

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACION
ESCUELA DE POSGRADUADOS

COSTA RICA - CATIE

RECIBIDO

**EVALUACIÓN DE UN PAISAJE FRAGMENTADO PARA LA CONSERVACIÓN Y
RECUPERACIÓN DE BIODIVERSIDAD
AREA DEMOSTRATIVA MIRAFLORES-MOROPOTENTE, ESTELI, NICARAGUA**

POR

ANA PAULA CORRÊA DO CARMO

CATIE

Turrialba, Costa Rica
2000

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADUADOS

Biblioteca Comunal
ORTON - HCA - CATIE

6 FEB 2001

RECIBIDO

Turrialba, Costa Rica

**EVALUACIÓN DE UN PAISAJE FRAGMENTADO PARA LA CONSERVACIÓN Y
RECUPERACIÓN DE BIODIVERSIDAD**

Tesis sometida a la consideración de la Escuela de Posgraduados, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza como requisito parcial para el grado de:

Magister Scientiae

por

Ana Paula Corrêa do Carmo

**Turrialba, Costa Rica
2000**

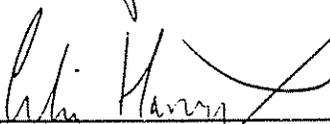
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma, por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgraduados del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

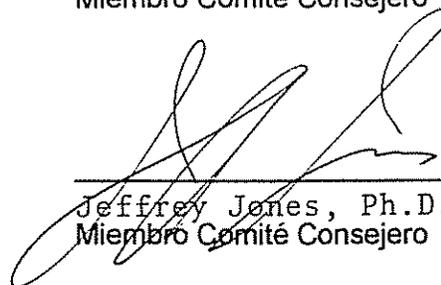
FIRMANTES:



Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal



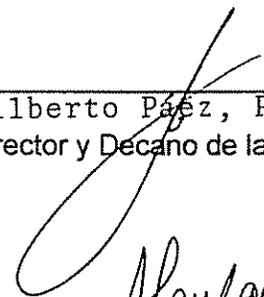
Celia Harvey, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



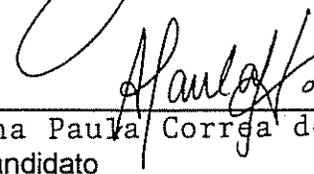
Jeffrey Jones, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Christoph Klein, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Gilberto Pérez, Ph.D.
Director y Decano de la Escuela de Posgraduados



Ana Paula Correia do Carmo
Candidato

Dedicatoria

A los niños, las mujeres, los hombres, las plantas y los animales silvestres de Miraflores, para que tengan esperanza en un futuro mejor y más armonioso.

"Sé que mi trabajo es apenas una gota en el océano, pero sin él, el océano sería más pequeño..."

Madre Tereza de Calcutá

Agradecimientos

A José Luiz do Carmo y Edna Corrêa do Carmo, mis padres, por su apoyo moral, emocional, espiritual y financiero, sin los cuales nada de eso sería posible.

A mi profesor consejero Bryan Finegan, por apoyarme siempre durante todo el proceso, especialmente en los momentos críticos, por su guía y conocimiento, y por darme libertad y confianza para seguir adelante.

A Celia Harvey, por su interés especial en este trabajo y por acompañar de cerca su desarrollo, por la literatura, la guía, conocimiento y amistad, y por corregir brillante y meticulosamente un sin número de borradores.

A los miembros del comité Jeffrey Jones por ayudarme en la fase de procesamiento en SIG, y Christoph Kleinn por tranquilizarme cuanto a la estadística, y a ambos por la confianza depositada.

A Hugo Brenes por manejar tan bien las bases de datos y por todo el apoyo logístico.

A Lidieth Marín por el cariño y el apoyo administrativo.

A Mariangeles Perez y José Román Carrera, compañeros de maestría y de madrugadas en la oficina, por la amistad y el intercambio de conocimientos.

A Brad Mobley por acompañarme en Nicaragua, por traerme las muestras botánicas de las alturas y conducir la motocicleta, por ir conmigo a Managua tantas veces y por su amor.

