	26,21	29,66	3,45	11,90	0,45
Lagunas	20,64	18,77	-1,87	3,48	0,17
Pajonal-frailejonal	180,70	203,34	22,64	512,52	2,84

Cuadro 6. Prueba Chi-cuadrado aplicada a las coberturas vegetales encontradas.

Según el análisis de Chi cuadrado, con 4 grados de libertad y un criterio de confiabilidad del 0.05 (9.49), se comprueba que la pérdida del área ocupada por las comunidades vegetales de tipo arbóreo es significativa; producto de las diferentes actividades ejercidas en la zona de estudio como tala, quema y pastoreo los cuales pueden estar influenciando cambios en la composición y estructura tanto vertical como horizontal de las comunidades vegetales, al igual que causar perturbación en los procesos del suelo y agua, disminuyendo la disponibilidad de recursos, habilidades competitivas o la incorporación de propágulos de una especie con respecto a la otra (Landsberg et al. 1999), ocasionando la aparición de efecto de borde.

Las comunidades vegetales de tipo arbustal y pajonal- frailejonal, no son estadísticamente significativas (figura 11 y 12), pero de igual forma a través de los años han tenido un ligero incremento, que puede estar provocando procesos de transformación en el sector estudiado (efecto de borde, proceso de paramización); debido a las actividades antrópicas ejercidas en la zona de estudio lo cual provoca que especies como pajonal- frailejonal sobrepasen sus límites altitudinales invadiendo localidades anteriormente cubiertas por vegetación boscosa. Aunque hay que resaltar que algunas especies de paramo especialmente los arbustos y pajonales – frailejonal están adaptadas a tolerar altos niveles de

temperatura por lo cual son resilientes a fuegos con frecuencias de 5 - 10 años pero cuando estas frecuencias pasan a ser de 2 - 3 años es posible que empiecen a ser afectadas y aumente la mortalidad y cambios de tipo estructural.

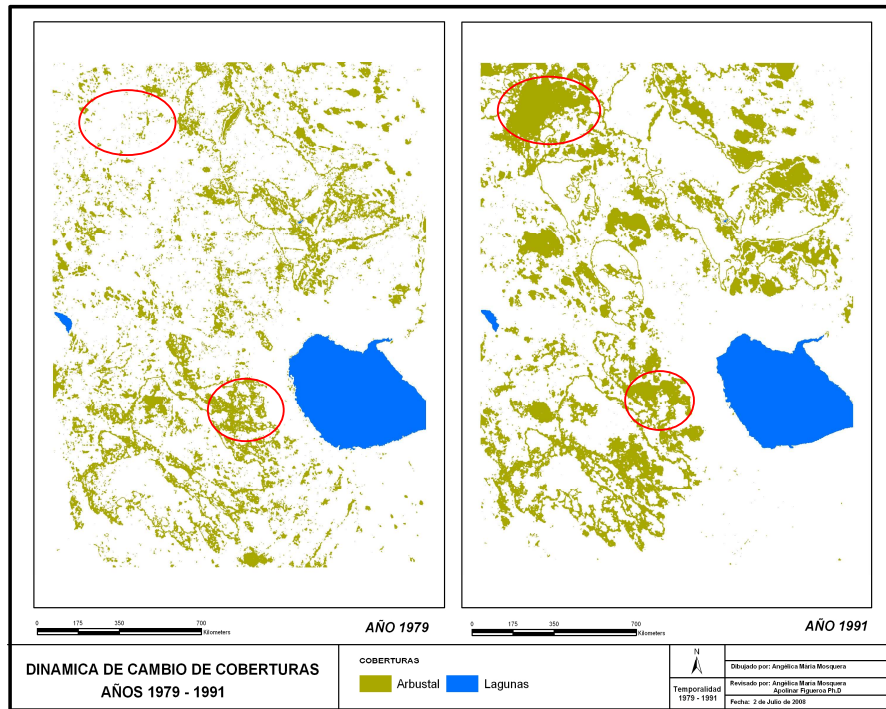


Figura 11. Dinámica de cambio para cobertura Arbustal años 1979 y 1991.

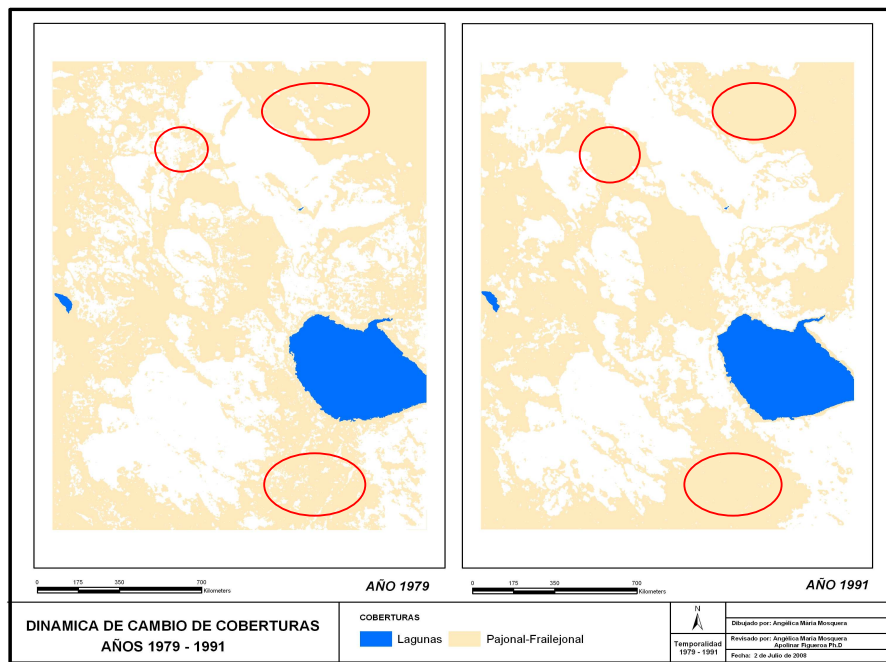


Figura 12. Dinámica de cambio para cobertura Pajonal - Frailejonal años 1979 y 1991.

9.1.1 ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN

Uno de los objetivos de este trabajo es determinar la configuración espacial de los elementos del paisaje en la zona de estudio (fragmentos, borde, matriz); para este fin se eligieron índices de fragmentación a nivel de clases, teniendo en cuenta los diferentes tipos de cobertura y la capacidad de interrelación de los mismos, con el fin de cuantificar la configuración espacial de los fragmentos permitiendo evidenciar la posible extensión y fragmentación en la zona de estudio.

Cabe resaltar que cada índice por si solo no aporta una definición clara de los cambios ocurridos en el paisaje estudiado, es por ello que se hace necesaria la aplicación de una serie de índices en conjunto para lograr así una interpretación integral de la configuración del paisaje.

A continuación se presentan los parámetros de fragmentación calculados para cada tipo fisionómico (comunidades vegetales), para los años 1979 y 1991.

COBERTURAS	CA	NP	LSI	MPS	ED
Arbórea	79,86	266	23,86	0,27	2438,6
Arbustal	48,96	1274	51,18	0,03	3801,0
Humedal	26,21	240	19,98	0,09	1109,1
Lagunas	20,63	4	1,79	4,9	93,21
Pajonal-Frailejonal	180,7	385	29,49	0,46	4643,9

Cuadro 7. Índices de fragmentación calculados para el año de 1979.

COBERTURAS	CA	NP	LSI	MPS	ED
Arbórea	45,15	175	14,1	0,3	1228,0
Arbustal	59,42	537	38,5	0,1	3482,9
Humedal	29,66	177	10,64	0,26	690,62
Lagunas	18,77	4	1,77	4,69	90,89
Pajonal-Frailejonal	203,33	310	20,56	0,56	3177,7

Cuadro 8. Índices de fragmentación calculados para el año de 1991.

Numero de Fragmentos (NP): Cualquier variación en el número de fragmentos sobre una cobertura en particular, indica la presencia de alteraciones sobre el paisaje (quema, deforestación, entre otros), lo cual esta relacionado con procesos de transformación (fragmentación); su rango va desde 1 hasta infinito.

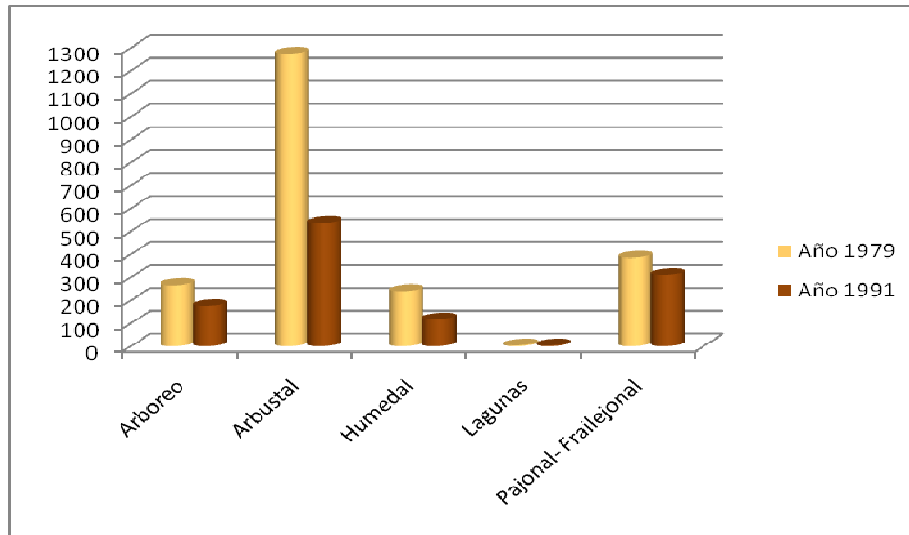


Figura 13. Índice del Número de Fragmentos (NP) calculado para los años 1979-1991.

Los datos obtenidos para este índice nos indica que existen una variación en el numero de fragmentos durante el periodo estudiado, ya que como se puede observar en la figura la mayoría de las coberturas vegetales arbórea, arbustal humedal y Pajonal - frailejunal a excepción de lagunas (igual numero de fragmentos para los años), han sufrido un proceso de transformación producto de las diferentes alteraciones a que ha sido sometido el ecosistema a través de los años. En la cobertura arbustal se observa una amplia reducción de fragmentos lo cual puede ser debido a que al presentarse pérdidas de otras coberturas (por tala y/o quema) ha ocasionado el incremento tanto en área de cobertura tipo arbustal como su conectividad, permitiendo formar Unidades mayores. En la cobertura tipo arbórea se pasó de un numero de fragmentos de 266 en el año 1979 a 175 en el año 1991, lo cual es preocupante debido a que nos indica que este tipo de cobertura se esta diezmando y esta ocasionando la perdida de parches relictuales (figura 13).

Índice de forma del paisaje (LSI): Expresa la forma y complejidad de los parches; cuando el valor de este índice tiende a 1, los fragmentos poseen una forma regular, a medida que el valor tiende a aumentar los fragmentos se tornan irregulares lo cual indica fragmentación, debido a altas perturbaciones y/o alteraciones que ocurren en los bordes o en el ecosistema.

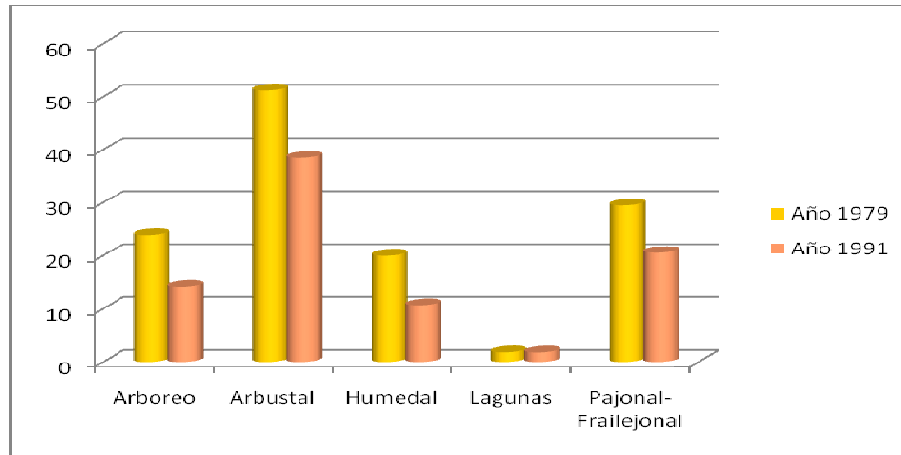


Figura 14. Índice de Forma del Paisaje (LSI) calculado en los años 1979-1991.

Las coberturas que presentan valores más elevados, y por ende, mayor irregularidad en la forma del parche son las coberturas de tipo arbustal y arbóreo, lo cual implica una mayor exposición a los bordes y a la presencia de efecto de borde que ocasiona cambios y variaciones estructurales en las coberturas presentes; la cobertura tipo pajonal - frailejonal con mayor incidencia de actividades antrópicas especialmente pastoreo se incrementa de igual forma indicando algún tipo de alteración en las dinámicas naturales del mosaico paisajístico (figura 14).