A los compañeros Christian Zúñiga, Francisco Casasola y Hernán Nieto que estuvieron conmigo en Estelí, por compartir los ratos buenos y malos, y por todo el apoyo para mi trabajo de campo.

A Eduardo Somarriba por la coordinación general del Proyecto Panif-Catie.

A todo el personal del Panif-Marena que de una u otra manera contribuyó con mi trabajo, especialmente a Walter Velásquez y Manuel Ruiz por el trabajo realizado.

A mis asistentes de campo, María Blandon y D. Noel Bucardo, por me acompañaren por todos lados en larguissimas caminatas, por su amistad y dedicación, y por compartir su sabiduría y su almuerzo conmigo.

A la familia de María Blandon, por alojarme en su casa y compartir conmigo la leche, las tortillas, los frijoles, la cuajada y la vida campesina cotidiana.

A toda la gente de Mirafior que me permitió entrar a las fincas con total libertad para marcar y medir las parcelas, que me ofreció café y tortillas, y que me llevó a la casa en ride al fin del día.

A Dios y a mis angeles de suerte que me han protegido y guiado por todo el camino.

Tabla de Contenido

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	JUSTIFICACIÓN	1
1.2	OBJETIVOS	6
1.3	HIPÓTESIS	6
2	REVISIÓN DE LITERATURA	7
2.1	IMPORTANCIA DE LA ECOLOGÍA DE DE PAISAJES EN LA BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN	7
2.1.1	Biodiversidad, una cuestión de escala	7
2.1.2	La fragmentación del bosque y sus efectos en las poblaciones	8
2.1.3	Consideraciones para el manejo de paisajes fragmentados con fines de conservación de biodiversidad	11
2.1.4	Relaciones entre estructura y diversidad a nivel de paisaje	13
2.1.5	Relaciones entre estructura y diversidad a nivel de ecosistemas	15
2.2	PRINCIPIOS DEL DISEÑO DE PAISAJES PARA CONSERVACIÓN DE BIODIVERSIDAD	16
2.2.1	Mapeo y descripción del paisaje	19
2.2.2	Variables relevantes para cuantificar los patrones del paisaje	20
2.2.2.1	<i>Área de los parches</i>	20
2.2.2.2	<i>Efectos de borde y área de hábitat Interior</i>	21
2.2.2.3	<i>Forma de los fragmentos</i>	22
2.2.2.4	<i>Distancia a parches de bosque y conectividad</i>	23
2.2.2.5	<i>Diversidad de ambientes</i>	24
2.3	ANÁLISIS GAP	25
2.3.1	Definición	25
2.3.2	Factores ambientales importantes para considerar en el análisis gap en paisajes de bosque montano tropical	26
2.3.2.1	<i>Gradientes altitudinales</i>	26
2.3.2.2	<i>Proximidad a cursos de agua</i>	27
2.4	MEDICIONES DE BIODIVERSIDAD A NIVEL DE ECOSISTEMAS	28
3	METODOLOGÍA	31
3.1	DESCRIPCIÓN PRELIMINAR DEL AREA DE ESTUDIO	31