Tamaño medio de los fragmentos (MPS): Este índice relaciona el área de cada cobertura con el número total de los fragmentos de la misma, un parche ó paisaje con valores bajos de significancia en el tamaño de los parches puede considerarse fragmentado, y al compararlo con otros paisajes puede determinarse cual es el mas afectado por la fragmentación; este índice esta dado en hectáreas (figura 15).

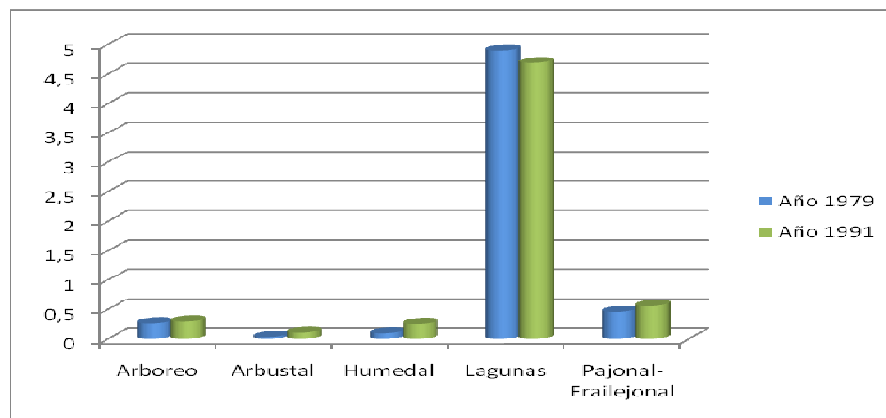


Figura 15. Tamaño medio de los fragmentos (MPS) calculado para los años 1979-1991.

Para este índice se puede observar un aumento progresivo de la cobertura pajonal- frailejonal (0,46 en 1979 y 0,56 en 1991) posiblemente debido a la conectividad que hubo entre los fragmentos de esta cobertura, debido a actividades antrópicas que favorecieron el incremento en área, de igual forma la cobertura tipo arbustal sufrió un ligero incremento como consecuencia de su unión para formar unidades mayores.

Densidad total de borde (ED): Este índice es la suma de las longitudes en metros de cada segmento de un fragmento, dividido por el total del área del ecosistema (figura 16).

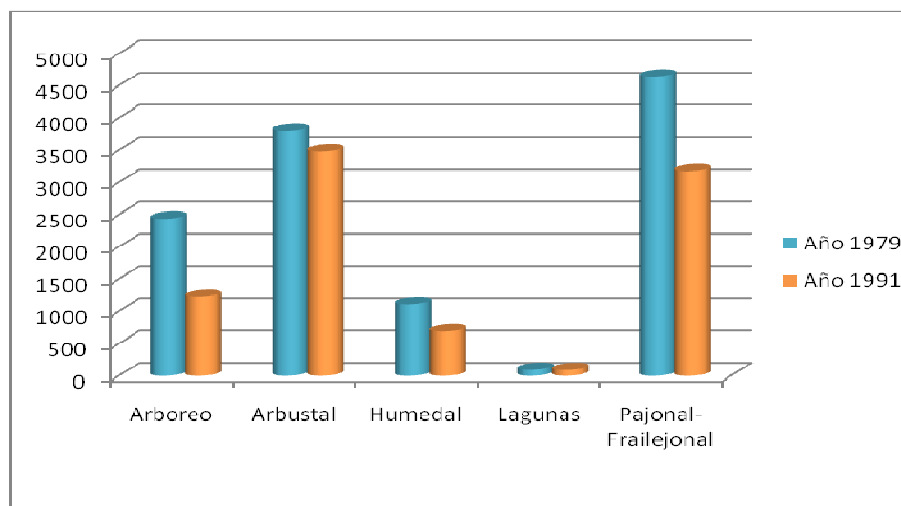


Figura 16. Valores de densidad del borde calculado para los años 1979-1991.

En este índice calculado se puede observar que existe una reducción en la densidad de borde de las coberturas vegetales analizadas, como consecuencia de la reducción de áreas y número de parches, lo cual puede estar ocasionando mayor irregularidad de la forma de los parches facilitando la penetración del efecto de borde y por ende, una homogenización del paisaje.

La modificación y fragmentación que ocurre sobre las coberturas vegetales (reducción constante de área y número de parches) presentes en las dos zonas de paramo estudiadas es generada en parte a procesos de cambio en estructura y composición de las comunidades vegetales debido a factores bióticos, abióticos y antrópicos, lo cual puede estar generando efecto de borde en la zona de estudio.

De igual manera estos cambios pueden estar asociados a las irregularidades del terreno, geomorfología y pendiente entre otros los cuales alteran las dinámicas ecológicas del sistema.

9.2 CARACTERIZACION DE ZONAS DE TRANSICION PARAMUNAS, CONDICIONES AMBIENTALES Y COMUNIDADES VEGETALES.

La creación de ambientes fragmentados genera ambientes contrastantes (matriz- borde-interior), los cuales interactúan entre si a través de un borde o una zona limite; donde los procesos ecológicos o interacciones entre especies puede verse afectado debido a los cambios en los gradientes ambientales.

Dos factores determinan la extensión y magnitud del efecto de borde en bosque fragmentados, el primero hace referencia a la estructura del borde el cual tiene una influencia en la distancia de la penetración del efecto de borde y segundo las influencias microclimáticas las cuales afectan la distancia de penetración del borde.

Los bordes identificados para las dos zonas boscosas estudiadas fueron bordes de tipo cerrado debido a que se observa claramente la zona de transición entre pajonal-frailejonal(matriz) e interior de bosque, este tipo de borde se caracteriza por presentar una zona cubierta por vegetación densa compuesta por especies similares a las encontradas antes de la disrupción (Didham & Lawton 1999).

9.2.1 ANÁLISIS DE VARIABLES AMBIENTALES EN LOS LÍMITES.

En los paisajes fragmentados, el cambio en las características microclimáticas tales como Intensidad lumínica, temperatura del suelo (TS), aire (TA) y humedad relativa (HR), entre otros, generan cambios estructurales; de abundancia y distribución de especies en bosques paramunos, determinando la arquitectura y composición de las zonas de transición.

Los datos de variables ambientales obtenidos en los 4 meses de muestreo se promediaron con el fin de determinar la tendencia de los valores obtenidos a través del gradiente constitutivo (matriz- borde-interior). En el cuadro siguiente se relacionan los valores obtenidos en este estudio, por tipo de bosque dependiendo el nivel de intervención.

BOSQUE ANTROPIZADO												
Variable \ Distancia	Matriz							Interior bosque				
	30	25	20	15	10	5	0	10	20	30	40	50
Humedad relativa (%)	55	59,0	60,5	61,1	62,6	64,2	65,5	66,1	71,7	76,6	80,1	82,6
Temperatura del aire (°C)	15,8	15,4	15,0	14,6	14,4	13,8	13,4	13,0	12,0	11,4	10,5	10,1
Temperatura del suelo (°C)	11,5	11,4	10,8	10,5	10,3	10,0	9,5	8,7	8,3	7,9	7,7	7,5

Intensidad lumínica (lux)	34,6	31,6	29,7	28,1	26,7	24,8	22,8	9,5	4,5	2,8	2,3	1,8
BOSQUE MENOS ANTROPIZADO												
	Matriz							Interior bosque				
Variable \ Distancia	30	25	20	15	10	5	0	10	20	30	40	50
Humedad relativa (%)	58,8	60,3	61,2	62,4	62,8	63,2	65,3	67,3	73,5	78,6	82,0	85,5
Temperatura del aire (°C)	15,0	14,7	14,4	14,2	14,0	13,5	13,0	12,5	11,6	10,8	10,1	9,6
Temperatura del suelo (°C)	11,1	10,7	10,6	10,2	10,0	9,6	9,2	8,4	8,0	7,7	7,5	7,0
Intensidad lumínica (lux)	30,8	28,8	27,4	25,8	23,8	23,2	21,1	6,3	1,9	1,0	0,6	0,4

Cuadro 9. Promedios de las variables ambientales medidas en el gradiente (Matriz- borde- interior), para los dos tipos de bosque.

A continuación se presentan los datos obtenidos a partir del análisis estadístico realizado para cada variable ambiental medida en los dos tipos de bosque, con el fin de determinar la incidencia de estos factores en el comportamiento de las variables; los números en negrilla representan los valores significativos con un intervalo de confianza del 95%, los signos (+) y (-) en correlación, indican el tipo de correlación dado para las variables.

Factores	HR	TA	TS	Intensidad lumínica
Horas	0,179	0,817	0,176	0,051
Sitios (bosque antropizado y bosque menos antropizado)	0,00	0,70	0,06	0,042
Ubicación (matriz-interior)	0,00	0,00	0,00	0,00
Distancia	0,00	0,00	0,034	0,00
Interacción Horas – Sitios	0,294	0,960	0,065	0,774
Interacción Horas – Ubicación	0,454	0,726	0,362	0,073
Interacción Horas – Distancia	0,726	0,691	0,995	0,897
Interacción Sitios - Ubicación	0,190	0,25	0,67	0,20
Correlación de Pearson (Distancia)	0,00 (+)	0,00 (-)	0,00 (-)	0,00 (-)

Cuadro 10. Valores de p (significancia) para las Anovas realizadas para cada variable.

9.2.1.1 Humedad relativa

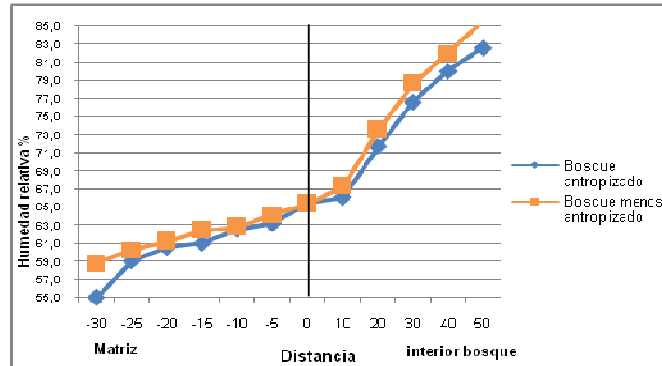


Figura 17. Humedad relativa para las dos zonas boscosas estudiadas (bosque antropizado y menos antropizados).

Según los datos obtenidos (cuadro 9) La humedad relativa presentó una clara diferenciación entre matriz-interior, exhibiéndose en la matriz valores menores entre el 55% y 65% que permanecen constantes y van aumentando hacia el interior del bosque hasta 86% (figura 17); se presenta un comportamiento homogéneo desde la matriz hasta los 10m (interior) y a partir de los 20m (interior) se observa un incremento significativo de la variable (figura 17).

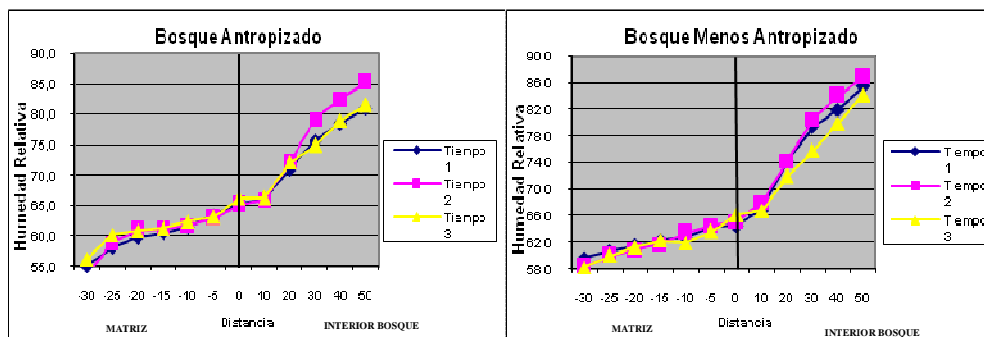


Figura 18. Valores consolidados de humedad relativa por tipo de bosque en los tres periodos de tiempo. Tiempo uno (8-10am) tiempo dos (12- 1pm) y tiempo tres (3- 4pm).

En la grafica anterior, según la prueba de significancia y correlación, se observa que las horas (8-10am, 12-13 pm y 15- 16 pm) en que se registra el valor de humedad relativa no influyen en el comportamiento del dato, sin embargo el grado de intervención, tipo de ubicación y la distancia si influyen significativamente en la variable, aunque no se presenta

interacción entre los factores (actúan de forma independiente). Ver cuadro 10.

El incremento de la humedad relativa hacia el interior se ve favorecida por la arquitectura de la vegetación y la transición de un ambiente en la matriz con hábito herbáceo hacia un entorno arbóreo al interior del bosque.

9.2.1.2 Temperatura del aire

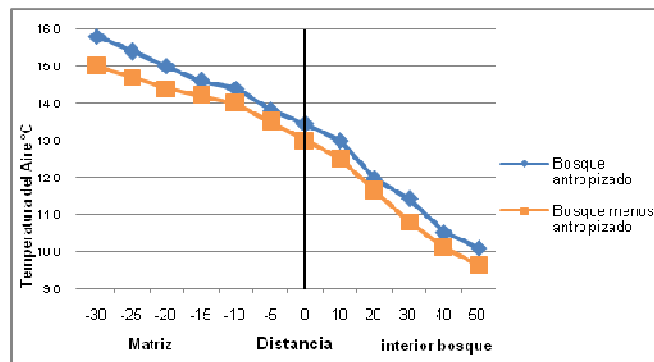


Figura 19. Valores de temperatura del aire para las dos zonas boscosas estudiadas (bosque antropizado y menos antropizado).