3.2	CLASIFICACIÓN DE LOS ELEMENTOS DEL PAISAJE E INTERPRETACIÓN DE FOTOGRAFÍAS AÉREAS	32
3.3	PROCESAMIENTO DE MAPAS Y CÁLCULO DE ÍNDICES DESCRIPTIVOS DEL PATRÓN DEL PAISAJE.....	35
3.4	ANÁLISIS GAP	36
3.4.1	Introducción	36
3.4.2	Tipos de paisaje	38
3.4.3	Clases de elevación altitudinal.....	40
3.4.4	Clases de proximidad a cursos de agua.....	40
3.4.5	Tipos de ambientes	41
3.5	IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA RESTAURACIÓN DE HÁBITAT NATURAL 41	
3.5.1	Simulación 1 – Selección manual en el Mapa de Parches	43
3.5.2	Simulación 2 – Selección automática en el Mapa de Parches	44
3.5.3	Simulación 3 – Selección automática y manual en el Mapa de Ambientes.....	45
3.6	MUESTREO DE LA VEGETACIÓN EN EL PAISAJE DE LA ZONA DE BOSQUE MONTANO	46
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	54
4.1	CUANTIFICACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL PATRÓN DEL PAISAJE DEL ADMM	54
4.1.1	Descripción general	54
4.1.2	Forma de los parches	61
4.1.3	Continuidad de los fragmentos	62
4.1.4	Utilización de Fragstats*Info.....	63
4.2	ANÁLISIS GAP	65
4.3	SIMULACIONES DE ÁREAS DE RECUPERACIÓN	69
4.4	DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA VEGETACIÓN EN EL PAISAJE DEL BOSQUE MONTANO.....	74
4.5	COMPARACIÓN DE LA COMPOSICIÓN ENTRE ECOSISTEMAS	89
4.6	COMPARACIÓN DE LA DIVERSIDAD ENTRE ECOSISTEMAS.....	91
4.7	COMPARACIÓN DE LA ESTRUCTURA ENTRE ECOSISTEMAS	94
5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	98
5.1	ANÁLISIS DEL PAISAJE DEL ADMM	98
5.2	ANÁLISIS DE LA VEGETACIÓN DEL PAISAJE MONTANO EN EL ADMM	100
6	LITERATURA CITADA	104
7	ANEXOS.....	112

Lista de Cuadros

Cuadro 1: Recomendaciones de la literatura para el diseño de paisajes con fines de manejo y conservación de biodiversidad.....	18
Cuadro 2: Categorías y Tipos de parches (o ecosistemas) identificados en el ADMM.....	33
Cuadro 3: Valores de conservación atribuidos a características espaciales de los parches.....	35
Cuadro 4: Criterios y metodología para generar simulaciones de recuperación del paisaje.....	43
Cuadro 5: Clases de tamaño de individuos y unidad muestral por punto de muestreo.....	49
Cuadro 6: Categorías de rangos de distribución de las especies.....	52
Cuadro 7: Índice de forma promedio de los parches por categoría de ecosistema.....	61
Cuadro 8: Comparación de índices generados con Fragstats entre el ADMM y el P.N. Sta. Rosa*.....	64
Cuadro 9: Área total y cobertura boscosa de los tipos de ambientes en el ADMM.....	67
Cuadro 10: Indicadores del estado de fragmentación en el ADMM en las diferentes simulaciones.....	71
Cuadro 11: Área total y número de parches por categoría de ecosistema identificados como prioritarios para recuperación de cobertura boscosa en el ADMM.....	73
Cuadro 12: Medidas en el paisaje de los tipos de ecosistemas muestreados.....	74
Cuadro 13: Número de especies, generos y familias, proporciones y número de especies útiles, endémicas y únicas considerando los individuos leñosos > 10 cm dap en 0.8 ha por tipo de ecosistema.....	76
Cuadro 14: Número de especies leñosas > 10 cm dap en muestras de 0.1 ha.....	77
Cuadro 15: Las 10 familias con mayor número de especies e individuos leñosos en los ecosistemas.....	78
Cuadro 16: Las 10 familias con mayor número de especies e individuos leñosos por clase de tamaño.....	79
Cuadro 17: Las 10 especies leñosas más abundantes en cada estrato en los ecosistemas.....	80
Cuadro 18: Las 10 especies leñosas > 10cm dap más importantes (>IVI) en 0.8 ha por ecosistema.....	82
Cuadro 19: Comparación de la composición de los ecosistemas por medio del Índice de Similitud Jaccard.....	89
Cuadro 20: Número de especies leñosas útiles por clase de tamaño en los ecosistemas.....	90
Cuadro 21: Número de especies leñosas endémicas por clase de tamaño en los ecosistemas.....	91