La temperatura del aire presentó el mismo comportamiento entre los bosques (antropizado y menos antropizado) con un rango general entre 16 y 9 °C, sin embargo esta variable presenta cambios en función de la distancia y el tipo de ubicación (matriz- interior).

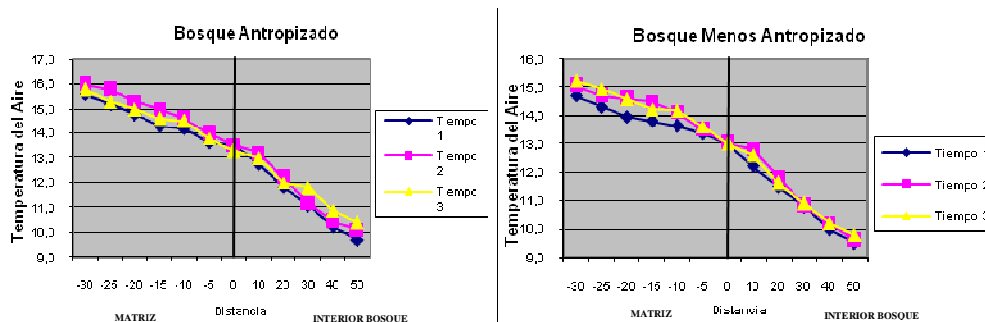


Figura 20. Valores de temperatura del aire por tipo de bosque en los tres periodos de tiempo. Tiempo uno (8-10am) tiempo dos (12- 1pm) y tiempo tres (3-4pm).

La tendencia de esta variable en el gradiente constitutivo (matriz- borde-interior) mostró valores mayores en el exterior del bosque llegando hasta 16°C aproximadamente; hacia el interior del bosque los valores estuvieron entre los 9 y 12 °C, si bien la distancia influye significativamente en el comportamiento de la variable no se aprecia en la curva un punto de inflexión que marque un cambio drástico en los valores de temperatura. La temperatura del aire al igual que la temperatura del suelo y la Intensidad lumínica decaen en el gradiente matriz-borde-interior comportándose de forma inversa a la humedad relativa.

9.2.1.3 Temperatura del suelo

La temperatura del suelo medida en los dos tipos de bosque presentó un comportamiento similar a la temperatura del aire, ya que las horas en que se registro la variable no influyeron en los dos tipos de bosque; no obstante la distancia y el tipo de ubicación si fueron significativos (cuadro 10.)

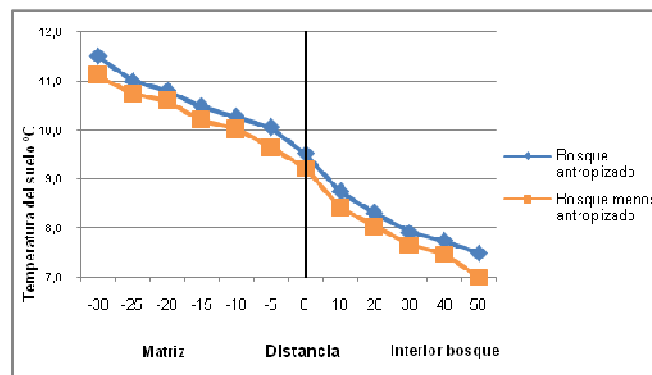


Figura 21. Valores de temperatura del suelo para las dos zonas boscosas estudiadas (bosque antropizado y menos antropizado).

A lo largo del gradiente constitutivo se observan cambios en la temperatura del suelo, la curva de valores decae regularmente encontrando valores más altos hacia la matriz (entre 9 y 11 °C) y menores hacia el interior del bosque de 8 a 7 °C (figura 21).

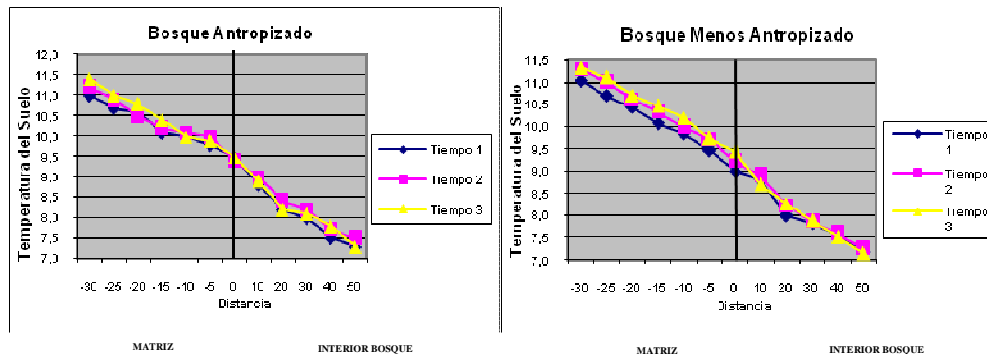


Figura 22. Valores consolidados de temperatura del suelo por tipo de bosque en los tres periodos de tiempo. Tiempo uno (8-10am) tiempo dos (12- 1pm) y tiempo tres (3- 4pm).

La temperatura del aire y del suelo disminuyen hacia el interior debido a la menor exposición e influencia de la luminosidad y viento hacia el interior del bosque.

9.2.1.4 Intensidad Lumínica

La intensidad lumínica es la única variable que presenta influencia de los cuatro factores determinados, por tanto esta variable es la más susceptible⁶ al efecto de borde que se presenta en los fragmentos estudiados (cuadro 10).

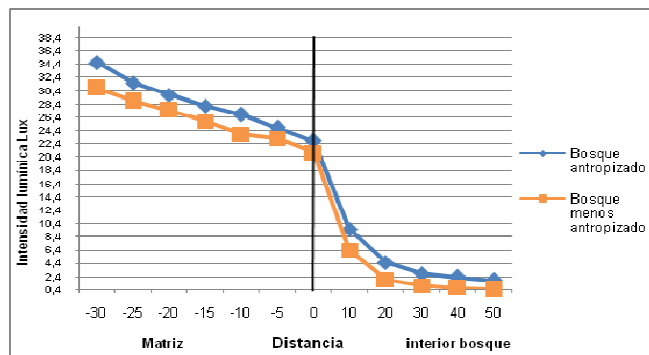


Figura 23. Valores de intensidad lumínica para las dos zonas boscosas estudiadas (bosque antropizado y menos antropizado).

En el gradiente la intensidad lumínica evidencio una clara diferenciación entre matriz- interior ya que se presentaron valores muchos más altos hacia la matriz entre 21 y 35 lux y menores hacia el interior del bosque 0,4

⁶ de las empleadas en este estudio (humedad relativa, temperatura del aire, suelo e intensidad lumínica)

a 9,5 lux; la curva de datos para esta variable presenta un punto de inflexión a los 10m del interior del bosque para los dos sitios, de esta forma se observan claramente dos grupos de valores que se diferencian significativamente (figura 23)

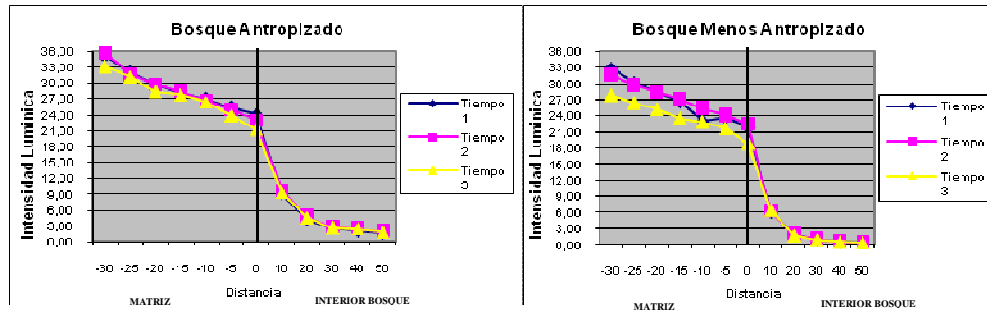


Figura 24. Valores consolidados de intensidad lumínica por tipo de bosque en los tres periodos de tiempo. Tiempo uno (8-10am) tiempo dos (12- 1pm) y tiempo tres (3- 4pm).

El cambio en el gradiente de la luminosidad esta mediado por la presencia de estructuras arbóreas maduras y doseles densos hacia el núcleo de los fragmentos; es el caso de especies *Weinmannia mariquitae* y *Hedyosmum cumbalense*, que presentan una mayor densidad y frecuencia.

El tipo de correlación de la distancia con las variables medidas es significativa, y fueron en su mayoría negativas; es decir a medida que aumenta la distancia hacia el interior del bosque disminuyen los valores de variables como intensidad lumínica, temperatura del aire y suelo; caso contrario ocurrió con la humedad relativa para la cual el tipo de correlación fue positiva ya que a medida que aumentaba la distancia hacia el interior del bosque, aumento la humedad relativa, formándose un ambiente húmedo en el interior y seco en la matriz.

Integrando los resultados de las variables ambientales, especialmente humedad relativa e intensidad lumínica, se identifica una Profundidad de la Influencia del Borde (PIB) estimada para los dos tipos de bosque entre los 10m y 20m hacia el interior, esto se concluye debido a la incidencia significativa del gradiente y la distancia en el cambio de las variables.

En general, el gradiente constitutivo (matriz-borde-interior) analizado en los dos tipos de bosque (antropizado- menos antropizado) se caracterizó por presentar una transición microclimática desde un exterior menos húmedo y con más intensidad lumínica hacia un interior que exhibe un ambiente más fresco (temperatura baja) y húmedo; la estructura de la vegetación en la zona de transición presenta un cambio de arbustivo (borde) a arbóreo (interior) con una zona de cambio entre los 10m y 20m

evidente para las variables humedad relativa e intensidad lumínica, estas características se determinaron a partir de las variables medidas, las cuales cambiaron considerablemente a través de la distancia.

La profundidad de la influencia del borde (PIB) de 10m encontrada en las dos zonas boscosas hace referencia al tipo de borde encontrado (cerrado) ya que estudios reportados (Williams 1993, Didham and Lawton 1999) para tipos de borde abierto y cerrado demuestran que los bordes de tipo cerrado presentan una baja penetración del efecto de borde que aquellos que poseen un borde de tipo abierto, debido a que los bordes de tipo abierto se encuentran mas expuestos a factores de tipo abiótico, como la luz y el viento (ver figura 17).

Las variables climáticas medidas en este estudio como la temperatura del aire, suelo y humedad relativa se encuentran fuertemente relacionadas con la cantidad de luz y régimen de vientos que llega al bosque; debido a que estos dos factores ambientales participan o hacen parte de procesos ecológicos importantes como la germinación, producción de biomasa y balance de energía entre otros; de esta manera y según los datos obtenidos (cuadro 9) se afirma que la intensidad lumínica en las dos zonas boscosas es mucho menor hacia el interior de los fragmentos y va aumentando gradualmente desde los 10m hacia la matriz debido a la cercanía del borde .

La intensidad lumínica reportada para este estudio fue una de las variables que cambio sustancialmente con la distancia y además presento significancia en las horas es que se registraba el dato, debido a que presento mayor temperatura en horas de la mañana e iba disminuyendo en horas de la tarde, esta influencia de las horas en la variable medida nos hace pensar que la intensidad lumínica pueden estar siendo fuertemente afectada por el borde, ya que según estudios reportados (Laurence and Yensen 1991); la intensidad lumínica es un indicador ecológico de la penetración o profundidad del efecto de borde, debido a que esta variable manifiesta cambios en la estructura de la vegetación producto de la alteración de procesos ecológicos como la descomposición.

La humedad relativa reportada junto con la intensidad lumínica tienen una influencia significativa en las dos zonas boscosas evaluadas (antropizada y menos antropizada), reportándose valores ligeramente mas altos de luz en bosque antropizado y menor humedad relativa; caso contrario ocurre en el bosque menos antropizado el cual presento un ambiente mucho mas húmedo, con menor intensidad lumínica debido a la estructura y composición de la vegetación allí presente (mayor cobertura).

Esta diferencia a nivel de las dos zonas boscosas estudiadas se puede evidenciar por que los bosques que presentan una matriz con un nivel mas alto de antropización exhiben una menor biomasa y complejidad estructural, ocasionando cambios sustanciales a nivel microclimático (humedad relativa, temperatura del suelo, viento) (Murcia 1995, Arango-Caro 2002, Mora 2004); de igual forma la pendiente puede afectar la profundidad hasta la cual la radiación lumínica puede entrar desde el borde hacia el interior del bosque, ya que en pendientes fuertes existe una menor posibilidad de entrada de los rayos solares al bosque y una menor profundidad de la influencia que en pendientes moderadas y leves.

El resultado de este estudio permite afirmar que el efecto de borde se presenta como un fenómeno específico para cada variable, ecosistema y tipo de región(Murcia 1995); ya que existen varios factores que pueden estar actuando como modeladores del efecto de borde; como son la estructura, edad, y orientación del borde, pendiente, tipo de matriz, uso actual e historia de uso de la matriz y del fragmento (Laurence 1997, Arango- Caro 2002, Mora 2004); lo cual puede modificar la influencia y magnitud de las variables tanto bióticas como abióticas, lo cual se va ver reflejado en la profundidad de la influencia del borde(PIB).