Cuadro 22: Diferentes índices de diversidad de los ecosistemas por clase de tamaño	92
Cuadro 23: Índice de diversidad α de Fisher de los ecosistemas por clase de tamaño	92
Cuadro 24: Numero de individuos leñosos por hectárea en cada clase de tamaño en los ecosistemas	96
Cuadro 25: Densidad de árboles en los bosques del ADMM y de Monteverde, Costa Rica**	97
Cuadro 26: Altura promedio y área basal de los árboles en los ecosistemas	97

Lista de Figuras

Figura 1: Ubicación del Área de Estudio	4
Figura 2: Factores ambientales considerados en el Análisis <i>GAP</i>	37
Figura 3: Proceso de delimitación de paisajes del ADMM en ArcView	39
Figura 4: Ubicación de las parcelas de muestreo en el paisaje montano del ADMM	48
Figura 5: Esquema de instalación de las parcelas de campo	50
Figura 6: Mapa de tipos de parche del ADMM	54
Figura 7: Mapa de categorías de ecosistemas del ADMM	55
Figura 8: Bosques del ADMM - hábitat interior y hábitat de borde	56
Figura 9: Representación de las diferentes categorías de ecosistemas en relación al área total y número de parches total del ADMM	57
Figura 10: Representación de los diferentes tipos de parche en relación al área total y número de parches total del ADMM	57
Figura 11: Numero de parches por clase de tamaño en los ecosistemas	60
Figura 12: Gráfico de la relación entre el área (ha) y el índice de forma (F) de los parches	62
Figura 13: Mapa de los Tipos de Ambientes del ADMM	66
Figura 14: Área total y cobertura boscosa en los Tipos de Ambientes del ADMM	68
Figura 15: Configuración espacial de los bosques en diferentes escenarios de recuperación del paisaje considerando un efecto de borde = 100 metros	70
Figura 16: Parches seleccionados para la recuperación de cobertura boscosa en las simulaciones	72
Figura 17: Parches de alta prioridad para recuperación de hábitat natural en el ADMM	72
Figura 18: Numero de especies por clase de abundancia para individuos leñosos > 10 cm dap en 0.8 ha por ecosistema	86
Figura 19: Curvas especies x área para cada clase de tamaño en los ecosistemas	88
Figura 20: Número de individuos leñosos por hectárea en clases de tamaño en los ecosistemas	95

Lista de Anexos

Anexo 1: Definiciones oficiales de las categorías y tipos de ecosistemas identificados	113
Anexo 2: Problemática ambiental observada en el periodo de abril a julio de 2000 en el Paisaje de la zona de bosque montano	114
Anexo 3: Flujograma de Trabajo con Mapas	115
Anexo 4: Medidas e índices generados en ArcView para describir de la estructura de los parches agrupados por Tipos y por Categorías	116
Anexo 5: Medidas e índices generados en ArcView para describir de la estructura del paisaje del ADMM	117
Anexo 6: Índices descriptivos de la estructura del paisaje generados en Fragstats*Info (McGarigal y Marks, 1998)	118
Anexo 7: Ilustración del aumento en el valor del índice de forma de los parches con el aumento de su complejidad espacial	119
Anexo 8: Ilustración de valores de conservación atribuidos a los parches según sus características de área, forma y aislamiento	120
Anexo 9: Descriptores de Composición, Diversidad y Estructura de las Categorías de Parches en el ADMM calculados con ArcView	121
Anexo 10: Descriptores de Composición, Diversidad y Estructura de los Tipos de Parches en el ADMM calculados con ArcView	122
Anexo 11: Índices descriptivos del paisaje en el ADMM calculados con ArcView	123
Anexo 12: Índices descriptivos del paisaje en el ADMM calculados con Fragstats*Info	124
Anexo 13: : Formularios de campo.....	125
Anexo 14: Lista de especies para el paisaje de bosque montano en el ADMM	126
Anexo 15: Error del Muestreo en base al número de individuos leñosos	132
Anexo 16: Forma de vida y categoría de distribución de las especies identificadas	133
Anexo 17: Lista de especies útiles encontradas en las parcelas de muestreo	134
Anexo 18: Lista de especies de plantas endémicas de Nicaragua o Mesoamerica encontradas en las parcelas de muestreo	135
Anexo 19: Diversidad de especies leñosas en las parcelas de muestreo	136
Anexo 20: Altura del árbol más alto, área basal, altitud, ubicación topográfica, suelos, pendiente y alteración antropogénica en las parcelas de muestreo	137