Los estudios realizados en efecto de borde enfatizan en la múltiple respuesta que se presenta bajo diferentes sitios, variables y tipos de bosque (Murcia 1995); atendiendo lo anterior, este estudio evidencia la posible interacción de los diferentes factores modeladores de efecto de borde (edad, orientación, topografía) los cuales pueden enmascarar la influencia de uno u otro factor (Mora 2004), sobre algunas variables microclimáticas como la luz y humedad relativa.

El efecto de borde analizado en este trabajo esta basado en la medición de algunas variables microclimáticas; las cuales han demostrado que existen un tipo de efecto de borde y una profundidad de influencia del borde (10m) que esta afectando las zonas boscosas de paramo; sin embargo se hace necesario profundizar en otros aspectos abióticos como el régimen de vientos y las características del suelo con el propósito de obtener una visión mas clara del efecto de borde abiótico presente en la zona de estudio.

9.2.2 ANÁLISIS DE COMUNIDADES VEGETALES EN LOS LÍMITES.

La caracterización de las comunidades vegetales en el presente estudio se realizo en dos parches de bosque; Bosque 1 (más antropizado) y Bosque 2 (menos antropizado), en las 5 parcelas establecidas.

Riqueza y composición florística de las comunidades vegetales.

En el muestreo realizado, se encontraron un total de 783 individuos representados en 72 familias, 95 géneros y 131 especies; la distribución en los dos bosques se presenta a continuación: Cuadro 11 y figura 25.

Localidad	Familias	Géneros	Especies
Bosque 1	35	48	64
Bosque 2	37	47	67
Total	72	95	131

Cuadro 11. Riqueza florística por bosque.

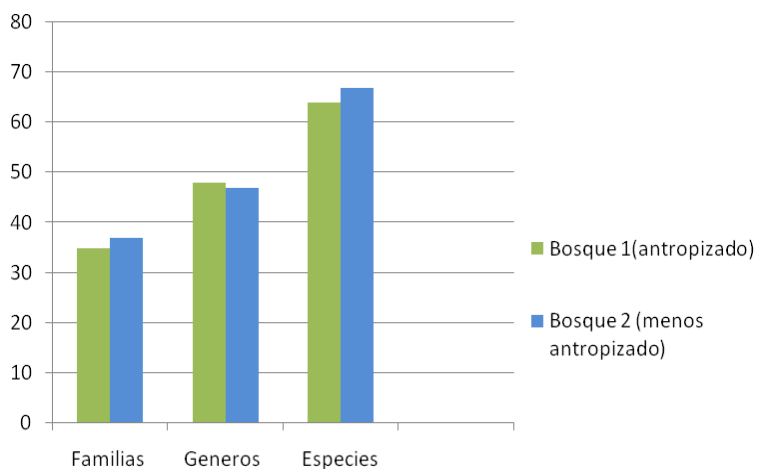


Figura 25. Riqueza florística para los bosques 1 y 2.

Para cada parcela establecida en el bosque 1 se encontró la siguiente riqueza:

Parcela 1: 9 familias y 14 especies en la cual la mas representativa es la familia Asteraceae con su especie *Espeletia hartwegiana* (12 individuos), seguida de la familia Clusiaceae con su especie *Hypericum valleanum* (9 individuos) y la familia Poaceae con su especie *Calamagrostis effusa* (5 individuos).

Parcela 2: 10 familias y 18 especies donde igualmente sobresale la familia Asteraceae con su especie *Espeletia hartwegiana* (8 individuos), seguida de la familia Clusiaceae con su especie *Hypericum valleanum* (7 individuos) y la familia Poaceae con su especie *Calamagrostis effusa* (5 individuos).

Parcela 3: un total de 22 familias con 36 especies, donde la familia mas representativa es Cunoniaceae con su especie *Weinmannia mariquitae* (11 individuos), seguida de la familia Clusiaceae con su especie *Clusia multiflora* (8 individuos) y la familia Melastomataceae con su genero Miconia (6 individuos)

Parcela 4: Un total de 23 familias con 31 especies, sobresaliendo la familia Cunoniaceae con su especie *Weinmannia mariquitae* (21 individuos), seguida de la familia Chloranthaceae con su especie *Hedyosmum cumbalense* (15 individuos).

Parcela 5: 24 familias con 34 especies donde la familia mas representativa es Cunoniaceae con su especie *Weinmannia mariquitae* (21 individuos), seguida de la familia Chloranthaceae con su especie *Hedyosmum cumbalense* (18 individuos).

Para cada parcela establecida en el bosque 2 se encontró que la riqueza es:

Parcela 1: 8 familias y 10 especies en donde la familia mas representativa es Asteraceae con su especie *Espeletia hartwegiana* (7 individuos), seguida de la familia Poaceae con su especie *Cortaderia nítida* y *Calamagrostis effusa* cada una con 9 individuos.

Parcela 2: 12 familias y 16 especies donde igualmente sobresale la familia Asteraceae con su especie *Espeletia hartwegiana* (6 individuos), seguida de la familia Blechnaceae con su especie *Blechnum auratum* (6 individuos) y la familia Poaceae con su especie *Cortaderia nítida* (5 individuos).

Parcela 3: un total de 22 familias con 38 especies, donde la familia mas representativa es Cunoniaceae con su especie *Weinmannia mariquitae* (13 individuos), seguida de la familia Chloranthaceae con su especie *Hedyosmum cumbalense* (5 individuos) y la familia Ericaceae con su especie *Pernettya prostrata* (5 individuos).

Parcela 4: un total de 23 familias con 37 especies, sobresaliendo la familia Cunoniaceae con su especie *Weinmannia mariquitae* (25 individuos), seguida de la familia Chloranthaceae con su especie *Hedyosmum cumbalense* (5 individuos).

Parcela 5: 24 familias con 34 especies donde la familia mas representativa es Cunoniaceae con su especie *Weinmannia mariquitae* (21 individuos), seguida de la familia Symplocaceae con su especie *Symplocos quitensis* (6 individuos).

En síntesis en el bosque 1 las familias más ricas en especies son Ericaceae y Asteraceae cada una con (7 especies); seguidas por Melastomataceae (6 especies) y Rosaceae y Poaceae cada una con 3 especies; en cuanto a géneros los más diversos son: Miconia (6 especies), Diplostephium (4 especies), Disterigma y Blechnum cada una con 3 especies respectivamente.

Para el bosque 2 (menos antropizado) las familias con mayor número de especies son Asteraceae (9 especies), Ericaceae (8 especies), Melastomataceae (7 especies) y Poaceae con 2 especies; donde los géneros más diversos son: Miconia (8 especies), Diplostephium (4 especies), Pentacalia (4 especies) y Blechnum (3 especies).

A continuación se presenta el listado de las especies más representativas por parcela (cuadro 12) y el número de especies por familia (cuadro 13) en cada bosque

	BOSQUE 1		BOSQUE 2	
	Especie	No. Individuos	Especie	No. Individuos
Parcela 1	<i>Espeletia hartwegiana</i>	12	<i>Espeletia hartwegiana</i>	7
	<i>Hypericum valleanum</i>	9	<i>Cortaderia nítida</i>	9
	<i>Calamagrostis effusa</i>	5	<i>Calamagrostis effusa</i>	9
Parcela 2	<i>Espeletia hartwegiana</i>	8	<i>Espeletia hartwegiana</i>	6
	<i>Hypericum valleanum</i>	7	<i>Cortaderia nítida</i>	5
	<i>Calamagrostis effusa</i>	5	<i>Blechnum auratum</i>	6
Parcela 3	<i>Weinmannia mariquitae</i>	11	<i>Weinmannia mariquitae</i>	13
	<i>Clusia multiflora</i>	8	<i>Hedyosmum cumbalense</i>	5
	<i>Miconia</i>	6	<i>Pernettya prostrata</i>	5
Parcela 4	<i>Weinmannia mariquitae</i>	21	<i>Weinmannia mariquitae</i>	25
	<i>Hedyosmum cumbalense</i>	15	<i>Hedyosmum cumbalense</i>	5
Parcela 5	<i>Weinmannia mariquitae</i>	21	<i>Weinmannia mariquitae</i>	21
	<i>Hedyosmum cumbalense</i>	18	<i>Symplocos quitensis</i>	6

Cuadro 12. Especies más representativas de los dos tipos de bosque por parcela.

Bosque 1		Bosque 2	
Familia	No de sp		No de sp
Asteraceae	7	Asteraceae	9
Ericaceae	7	Ericaceae	8
Melastomataceae	6	Melastomataceae	7
Rosaceae	3	Blechnaceae	3
Blechnaceae	3	Myrcinaceae	2
Poaceae	3	Poaceae	3

Cuadro 13. Familias con mayor riqueza de especies por cada bosque.

En general las cinco familias más importantes del páramo en términos de diversidad de especies son: Asteraceae, Poaceae, Orchidaceae, Scrophulariaceae y Melastomataceae (Cleef 1981, Gentry 1982, Sturm & Rangel 1985, Cuatrecasas 1989, Luteyn 1999, Rivera 2002), en el presente estudio tres de estas son también las más ricas en especies, a diferencia de Scrophulariaceae y Orchidaceae que son reemplazadas en este caso por Ericaceae y Cunoniaceae.

Los resultados obtenidos muestran que los bosques estudiados contienen las familias más representativas de los bosques de páramo entre 3000 y 3500 metros de altura (Rangel 2000) como son: Asteraceae, Melastomataceae, Ericaceae, Cunoniaceae y Poaceae, entre los que se destacan comunidades de bosques dominados por especies de *Weinmannia* y *Miconia* entre otros; especies arbustivas como: *Pentacalia*, *Diplostegium*, *Hypericum*, *Pernettya*, *Vaccinium*, *Bejaria*, *Gaultheria* y *Espeletia*, especies de pastos naturales tales como: *Cortaderia nítida* y *Calamagrostis effusa*, y especies de chuscales como *Chusquea tessellata*.

La familia Cunoniaceae no es una de las familias más diversas, pero su especie *Weinmannia mariquitae* es la más destacada en los 2 parches de bosque, al ser la especie con mayor número de individuos, densidad relativa, y frecuencia relativa, cabe anotar que a pesar de no reportarse en la literatura como una de las más representativas de zona paramuna, si es una de las familias más comunes en estos tipos de vegetación.

La familia con mayor número de individuos en los dos bosques es Cunoniaceae con 53 individuos equivalente al 13,25% del total de individuos del bosque 1, seguida de la familia Melastomataceae con 11,5% (46 individuos), la familia Asteraceae con 11% (44 individuos) y la familia Chloranthaceae y Clusiaceae con un 9,75% (cada una con 39 individuos).

Para el bosque 2 se encuentran 60 individuos de la familia Cunoniaceae con un 15,62%, la familia Melastomataceae con un 10,9% (42 individuos), la familia Asteraceae con 10,4% (40 individuos), Ericaceae con un 7,2% (28 individuos) y la familia Poaceae con 6,25% del total de individuos (24).

Al comparar la riqueza de especies y número de individuos hallados en este estudio, con los registrados en la misma localidad, se encontró que la riqueza de especies para este estudio se ajusta a los resultados obtenidos en el departamento del Cauca, principalmente con las investigaciones realizadas por Rangel 1985, sin embargo encontramos

un incremento de número de especies en los trabajos de Martínez 2005 y Joaqui 2005, debido a que su zona de estudio es mucho mayor a la analizada en esta investigación; razón por la cual existe un número mayor de especies registradas (cuadro 14).

<i>Localidad</i>	<i>Altitud</i>	<i>No. Especies</i>	<i>No. Individuos</i>
Cauca			
Puracé (Rangel, 1985)	3300	74	390
PNN (Joaqui 2005)	3400	141	484
PNN sector San Rafael (Martínez 2005)	3400	141	484
PNN Puracé San Rafael (Bosque 1)*	3400	64	400
PNN Puracé San Rafael (Bosque 2)*	3400	67	384
Promedio		97,4	428,4

* Este estudio

Cuadro 14. Referencia de estudios realizados en área de influencia de la zona de estudio.

Estructura de la vegetación.

Estructura vertical. La estratificación de las unidades de bosque Altoandino se determinaron con las alturas estimadas, distribuidas en clases según estratos encontrados, así:

Estrato Herbáceo: 0,50 m hasta 1,50 m

Estrato Arbustivo: 1,50 m hasta 5m

Estrato Arbóreo: > 5 m

<i>Estrato</i>	<i>Rango</i>	<i>Individuos</i>	<i>Especies</i>	<i>Géneros</i>	<i>Familias</i>
Herbáceo	0,50 m hasta 1,50m	52	16	15	12
Arbustivo	1,50m hasta 5m	112	27	18	11
Arbóreo	> 5m	74	13	8	8

Cuadro 15. Estratificación por altura para el bosque 1.

<i>Estrato</i>	<i>Rango</i>	<i>Individuos</i>	<i>Especies</i>	<i>Géneros</i>	<i>Familias</i>
Herbáceo	0,50 m hasta 1,50m	63	13	11	7
Arbustivo	1,50m hasta 5m	113	26	18	13
Arbóreo	> 5m	88	11	9	9

Cuadro 16. Estratificación por altura para el bosque 2.