Resumen

Para mantener biodiversidad en un paisaje amenazado por la fragmentación del bosque es importante comprender el patrón del mosaico del paisaje, porque la manutención de poblaciones de especies y de movimiento de individuos en y entre los parches (diversidad funcional) depende de la composición, configuración espacial y arreglo de los fragmentos de bosque y agroecosistemas en la escala del paisaje. Fueron utilizados fotointerpretación y tecnología de SIG para caracterizar el mosaico de parches de un área protegida (278.38 km²) clave en un sistema de áreas protegidas de Nicaragua. El patrón de este paisaje fragmentado fue descrito utilizando parámetros e índices considerados importantes para el manejo y conservación de biodiversidad. . Adicionalmente, fue producido un mapa de ambientes del área, considerando clases de elevación, tipos de paisaje y proximidad a ríos. El porcentaje de cobertura forestal fue obtenido para cada ambiente en un proceso de análisis gap. Se hicieron tres simulaciones de restauración del paisaje utilizando criterios objetivos para identificar áreas prioritarias para restauración del bosque. Se hicieron estudios detallados utilizando parcelas multi-escala en el paisaje de bosque montano, evaluando la biodiversidad vegetal en 5 tipos de parches: fragmentos de bosque, pasto, pasto con árboles, cafetales bajo bosque y vegetación secundaria. La vegetación leñosa de cada tipo de parche fue descrita, y fueron determinadas diferencias entre su composición, estructura y diversidad. Se discuten las implicaciones de los resultados para el manejo del área protegida y las posibilidades para el desarrollo y la utilización futura de la metodología utilizada.

Palabras clave: ecología de paisajes, biología de la conservación, restauración de biodiversidad, análisis gap, índices de biodiversidad, SIG, áreas protegidas, fragmentación, bosques montanos tropicales.

Abstract

In order to maintain biodiversity in a landscape threatened by forest fragmentation it is important to understand the pattern of the landscape mosaic, because the maintenance of populations of species and individuals movement within and between patches (functional diversity) depends on the composition, spatial configuration and arrangement of forest fragments and agroecosystems at the landscape scale. Photointerpretation and GIS technology were used to characterise the patch mosaic of a key protected area (278.38 km²) in Nicaragua. The pattern of this fragmented landscape was described using landscape parameters and indexes considered important for the management and conservation of biodiversity. In addition, a map of environments for the area was produced, considering classes of elevation, landscape types and proximity to rivers. The percentage of forest cover was obtained for each potential environment as in a gap analysis process. Three simulations of landscape restoration were carried out using objective criteria to identify priority areas for forest restoration. Detailed studies using multi-scale plots were carried out in the montane forest landscape, evaluating plant biodiversity in each of five patch types: forest fragments, pasture, pasture with trees, coffee plantations under forest and secondary vegetation. The woody vegetation of each patch type was described, and differences between their composition, structure and diversity were determined. The implications of the results for the management of the protected area and the possibilities for further use and development of the methodology used are discussed.

Keywords: landscape ecology, conservation biology, biodiversity restoration, gap analysis, GIS, protected areas, tropical mountain forests, forest fragmentation, biodiversity indexes.

1 Introducción

1.1 Justificación

Mesoamerica es considerado uno de los 25 *hotspots* de la conservación de biodiversidad a nivel mundial, y es el sexto sitio más importante para la conservación en el mundo en términos de especies endémicas de plantas y animales vertebrados (cerca de 1.7% y 4.2% de las especies endémicas del mundo de plantas y animales vertebrados respectivamente) (Myers *et al.* 2000). Sin embargo solamente un 20% (cerca de 231000 km²) del área de vegetación primaria original todavía existe en Mesoamerica, aunque 59.9% del área total se encuentra legalmente protegida (Myers *et al.* 2000). La mayor amenaza a la biodiversidad mundial y la principal causa de las extinciones masivas de especies de plantas y animales en el mundo es la fragmentación de la vegetación primaria en los *hotspots*. De hecho, hay muy pocos países en el mundo que no han experimentado grandes y extensivas modificaciones en sus paisajes como resultado de la agricultura (McIntyre y Barret 1992) y es obvio que los paisajes manejados y semi-naturales que dominan la mayoría de las regiones van a jugar un papel vital en la conservación de poblaciones amenazadas, especies y procesos ecológicos (Laurance y Gascon 1997).