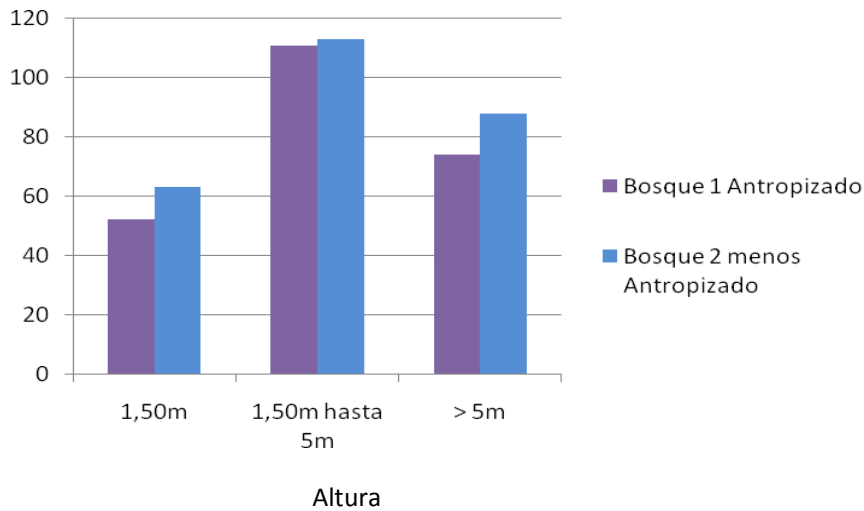


Figura 26. Distribución de los individuos por rangos de alturas para el Bosque 1 y Bosque 2.

La altura máxima en el estrato arbóreo se reportó a los 14 m, en el Bosque 2 y a los 12 metros en el bosque 1 con *Weinmannia mariquitae* seguida por *Clusia multiflora* con 11m Para el bosque 1 y *Symplocos quitensis* con 9m para el bosque 2.

En los dos bosques se encuentra el mayor número de individuos en el estrato arbustivo, con una proporción ligeramente mayor en el bosque 2; además al incrementar la estratificación estos bosques tienden a disminuir el número de individuos, esto se debe principalmente a que estos estratos contienen individuos de menor diámetro, mostrando que estos parches pertenecen a estadios tempranos de sucesión; o bien porque corresponden a especies que no sobrepasan dichos rangos en sus estadios maduros; al respecto el bosque 1 está en un proceso de reorganización según Holling (2001), conocido también como sucesión secundaria según Clements; mientras que el bosque 2 está en una etapa de conservación, donde se presenta un estado sucesional y una comunidad vegetal madura más consolidada.

El bosque 2 presentó el mayor número de individuos, familias, géneros y especies en todos los estratos en comparación con el bosque 1, es así como en el estrato herbáceo se encontró un total de 63 individuos (23,8%) de 13 especies, siendo las especies más comunes *Espeletia hartwegiana*, *Cortaderia nítida*, *Calamagrostis effusa* y *Blechnum loxense*. Para el estrato arbustivo se registraron 113 individuos (42,80%) de 26 especies, siendo las especies más representativas *Hedyosmum cumbalense*, *Weinmannia mariquitae*, *Miconia sp4* y *Pernettya prostrata*, y para el estrato arbóreo se encontró 88 individuos (33,3%) de 11 especies donde

encontramos especies como: *Weinmannia mariquitae*, *Symplocos quitensis* y *Miconia sp2*.

Para el bosque 1 en el estrato herbáceo se reportaron 52 individuos (21,8%) de 16 especies, siendo las especies mas comunes *Espeletia hartwegiana*, *Hypericum valleanum* y *Chusquea tesellata*, para el estrato arbustivo se registraron 112 individuos (47,05%) de 27 especies, destacándose las especies *Hedyosmum cumbalense*, *Weinmannia mariquitae*, *Miconia puracensis* y *Diplostegium floribundum*, y para el estrato arbóreo se encontraron 74 individuos (31,09%) de 13 especies, destacándose *Weinmannia mariquitae*, *Clusia multiflora* y *Monina obtusifolia*.

En relación a las especies exclusivas para cada estrato, se tiene que en el bosque 1 en el estrato arbóreo encontramos 2 especies exclusivas, *Monina obtusifolia* con 4 individuos y *Disterigma sp4* con un individuo, para el estrato arbustivo encontramos 5 especies, donde *Temistoclesia mucronata* tiene 3 individuos, seguida de *Diphostegium shultzii* y *Piper montanum* con 2 individuos cada una y *Chusquea tesellata* y *Hesperomeles obtusifolia* cada una con un individuo; en el estrato herbáceo encontramos 2 especies de las cuales *Hypericum valleanum* cuenta con 18 individuos y *Puya cuatrecasasii* con 6 individuos.

Para el bosque 2, las especies exclusivas para cada estrato fueron: para el estrato arbóreo encontramos 7 especies donde *Symplocos quitensis* cuenta con 8 individuos, seguida de *Pentacalia tolimensis* con 3 individuos, *Psammisia lettmanii* con 2 individuos y *Miconia gleasosiana*, *Miconia sp3*, *Geissanthus andinus* y *Ilex bullata*, cada una con un individuo. En el estrato arbustivo encontramos 7 especies donde *Tibouchina grossa* cuenta con 6 individuos seguida de *Desfontainea sp*, *Temistoclesia epiphytica*, *Pentacalia vaccinoides* y *Diphostegium pittierii* cada una con 4 individuos y *Diphostegium lehmannii* y *Gaultheria erecta* cada una con un individuo. Para el estrato herbáceo la especie exclusiva es *Veronica serpyllifolia*.

Los datos reportados para los dos bosques permite afirmar que las variables microclimáticas guardan una relación estrecha con la estratificación de la vegetación, puesto que las especies arbustivas las encontramos en el gradiente matriz –borde y las especies arbóreas hacia el interior del bosque, esta distribución es debido a que las especies arbóreas al presentar mayor altura y cobertura del dosel no permiten la entrada de luz y por ende el desarrollo de especies arbustivas hacia el interior del bosque.

Figura 27. Estructura vertical y proyección horizontal en el bosque 1 (antropizado). (Individuos DAP≥10).



1. <i>Calamagrostis effusa</i>	10. <i>Cortaderia nitida</i>	19. <i>Diplostephium shultzii</i>	28. <i>Weinmannia mariquitae</i>	39. <i>Hedyosmum cumbalense</i>
2. <i>Espeletia hartwegiana</i>	11. <i>Calamagrostis effusa</i>	20. <i>Diplostephium spinolosum</i>	29. <i>Hedyosmum cumbalense</i>	40. <i>Weinmannia mariquitae</i>
3. <i>Espeletia hartwegiana</i>	12. <i>Bartsia snatoliifolia</i>	21. <i>Hedyosmum cumbalense</i>	30. <i>Hedyosmum cumbalense</i>	41, 49. <i>Miconia puracensis</i>
4. <i>Calamagrostis effusa</i>	13. <i>Espeletia hartwegiana</i>	22. <i>Miconia puracensis</i>	31. <i>Hedyosmum cumbalense</i>	42. <i>Weinmannia mariquitae</i>
5. <i>Cortaderia nitida</i>	14. <i>Hypericum valleanum</i>	23. <i>Gaiadendron punctatum</i>	32, 33. <i>Weinmannia mariquitae</i>	43, 44. <i>Hedyosmum cumbalense</i>
6. <i>Espeletia hartwegiana</i>	15. <i>Miconia puracensis</i>	24. <i>Miconia sp2</i>	34, 35. <i>Weinmannia mariquitae</i>	45. <i>Clusia multiflora</i>
7. <i>Espeletia hartwegiana</i>	16. <i>Calamagrostis effusa</i>	25. <i>Hedyosmum cumbalense</i>	36. <i>Weinmannia mariquitae</i>	46. <i>Miconia puracensis</i>
8. <i>Espeletia hartwegiana</i>	17. <i>Pentacalia tricopus</i>	26. <i>Weinmannia mariquitae</i>	37. <i>Hedyosmum cumbalense</i>	47. <i>Miconia sp2</i>
9. <i>Espeletia hartwegiana</i>	18. <i>Miconia salicifolia</i>	27. <i>Weinmannia mariquitae</i>	38. <i>Weinmannia mariquitae</i>	48. <i>Weinmannia mariquitae</i>

Figura 28. Estructura vertical y proyección horizontal en el bosque 2(menos antropizado). (Individuos DAP≥10)



1. <i>Espeletia hartwegiana</i>	10. <i>Rinchospora macrochaeta</i>	19. <i>Gaiadendron punctatum</i>	28. <i>Weinmannia mariquitae</i>	37. <i>Weinmannia mariquitae</i>
2. <i>Blechnum auratum</i>	11. <i>Cortaderia nitida</i>	20. <i>Pernettya prostrata</i>	29. <i>Weinmannia mariquitae</i>	38. <i>Weinmannia mariquitae</i>
3. <i>Lycopodium clavatum</i>	12. <i>Calamagrostis effusa</i>	21. <i>Temistoclesia cuatrecasii</i>	30. <i>Weinmannia mariquitae</i>	39. <i>Weinmannia mariquitae</i>
4. <i>Blechnum loxense</i>	13. <i>Pernettya prostrata</i>	22. <i>Miconia sp4</i>	31. <i>Weinmannia mariquitae</i>	40. <i>Miconia sp2</i>
5. <i>Calamagrostis effusa</i>	14. <i>Blechnum auratum</i>	23. <i>Disterigma sp2</i>	32. <i>Miconia sp4</i>	41, 42. <i>Weinmannia mariquitae</i>
6. <i>Cortaderia nitida</i>	15. <i>Espeletia hartwegiana</i>	24. <i>Miconia ochraceae</i>	33. <i>Miconia ochraceae</i>	43, 44. <i>Miconia sp2</i>
7. <i>Puya cuatrecasii</i>	16. <i>Blechnum loxense</i>	25. <i>Miconia sp2</i>	34. <i>Weinmannia mariquitae</i>	45. <i>Miconia ochraceae</i>
8. <i>Blechnum loxense</i>	17. <i>Miconia sp2</i>	26. <i>Weinmannia mariquitae</i>	35. <i>Weinmannia mariquitae</i>	46. <i>Psammisia lettmanii</i>
9. <i>Lycopodium clavatum</i>	18. <i>Pentacalia tricopus</i>	27. <i>Weinmannia mariquitae</i>	36. <i>Miconia sp4</i>	47, 48. <i>Weinmannia mariquitae</i>

Similitud florística

De los individuos muestreados en los dos parches de bosque se encontraron un total de 86 especies, de las cuales 19 son exclusivas del bosque 1, 22 del bosque 2 y 45 especies compartidas (52,33%) ver cuadro 17.

En los dos bosques se halló un total de 60 géneros, 34 géneros comunes, 13 géneros exclusivos tanto para el bosque 1, como para el bosque 2 respectivamente.

Los dos bosques comparten 28 familias de un total de 42, presentándose 6 familias exclusivas para el bosque 1 y 8 familias para el bosque 2.

Especies comunes de los dos tipos de bosque	Especies exclusivas	
	Bosque 1	Bosque 2
<p>Interior Bosque</p> <p><i>Weinmannia mariquitae</i> <i>Hedyosmum cumbalense</i> <i>Miconia ochraceae</i> <i>Disterigma sp2</i> <i>Hymenophyllum trichophyllum</i></p> <p>Matriz</p> <p><i>Espeletia hartwegiana</i> <i>Calamagrostis effusa</i> <i>Cortaderia nítida</i> <i>Rynchospora macrochaeta</i></p>	<p>Interior Bosque</p> <p><i>Oreopanax seemannians</i> <i>Clusia multiflora</i> <i>Disterigma sp4</i> <i>Temistoclesia mucronata</i> <i>Monina obtusifolia</i> <i>Rubus coriaceus</i> <i>Piper montanum</i></p> <p>Matriz</p> <p><i>Miconia salicifolia</i> <i>Bartsia staniilifolia</i></p>	<p>Interior Bosque</p> <p><i>Symplocos quitensis</i> <i>Geissanthus andinus</i> <i>Tibouchina grossa</i> <i>Miconia sp3</i> <i>Miconia gleasosiana</i> <i>Pentacalia tolimensis</i> <i>Disterigma sp1</i></p> <p>Matriz</p> <p><i>Lycopodium clavatum</i></p>

Cuadro 17. Algunas especies comunes y exclusivas de cada tipo de bosque.

Los valores obtenidos en el índice de Jaccard donde se tiene en cuenta el número de especies que comparten los dos bosques, indican que los dos parches poseen una baja similaridad, al tener un valor de 0,52 (cuadro 18).

La poca similitud que poseen los dos tipos de bosque es posible debido a que el bosque 1 es sometido a diferentes grados de alteración de origen antrópico (ganadería, tala y quema), así como a factores climáticos los cuales inciden de forma distinta entre los dos tipos de bosque.

Índice Cualitativo de Jaccard
0,52

Cuadro 18. Índice de similitud calculado.

El análisis de conglomerados realizado para los dos parches de bosque en el gradiente establecido (Matriz-borde- interior) señaló, que existen 2 grupos característicos de vegetación que se dividen en interior de bosque y matriz, destacándose especies de interior como: *Weinmannia mariquitae*, *Hedyosmum cumbalense* y especies de matriz como: *Hypericum valleanum*, *Cortaderia nítida*, *Calamagrostis effusa* y *Espeletia hartwegiana*.

De igual forma se encuentran algunas especies que pueden ser catalogadas como especies de borde, puesto que son exclusivas de la zona de transición entre la matriz y el interior del bosque (0-10m), entre las cuales tenemos: *Diphostephium shultzii*, *Diphostephium spinulosum*, *Hesperomeles obtusifolia*, *Miconia salicifolia*, *Bomaria mulifolia* y *Gaiadendron punctanum*.

En este estudio también encontramos especies como: *Pernettya prostrata*, *Pentacalia tricopus* y *Diphostephium floribundum* las cuales se encuentran distribuidas en el gradiente (Matriz- borde- interior).

Parámetros estructurales para cada especie

Densidad

Las especies que reportaron valores mas altos de densidad en el Bosque 1 (mas antropizado) fueron: *Weinmannia mariquitae*, *Hedyosmum cumbalense*, *Miconia puracensis* hacia el interior del bosque y *Espeletia hartwegiana* hacia la matriz. Para el bosque 2 (menos antropizado): *Weinmannia mariquitae*, *Hedyosmum cumbalense* y *Miconia sp4* para el interior del bosque y *Cortaderia nítida* y *Espeletia hartwegiana* hacia la matriz (cuadro 19).

BOSQUE 1		BOSQUE 2	
Especie	Dr	Especie	Dr
Interior Bosque		Interior Bosque	
<i>Weinmannia mariquitae</i>	0,132	<i>Weinmannia mariquitae</i>	0,156
<i>Hedyosmum cumbalense</i>	0,098	<i>Hedyosmum cumbalense</i>	0,042
<i>Miconia puracensis</i>	0,055	<i>Miconia sp4.</i>	0,026
<i>Clusia multiflora</i>	0,053	<i>Symplocos quitensis</i>	0,023
Matriz		Matriz	
<i>Espeletia hartwegiana</i>	0,055	<i>Cortaderia nítida</i>	0,036
<i>Hypericum valleanum</i>	0,045	<i>Espeletia hartwegiana</i>	0,033

Cuadro 19. Especies más abundantes en los bosques 1(más antropizado) y Bosque 2 (menos antropizado).

Frecuencia Relativa: Un valor alto de frecuencia relativa implica que la especie se encuentra presente en la mayoría de las parcelas, es decir, su distribución espacial tiende a ser homogénea; las especies con mayor frecuencia relativa y por tanto mayor distribución homogénea.

Para ambos bosques la especie *Weinmannia mariquitae*, es la que presenta mayor frecuencia relativa, siendo la especie que presenta la mayor abundancia de individuos y distribución espacial mas uniforme hacia el interior del bosque, seguida de *Hedyosmum cumbalense* para el bosque 1 y *Miconia sp4* para el bosque 2 (cuadro 20)

Hacia la matriz las especies que presentan mayor frecuencia relativa son: *Espeletia hartwegiana*, *Calamagrostis effusa* y *Cortaderia nítida* para los dos bosque

BOSQUE 1		BOSQUE 2	
Especie	Fr	Especie	Fr
Interior Bosque		Interior bosque	
<i>Weinmannia mariquitae</i>	0,02307	<i>Weinmannia mariquitae</i>	0,1973
<i>Hedyosmum cumbalense</i>	0,02307	<i>Miconia sp4.</i>	0,1973
<i>Miconia puracensis</i>	0,02307	<i>Symplocos quitensis</i>	0,1973
<i>Clusia multiflora</i>	0,02307	<i>Pernettya Prostrata</i>	0,1973
Matriz		Matriz	
<i>Espeletia hartwegiana</i>	0,02307	<i>Espeletia hartwegiana</i>	0,1973
<i>Calamagrostis effusa</i>	0,02307	<i>Calamagrostis effusa</i>	0,1973
<i>Cortaderia nítida</i>	0,02307	<i>Cortaderia nítida</i>	0,1973

Cuadro 20. Frecuencias relativas de los dos bosques.

Las especies que poseen los valores mas bajos de densidad y frecuencia relativa son en su mayoría los individuos exclusivos del bosque. En el caso del bosque 1, se encontraron 14 especies exclusivas y 11 no exclusivas y en el bosque 2, 16 especies exclusivas y 14 no exclusivas; aun así no quiere decir que las especies exclusivas por poseer una baja densidad y frecuencia no sean importantes, por el contrario lo son debido a que generan diversidad, aspecto importante en la estructura y desarrollo de la comunidad (Odum, 1982).

9.3 ACTIVIDADES ANTROPICAS RELACIONADAS CON LA APARICION DE ZONAS LIMITE EN EL AREA DE ESTUDIO.

Los seres humanos constantemente estamos alterando la estructura del paisaje debido a las actividades humana que practicamos (expansión de la frontera agrícola y ganadera); es por ello que en este trabajo se identifican las principales actividades que están ejerciendo presión sobre el sistema de paramo acarreado su transformación.

Para esta caracterización de actividades antrópicas se utilizo la matriz de FEARO con el propósito de identificar cuales son los impactos asociados a las actividades presentes en la zona de estudio que están creando cambios de cobertura, fragmentación y por ende formación de zonas de transición (limites).

La principales actividades antrópicas que se identificaron en la zona de San Rafael para el análisis de impactos ambientales en el área de estudio fueron la extracción del bosque (material vegetal y leña), ganadería (figura. 27), quema (figura. 28) y pesca, debido a que esta generando cambios en la vegetación de paramo provocando perdida de hábitat y por ende aparición de efecto de borde debido a la reducción en las coberturas vegetales naturales especialmente las arbóreas, e incrementando aquellas coberturas que poseen una mayor incidencia de actividades antrópicas como lo son los pajonales –frailejionales por su ciclo de vida corto y alta tasa reproductiva que les permite un proceso de colonización mas rápido.



Figura 29. Ganadería en el sector de San Rafael – PNN. Puracé



Figura 30. Quema en el sector de San Rafael – PNN. Puracé.

Matriz de FEARO para la expansión de frontera pecuaria.

Al analizar la matriz de Fearo se puede evidenciar que los componentes mas afectados producto de la expansión de la frontera pecuaria son la vegetación, la fauna, el suelo y el agua.

El aire se afecta debido a la perdida de la superficie del suelo, tala y remoción de cobertura vegetal; ya que se incrementa la emisión de gases (CO₂) por contacto de la atmosfera con el carbono, de igual manera hay

un aumento en la velocidad del viento producto de la pérdida de comunidades vegetales, cobertura, disminuyendo de esta forma el efecto barrera para la protección de especies de tipo arbóreo.

La vegetación se ve gravemente alterada por esta actividad, producto de la expansión de la frontera ganadera debido a la adecuación de aéreas para pastoreo; de igual forma se presenta remoción de cobertura vegetal asociada con la tala y quema (muchas veces realizada sin ningún motivo) lo cual modifica los niveles de evapotranspiración y humedad relativa, alterando ecotonos y procesos sucesionales, modificando así la diversidad vegetal producto de procesos de fragmentación.

Lo mencionado anteriormente tiene una gran influencia sobre la fauna debido a que la alteración de la vegetación, transforma sus hábitats naturales provocando con ello un desplazamiento de especies (pérdida de hábitat), modificando las relaciones inter e intra específicas induciendo con ello la aparición de especies oportunistas y la posible desaparición de especies endémicas.

El componente agua se ve afectado por cambios en la escurrentía y nivel freático producto de las modificaciones en la estructura del suelo y el cambio de las coberturas, incrementado con ello procesos erosivos y material de arrastre (producto de quemadas), alterando las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua y por ende las comunidades acuáticas.

En el suelo se presenta una pérdida de la protección del suelo debido a la remoción de la cubierta vegetal, lo que ocasiona el aumento de los procesos erosivos y alteración en los horizontes del suelo, modificándose con ello las características físicas, químicas y biológicas, generando pérdida de nutrientes y cambios en la temperatura y humedad del suelo.

El patrón visual refleja cambio de cobertura y uso del suelo, generando con ello una pérdida de la calidad visual nociva para la zona.

Los beneficios que presenta esta actividad son de tipo económico hacia la población de la zona, debido a que los productos generados permiten su autosostenimiento y comercialización (leche y sus derivados), generando ingresos que mejoran las condiciones de calidad de vida; pero incrementando la pérdida de coberturas boscosas y por ende su degradación.

Figura 31. Matriz de FEARO para la expansión de la frontera pecuaria en el PNN Puracé.

MATRIZ DE FEARO		ACTIVIDAD	EXPANSIÓN DE FRONTERA PECUARIA						
NO HAY IMPACTO			Tala / Remoción de cobertura	Quemas	Adecuación de áreas para pastoreo	Abrevaderos / Saladeros	Apertura de caminos alternos	Accesibilidad / caminos alternos	Incremento actividades económicas
FALTA INFORMACIÓN	I	PROCESOS							
EFEECTO SIGNIFICATIVO ADVERSO									
EFEECTO ADVERSO									
EFEECTO SIGNIFICATIVO BENÉFICO	+								
EFEECTO BENÉFICO	X								
SUBSISTEMAS	FACTORES		POSIBLES IMPACTOS						
INERTE	AIRE	Ruido			I	I			
		Emisión de gases (CO2)							
		Incremento en la velocidad del viento							
	AGUA	Cambios en escorrentía, percolación (Alteración recarga acuíferos) y nivel freático				I			
		Incremento en la sedimentación y turbiedad							
		Modificación de las características Físicas, químicas y biológicas							
		Perdida de ecotonos (Zonas riparianas, cordones Landscape)							
		variación en las dinámicas tróficas (perdida nichos)							
		Alteración de las comunidades acuáticas (Flora y Fauna)							
	SUELO	Pérdida de la protección superficial							
		Alteración de los Horizontes del suelo							
		incremento de procesos erosivos							
		Modificación de las características Físicas, químicas y biológicas							
		Alteración de la relación suelo-agua-planta							
		Pérdida de nutrientes / Pérdida capacidad productiva							
BIÓTICO	FLORA	Fragmentación de bosques							
		Cambio de las coberturas vegetales							
		Alteración ecotonos y proceso sucesional							
		Perdida de hábitats y nichos							
	Variación en los niveles de evapotranspiración y humedad relativa								
	Modificación de la diversidad vegetal								
	FAUNA	Desplazamiento de especies							
Cambio de las relaciones inter e intra específicas									
Perdida de hábitats y nichos									
PERCEPTUAL	PAISAJE	Perdida de especies endémicas y aparición de oportunistas o invasoras							
		Alteración del Patrón visual (Parches según usos)							
SOCIAL	POBLACIÓN	Pérdida de la calidad escénica (Cambio en el uso del suelo)							
		Alteración del paisaje						I	
		Apropiación de los recursos							+
		Generación de residuos							
		Ocupación de áreas sin planificación							
		Nuevas vías e Infraestructura							+
	ECONOMÍA	Contaminación							
		Mejora de ingresos	+					+	+
		Generación de empleo	X		X	I		+	+
ECONOMÍA	Mayor producción	X	X	X	X		+	+	
	Potenciamiento de la comercialización	+	I		I		+	+	X

10. CONCLUSIONES

- Los cambios de cobertura e índices de fragmentación analizados permiten comprobar la presión que se ha ejercido sobre las coberturas vegetales naturales (arbóreas) las cuales se han reducido, permitiendo la aparición de coberturas con mayor incidencia de actividades antrópicas como Pajonal – Frailejonal.

-Es importante resaltar la reducción de aproximadamente 30 ha que sufrió la cobertura vegetal de tipo arbóreo, y el incremento de la cobertura pajonal- frailejonal con un aumento de área de mas de 20 ha como consecuencia del aumento de actividades antrópicas (ganadería, tala) ejercidas en la zona de estudio.

- El proceso de fragmentación en la zona de estudio, es generado por la ampliación de las zonas para el establecimiento de actividades ganaderas y la extracción de leña como insumo energético, afectando principalmente las coberturas boscosas.

-La fragmentación presentada en la zona de estudio ha generado una disminución en el numero de parches, (NP) e índice de forma del paisaje (LSI) y un ligero incremento en el tamaño medio de los fragmentos, como consecuencia de la reducción de coberturas tipo arbóreo y el aumento de coberturas arbustales y de tipo pajonal – frailejonal, generando mayor homogenización.

-Los bordes que se identificaron para las dos tipos de bosques estudiados son de tipo cerrado.

-La profundidad de la influencia de borde (PIB) para las unidades analizadas, se determinó en un rango de 10m a 20m considerando el comportamiento de las variables ambientales medidas (humedad relativa, temperatura del aire y suelo, e intensidad lumínica) y la presencia de especies de borde en el gradiente establecido (Matriz-borde- interior). Se propone este rango PIB para fragmentos de bosque de páramo con condiciones similares a los estudiados.

-La influencia del borde sobre las variables microclimáticas determina la disponibilidad de ambientes específicos en donde se establecen especies vegetales que configuran el gradiente matriz-borde-interior.

-Existen diferencias de tipo microclimático en los dos bosques estudiados (antropizado, menos antropizado) que permiten evidenciar que el bosque mas intervenido se encuentra mas expuesto a variaciones de tipo microclimático como consecuencia de mayor intervención antrópica (pastoreo y quema).

-Las especies de mayor importancia ecológica para los dos tipos de bosque estudiados son *Weinmannia mariquitae* y *Hedyosmum cumbalense* al tener mayor frecuencia, densidad y cobertura en la zona.

-Según la riqueza y composición florística de los parches, el bosque intervenido se encuentra en una etapa de reorganización y el menos intervenido en conservación, debido a que las actividades antrópicas ejercidas en el bosque 1 son más evidentes y frecuentes, y por que la estructura y cobertura de la vegetación del bosque 2 es más densa.

-Las continuas transformaciones sobre el bosques 1 (tala, quema, pastoreo), han modificado la composición florística del mismo, razón por la cual los dos tipos de bosque poseen poca similaridad.

-Los resultados presentados en este trabajo permiten comprobar las posibles consecuencias que la fragmentación tiene sobre los paisajes Altoandinos Colombianos, dando herramientas claves para enfocar futuras investigaciones sobre el efecto de borde abiótico presente en estas zonas; permitiendo de esta manera tener un conocimiento mas claro de la zona microclimática para con ello dirigir e implementar futuros planes de manejo que conserven áreas susceptibles a la fragmentación.

-Según los resultados obtenidos en este estudio se acepta la hipótesis planteada, concluyendo que Las características bióticas y abióticas de la zona de transición (Límite) potencian el efecto de borde de forma proporcional al nivel de intervención.

11. RECOMENDACIONES

-Tener en cuenta los resultados de este estudio como base para crear nuevos proyectos de investigación que permitan profundizar sobre el estado de las zonas de transición y su efecto de borde, para la realización de programas de ordenamiento y gestión hacia la recuperación y protección de este ecosistema.

-Es necesario Profundizar en otros aspectos abióticos como el régimen de vientos y las características del suelo con el propósito de obtener una visión más clara del efecto de borde abiótico presente en la zona de estudio.

- Para estudiar e identificar con mayor detalle el efecto de borde en las zonas de transición en los paramos, es recomendable constituir un programa de monitoreo de las variables ambientales y comunidades vegetales, considerando su caracterización en intervalos de tiempo definidos; para ello es necesario la coordinación con diferentes instituciones y la inclusión de la comunidad como estrategia de educación y gestión.

12. BIBLIOGRAFÍA

- ARMENTERAS, D. and GAST, F. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. En: Biological Conservation. No.113 (2003); p. 245-256.
- BRESCIANO, Daniella. SIMONETTI, Javier and GREZ. A. (1999). Edge effects in Mediterranean woodland of central Chile. In journal of Mediterranean ecology 1; p. 35-40.
- BUSTAMANTE, Ramiro y GREZ, Audrey. (2004). Fragmentación del bosque Nativo: ¿en que estamos? Revista ambiente y desarrollo de CIPMA.
- -----, SEREY, A. and PICKETT, S.I. (2003). Forest fragmentation, plant Regeneration and Invasion processes across edges in Central Chile.
- CADENASSO, M. and PICKETT, S. (2001). Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. En : Conservation Biology. Vol. 15; p. 91-97.
- -----, PICKETT, S. WEATHERS, K. And JONES, C. (2003). An interdisciplinary and synthetic approach to ecological boundaries. BioScience. Vol. 53 No 8; p. 717-722.
- -----, PICKETT, S. WEATHERS, K. And JONES, C. (2003). A framework for a theory of ecological boundaries. BioScience Vol. 53; p. 750-758.
- CHAVES, M.E., & ARANGO, N. (Eds.) (1998). Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad 1997. Bogotá, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, PNUMA y Ministerio de Medio Ambiente. Vol. 3.
- CHEN, J. FRANKLIN, J.F. SPIES, A. (1992). Vegetation responses to edge environment in old growth. Ecol appl 2; p. 387-396.
- CHUVIECO, E. (1996) Fundamentos de teledetección espacial. Madrid: 3 ed. Ediciones Rialp.
- CIAF-IGAC (2005). Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura y uso de la tierra. CIAF-IGAC. Bogotá; p. 59-154
- COLLEY, Davies. PAYNE, G and ELSWIJK, M. (2000). Microclimates gradients across a forest edge. New Zealand journal of ecology Vol. 24. No 2; p. 111-121.
- DIDHAM, Rápale; LAWTON, John. (1999). Edge structure determines the magnitudes of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. Biotropica, Vol.31. No 1; p. 17-30.
- DONOSO, D. GREZ, A. And SIMONETTI, J. (2003). Effects of forests fragmentation on the granivory of differently sized seeds. Biological conservation 115; p. 63-70.
- -----, (2000). Uso de corredores biológicos para aumentar la conectividad en ambientes fragmentados.

- ETTER, A. (1991). Introducción a la Ecología del Paisaje, un marco de integración para los levantamientos rurales. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC); p. 84.
- FAGAN, William. FORTIN, M. SOYKAN, C. (2003). Integrating edge detection and dynamic landscape in quantitative analyses of ecological boundaries. *BioScience*. Vol. 53; p. 730-738.
- FAHRIG, Lenore. (2003). Effect of Habitat Fragmentation on Biodiversity. En: *Annual Review of Ecology*. Vol. 34; p. 487-515.
- FARINA, A. (1998). *Principles and Methods in Landscape Ecology*. London. Chapman & Hall.
- FIGUEROA, A. CONTRERAS, R. and SANCHEZ, J. (1998). Evaluación de impacto ambiental, un instrumento para el desarrollo (EIA). Cali- Colombia. Centro de estudios ambientales para el desarrollo regional. .
- FORMAN, R (1997). *Land mosaic: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University. United Kingdom
- -----, and GODRON, M. (1986). *Landscape ecology*. New York: John and Sons, Inc.
- GARCIA, Daniel. QUEVEDO, M. and OBESO, R. (2005). Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range. *Forest ecology and management*. 208; p. 29-43.
- GREZ, A. y SALAZAR, A. (2005). Efectos de los patrones del uso del suelo sobre la dinámica espacio-temporal del bosque maulino de la Séptima región, Chile. Universidad de Chile Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Departamento de Biología, Cátedra de Ecología de Ambientes Fragmentados.
- GUSTAFSON, Eric. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art. *Ecosystems* 1; p. 143-156.
- HARPER, Karen. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscape. *Conservation biology*, Vol.19; p. 768-782.
- HOLLING, C.S. (2001). Understanding the Complexity of Economic, Ecological, and Social Systems EN: *Ecosystems*, Vol. 4, No. 5; p. 390-405
- IDEAM. (2002). *Sistema De Información Ambiental De Colombia – SIAC-. Primera Generación De Indicadores De Línea Base De La Información Ambiental De Colombia*. Tomo II. Bogotá; p. 827.
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. (2002). Bogotá. *Diseño e Implementación del Sistema Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonía Colombiana*.
- JOAQUI, Samir. (2005) *Análisis Multitemporal de las coberturas vegetales para Ecotopos Paramúnos en el Parque Nacional Natural Puracé Utilizando Sistemas de Información Geográfica*. Popayán 2005. Trabajo de grado (Biólogo).Universidad del Cauca. Facultad de

Ciencias Naturales Exactas y de la Educación. Departamento de Biología.

- JOSE, S, Andrew, R. G, GEORGE, S.J. y Kumar, B, M. (1996). Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *Forest Ecology and Management* 87; p 51-62
- KRAUSS, J. and SCHMITT. T. (2004). Effects of habitat area, insolation and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and conservation*. 13; p 1427-1439.
- KUPFER, J. A. Y Runkle, J. R. (2003). Edge-mediated effects on stand dynamic processes in forest interiors: a coupled field and simulation approach. *Oikos* 101, p. 135-146.
- LAGOS, Nicolás. (2005). Efecto diferencial de la fragmentación del hábitat en especies con sistemas de polinización especialista y generalista. *Ecología de ambientes fragmentados*. Santiago de Chile.
- LANDSBERG J, T. O'CONNOR, y D. FREUDENBERGER. 1999. The Impacts of Livestock Grazing on Biodiversity in Natural Ecosystems. Pp. 752-777, in H. J. Jung y G. C. Jr. Fahey (eds): *Nutritional Ecology of Herbivores*. Proceedings of the Vth International Symposium on the Nutrition of Herbivores. American Society of Animal Science, Savoy
- LARRAIN, Barbara. And PROHENS Fernanda. (2003). Efecto borde en fragmentos de diferentes tamaños sobre la germinación de *Notthofagus Macrocarpa* en remanentes de bosque caducifolio en Chile Central. *Ecología de ambientes fragmentados*. Santiago de Chile.
- LAURANCE, W. (1991). Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. En: *Conservation Biology*. Vol. 5, No. 1 p. 79-89.
- LAURENCE, W. F. y YENSEN, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological conservation*, 55; p. 77-92.
- -----, S.G. and SAMPAIO, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments a 22 year investigation. *Conservation biology*. Vol 16 No 3: p. 605-618.
- LIDICKER, W. Z. And PETERSON, J.A. (1999). Responses of small mammals to habitat edges. In *Landscape ecology of small Mammals*.
- LOPEZ, B. Fabiola. (2004). Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas, revisiones*; p. 1-21.
- MALCOM, Jay. (1994) Edge effects in central Amazonia forest fragments. *Ecology* 75 No 8; p. 2438-2445.
- McGarigal K. y Marks B. (1995). FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PNW-GRT-351.
- McGarigal, Kevin. and CUSHMAN, Samuel. (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat

- fragmentation effects. En: Ecological Applications. Vol. 12, No. 2; p. 335-345.
- MARTÍNEZ, Juan P. Estudio espacio-temporal del proceso de fragmentación en la zona nor-oriental del Parque Nacional Natural Puracé, mediante el análisis de comunidades vegetales. Popayán. 2005. Trabajo de grado (Biólogo). Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Naturales Exactas y de la Educación. Departamento de Biología.
 - Ministerio del Medio Ambiente. República de Colombia. (2002). Programa para el Manejo Sostenible y Restauración de Ecosistemas de Alta Montaña Colombiana: Páramos. Bogotá D. C.
 - MORA, Juanita. Galeano Gloria. (2004). Influencia de los factores modeladores sobre el efecto de borde en un relicto de bosque Altoandino en Colombia. Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.
 - MUÑOZ, Fernando. Caracterización biofísica, análisis espacio temporal y de intervenciones antrópicas, para humedales altoandinos caso tipo, laguna de San Rafael, (zona norte) Parque Nacional Natural Puracé y humedal de Calvache. Popayán. 2008. Trabajo de grado (Biólogo). Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Naturales Exactas y de la Educación. Departamento de Biología.
 - MURCIA, C. (1995). Edge effect in fragmented forests: implications for conservation trends ecol. Vol. 10; p. 58-62.
 - NAGENDRA, H. MUNROE; D. And SUTHWORTH. J. (2003). From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/ land cover change. Ecosystems and environment.
 - NORTON, David. (2002). Edge effects in a lowland temperate New Zealand rain forest. Doc. Science internal series 27, department of conservation.
 - ODUM E. P. Ecología. (1972). La sensibilidad a distancia como instrumento para el estudio y la administración de ecosistemas. 3ed. México: Ed. Interamericana; p. 515 – 533.
 - OLFF, Han and RITCHIE, Mark. (2002). Fragmented nature: consequences for biodiversity. Landscape and urban planning 58; p. 83-92.
 - OTALORA, Aída. (2004). Relación del gradiente interior-borde de bosque andino sobre la comunidad de murciélagos en el municipio de Encino (Santander Colombia). Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá; p. 23-24
 - OVALLE, Francisco (2005). Efecto de borde en contenido de agua del suelo y su efecto sobre la composición del estrato herbáceo, en bosque contiguo a plantaciones de pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii*) en la Reserva Natural Malalcahuello (Malleco, IX Región). Santiago de Chile.

- PICKETT, S. and CADENASSO, M. (1995). Landscape Ecology: Spatial heterogeneity in ecological system. *En: Science*. Vol. 269; p. 331-334.
- RAMÍREZ P. Bernardo. (1995) Principios y métodos en ecología vegetal. Popayán: UNICAUCA-ICFES-SED-BID-ACCB-CRC; p. 45.
- RAMOS, Carolina. (2005). Seminario ¿la pendiente modifica el efecto de borde en fragmentos de bosque Montano? Universidad de Chile, ecosistemas fragmentados, Santiago de Chile.
- RANGEL, J. FRANCO, R. (1985). Observaciones fitoecológicas en varias regiones de vida en la cordillera central de Colombia in: *Caldasia*, Vol. 14; p. 211-249
- ----- (2000). Colombia diversidad biótica, la región de la vida paramuna, 1ed. Unibiblios, Bogotá. Colombia.
- RIES, Leslie. FLETCHER, R. BATTIN, J. And SISK, T. (2004). Ecological responses to habitat, edges: mechanisms, models and variability explained; p. 491-522.
- RITTERS, Kurt. (2000); Global-scale patterns of forest fragmentation. *En: Conservation Ecology*. Vol 4. No. 2; p. 1-28.
- ----- (2002). Fragmentation of continental United States forests. *Ecosystems* 5; p. 815-822.
- ROMERO, Marilyn. (2004) Cambios en la estructura del paisaje del ALT EMPORDÁ en el periodo 1957-2001.
- RUTLEDGE, D. (2003): Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? *DOC Science Internal Series 98*. Department of Conservation, Wellington; p. 27.
- SANCHEZ, Luis Enrique. Impactos sobre los ecosistemas en: Il curso internacional de aspectos geológicos de protección ambiental. Capitulo 22; p. 322-331.
- SAURA, Santiago. (2004). Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. Landscape Ecology* 19; p. 197–209.
- SMITH, James and HELLMAN, Jessica (2002). Population persistence in fragmented landscapes. *Trends in ecology and evolution*. Vol.17, No. 9.
- STRAYER, David. POWER, M. FAGAN, W. PICKETT, S. and BELNAP, J. (2003). A classification of ecological boundaries. *BioScience*. Vol. 53; p. 723-729.
- SUÁREZ S. y FAGUA G, Efecto de borde sobre la comunidad vegetal de un bosque Altoandino de la vertiente occidental de la Cordillera Oriental (Colombia). Universidad Pontificia Javeriana, Departamento de Biología.
- TABARELLI, M. DASILVA J. and GASCON, C. (2004). Forest fragmentation synergisms and the impoverishment of neotropical forest. *Biodiversity conservation* 13; p. 1419-1425.

- TRUJILLO, Ledy y RIOS Orlando (2003). Caracterización del borde de un relicto de bosque Altoandino dominado por *chusquea scadens* (KUTH) y evaluación del efecto de disturbios experimentales sobre la regeneración natural en la reserva forestal Municipal de Cogua (Cundinamarca Colombia). Departamento de Biología, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia, sede en Bogotá.
- TEWKSBURY, Joshua. *et al*, (2002). Coridors affect plants, animals and their interaction in fragmented landscape. PNAS. Vol.99. No. 20; p.12923-12926.
- TURNER, M; GARDNER, R. and O'NEILL, R. (2001) Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. New York: Springer-Verlag Inc; p. 404.
- VAN LAAKE, Patric, SANCHEZ Arturo (2004). Focus on deforestation zooming in on hot spots in highly fragmented ecosystems in Costa Rica. Ecosystems and environment. 102; p. 3-15.
- WADE, Timothy. (2003). Distribution and causes of global forest fragmentation. Conservation ecology, Vol7 No 2; p.7.
- WILLIAMS, L. G. *et al*. (1998). Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. Conservation biology, vol.12 No 5; p.1091-1102.
- ----- (1993). Los bordes de selvas y bosques. Ciencia y desarrollo. Vol. XVII No. 97; p. 65-71.
- ----- (1990). Origin and early development of forest edge vegetation in Panamá. Biotropica Vol.22 No 3; p. 235-241.
- ----- (1990). Vegetation structure and environmental conditions of forests edges in Panamá. Journal of ecology 78; p. 356-373.
- WWF Programa Colombia en: Informe del análisis multitemporal Parque Nacional Natural Nevado del Huila y su zona de influencia, herramienta de apoyo para la metodología de análisis de efectividad en los Parques Nacionales: Santiago de Cali, Febrero del 2002.
- ZONNEVELD, I. (1989). The land unit – A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. En: Landscape Ecology. Vol. 3, No. 2 p. 67-86.

ANEXOS

Anexo 1. Listado general de la flora censada en el bosque 1 (antropizado).

	FAMILIA	GENERO	ESPECIE
1	Amarillidaceae	<i>Bomaria</i>	<i>mulifolia</i>
2	Apiaceae	<i>Hydrocotyle</i>	<i>sp</i>
3		<i>Niphogeton</i>	<i>ternata</i>
4	Aquifoliaceae	<i>Ilex</i>	<i>sp1</i>
5	Araliaceae	<i>Oreopanax</i>	<i>seemannianus</i>
6	Asteraceae	<i>Diplostephium</i>	<i>cinerascens</i>
7		<i>Diplostephium</i>	<i>floribundum</i>
8		<i>Diplostephium</i>	<i>shultzii</i>
9		<i>Diplostephium</i>	<i>spinulosum</i>
10		<i>Espeletia</i>	<i>hartwegiana</i>
11		<i>Pentacalia</i>	<i>weimanifolia</i>
12		<i>Pentacalia</i>	<i>tricuspus</i>
13	Blechnaceae	<i>Blechnum</i>	<i>auratum</i>
14		<i>Blechnum</i>	<i>cordatum</i>
15		<i>Blechnum</i>	<i>loxense</i>
16	Bromeliaceae	<i>Puya</i>	<i>cuatrecasasii</i>
17	Bryaceae	<i>Rhodobryum</i>	<i>grandifolium</i>
18	Caryophyllaceae	<i>Drymaria</i>	<i>cordata</i>
19	Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>cumbalense</i>
20	Clusiaceae	<i>Hypericum</i>	<i>valleanum</i>
21		<i>Clusia</i>	<i>multiflora</i>
22	Cunoniaceae	<i>Wenimannia</i>	<i>mariquitae</i>
23	Cyperaceae	<i>Rynchospora</i>	<i>macrochaeta</i>
24	Dicranaceae	<i>Chorisodoutium</i>	<i>mittenii</i>
25	Dryopteridaceae	<i>Polystichum</i>	<i>sp</i>
26	Ericaceae	<i>Disterigma</i>	<i>sp2</i>
27		<i>Disterigma</i>	<i>sp3</i>
28		<i>Disterigma</i>	<i>sp4</i>
29		<i>Pernettya</i>	<i>prostrata</i>
30		<i>Temistoclesia</i>	<i>cuatrecasii</i>
31		<i>Temistoclesia</i>	<i>mucronata</i>
32		<i>Thibaudia</i>	<i>parvifolia</i>
33	Hymenophyllaceae	<i>Hymenophyllum</i>	<i>cristatum</i>
34		<i>Hymenophyllum</i>	<i>sp</i>
35		<i>Hymenophyllum</i>	<i>trichophyllum</i>
36	Hypnaceae	<i>Ctenidium</i>	<i>malacodes</i>
37	Lobariaceae	<i>Lobaria</i>	<i>sp</i>
38	Lomariopsidaceae	<i>Elaphoglossum</i>	<i>deltoideum</i>
39	Loranthaceae	<i>Gaiadendron</i>	<i>punctatum</i>
40	Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>ochraceae</i>
41		<i>Miconia</i>	<i>puracensis</i>
42		<i>Miconia</i>	<i>salicifolia</i>
43		<i>Miconia</i>	<i>sp1</i>
44		<i>Miconia</i>	<i>sp2</i>

45		<i>Miconia</i>	<i>sp4</i>
46	Meruliaceae	<i>Dictyonema</i>	<i>glabratum</i>
47	Mniaceae	<i>Plagiomnium</i>	<i>rhynchophorum</i>
48	Myrcinaceae	<i>Myrsine</i>	<i>dependens</i>
49	Piperaceae	<i>Peperomia</i>	<i>reptilis</i>
50		<i>Peperomia</i>	<i>saligna</i>
51		<i>Piper</i>	<i>montanum</i>
52	Poaceae	<i>Calamagrostis</i>	<i>effusa</i>
53		<i>Chusquea</i>	<i>tesellata</i>
54		<i>Cortaderia</i>	<i>nitida</i>
55	Polygalaceae	<i>Monina</i>	<i>obtusifolia</i>
56	Rosaceae	<i>Hesperomeles</i>	<i>obtusifolia</i>
57		<i>Llchemilla</i>	<i>paludicola</i>
58		<i>Rubus</i>	<i>coriaceus</i>
59	Rubiaceae	<i>Nertera</i>	<i>granadensis</i>
60	Scrophulariaceae	<i>Bartsia</i>	<i>snatoliifolia</i>
61		<i>Veronica</i>	<i>serpyllifolia</i>
62	Shagnaceae	<i>Shagnum</i>	<i>magellanicum</i>
63	Thelypteridaceae	<i>Thelypteris</i>	<i>brausei</i>
64	Valerianaceae	<i>Valeriana</i>	<i>bracteata</i>

Anexo 2. Listado general de la flora censada en el bosque 2 (menos antropizado).

	FAMILIA	GENERO	ESPECIE
1	Amarillidaceae	<i>Bomaria</i>	<i>mulifolia</i>
2	Apiaceae	<i>Hydrocotyle</i>	<i>sp</i>
3	Aquifoliaceae	<i>ilex</i>	<i>bullata</i>
4	Aquifoliaceae	<i>Ilex</i>	<i>sp1</i>
5	Asteraceae	<i>Diplostephium</i>	<i>floribundum</i>
6		<i>Diplostephium</i>	<i>lehmannii</i>
7		<i>Diplostephium</i>	<i>pittierii</i>
8		<i>Diplostephium</i>	<i>spinulosum</i>
9		<i>Espeletia</i>	<i>hartwegiana</i>
10		<i>Pentacalia</i>	<i>tolimensis</i>
11		<i>Pentacalia</i>	<i>tricopus</i>
12		<i>Pentacalia</i>	<i>vaccinioides</i>
13		<i>Pentacalia</i>	<i>weimanifolia</i>
14	Begoniaceae	<i>Begonia</i>	<i>umbellata</i>
15	Blechnaceae	<i>Blechnum</i>	<i>auratum</i>
16		<i>Blechnum</i>	<i>cordatum</i>
17		<i>Blechnum</i>	<i>loxense</i>
18	Bromeliaceae	<i>Puya</i>	<i>cuatrecasasii</i>
19	Bryaceae	<i>Rhodobryum</i>	<i>grandifolium</i>
20	Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>cumbalense</i>
21	Clusiaceae	<i>Hypericum</i>	<i>valleanum</i>
22	Cunoniaceae	<i>Weinmannia</i>	<i>mariquitae</i>
23	Cyatheaceae	<i>Cyathea</i>	<i>sp</i>
24	Cyperaceae	<i>Rynchospora</i>	<i>macrochaeta</i>
25	Dicranaceae	<i>Chorisodoutium</i>	<i>mittenii</i>
26	Ericaceae	<i>Disterigma</i>	<i>sp1</i>
27		<i>Disterigma</i>	<i>sp2</i>
28		<i>Gaultheria</i>	<i>erecta</i>
29		<i>Pernettya</i>	<i>prostrata</i>
30		<i>Psammisia</i>	<i>lettmanii</i>
31		<i>Temistoclesia</i>	<i>cuatrecasii</i>
32		<i>Temistoclesia</i>	<i>epiphytica</i>
33		<i>Thibaudia</i>	<i>parvifolia</i>
34	Grammitidaceae	<i>Terpsichore</i>	<i>lanigera</i>
35	Hymenophyllaceae	<i>Hymenophyllum</i>	<i>cristatum</i>
36		<i>Hymenophyllum</i>	<i>sp</i>
37		<i>Hymenophyllum</i>	<i>trichophyllum</i>
38	Hypnaceae	<i>Ctenidium</i>	<i>malacodes</i>
39	Lobariaceae	<i>Lobaria</i>	<i>sp</i>
40	Loganiaceae	<i>Desfontainea</i>	<i>sp</i>
41	Lomariopsidaceae	<i>Elaphoglossum</i>	<i>deltoideum</i>
42	Loranthaceae	<i>Gaiadendron</i>	<i>punctatum</i>
43	Lycopodiaceae	<i>Lycopodium</i>	<i>clavatum</i>
44	Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>gleasosiana</i>

45		<i>Miconia</i>	<i>ochraceae</i>
46		<i>Miconia</i>	<i>puracensis</i>
47		<i>Miconia</i>	<i>sp1</i>
48		<i>Miconia</i>	<i>sp2</i>
49		<i>Miconia</i>	<i>sp3</i>
50		<i>Miconia</i>	<i>sp4</i>
51		<i>Tibouchina</i>	<i>grossa</i>
52	Mniaceae	<i>Plagiomnium</i>	<i>rhyngophorum</i>
53	Myrcinaceae	<i>Geissanthus</i>	<i>andinus</i>
54		<i>Myrsine</i>	<i>dependens</i>
55	Oxalidaceae	<i>Oxalis</i>	<i>lotoides</i>
56	Piperaceae	<i>Peperomia</i>	<i>reptilis</i>
57		<i>Peperomia</i>	<i>saligna</i>
58	Poaceae	<i>Calamagrostis</i>	<i>effusa</i>
59		<i>Cortaderia</i>	<i>nitida</i>
60	Pteridaceae	<i>Eriosorus</i>	<i>flexuosus</i>
61	Rubiaceae	<i>Nertera</i>	<i>granadensis</i>
62	Scrophulariaceae	<i>Calceolaria</i>	<i>perfoliata</i>
63		<i>Veronica</i>	<i>serpyllifolia</i>
64	Shagnaceae	<i>Shagnum</i>	<i>magellanicum</i>
65	Symplocaceae	<i>Symplocos</i>	<i>quitensis</i>
66	Thelypteridaceae	<i>Thelipteris</i>	<i>brausei</i>
67	Valerianaceae	<i>Valeriana</i>	<i>bracteata</i>