En muchas partes del mundo, y principalmente en los *hotspots* de la conservación, en los paisajes donde existen asentamientos humanos y otras actividades que no permiten añadir áreas naturales al sistema de áreas protegidas (en muchos casos porque estas áreas simplemente ya no existen), deberían darse medidas de conservación que permitieran el uso múltiple del paisaje siempre cuando la conservación de las especies fuera considerada el objeto más importante (Hobbs y Norton 1996, Myers *et al.* 2000). Por eso, uno de los retos más urgentes para los conservacionistas, actualmente, es la conservación o restauración de una porción significativa de la biodiversidad existente en paisajes fragmentados, principalmente en aquellos ecosistemas sub-representados en las redes de áreas naturales protegidas (Kattan y Alvarez-López 1996).

En 1992, muchos países, por medio de la Convención de Diversidad Biológica (CDB 1992), reconocieron el valor intrínseco de la diversidad biológica. También reconocieron los valores ecológicos, genéticos, sociales, económicos, científicos, educacionales, culturales, recreacionales y estéticos de la biodiversidad y sus componentes, así como su

importancia para la evolución y el mantenimiento de los sistemas que sostienen la vida en la Tierra. Nicaragua es parte firmante de la CDB, además de otros 4 convenios internacionales de protección del patrimonio natural y de la diversidad biológica. La Estrategia Nacional de Conservación de Nicaragua considera las áreas protegidas el principal medio *in situ* para la conservación de la biodiversidad. Actualmente, 18% de la superficie del país es compuesta por 76 áreas protegidas legalmente declaradas que forman el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP). Sin embargo, por falta de recursos institucionales para la gestión de las áreas protegidas, en solamente 8 de ellas existe presencia institucional (MARENA 2000) En la gran mayoría de las áreas protegidas de Nicaragua, casi 100% de la tierra es de propiedad particular, manejada activamente por las comunidades campesinas. En estos paisajes agrícolas que deberían cumplir el papel de proteger la diversidad biológica y conservar el patrimonio genético, la pérdida y fragmentación de los ecosistemas naturales representa una seria amenaza para la conservación de la biodiversidad del país.

Actualmente el SINAP, con el apoyo de la comunidad internacional, presenta una política de recuperación de las áreas protegidas degradadas por la fragmentación. Sin embargo, la implementación de esta política no ha sido posible debido a la falta de criterios que permitan decidir cuales actividades serán favorecidas en el manejo de estas áreas con el propósito de recuperar su valor para la conservación de la biodiversidad. Con el objetivo de concentrar los esfuerzos de investigación de posibles metodologías de recuperación y acción institucional, el Presidente de la República decretó en 1999 la Reserva Natural Mirafior (RNM), en el municipio de Estelí, como Área Demostrativa, para generar experiencias y pautas para la conservación que puedan ser aplicadas en las otras áreas protegidas del país. La Reserva Natural Mirafior se encuentra anexada al área protegida de Moropotente, y el conjunto de estas dos áreas forma el área protegida que a partir de 2000 pasa a ser reconocida como Área Demostrativa Mirafior-Moropotente (ADMM).

Como la mayoría de las áreas protegidas de Nicaragua, el ADMM es un área que enfrenta conflictos de uso. La figura legal de Reserva Natural no es acorde con las condiciones reales del área, que es de tenencia privada de la tierra, alta densidad poblacional, fragmentación de los ecosistemas naturales y producción agropecuaria intensiva. En el ADMM, una buena parte de los ecosistemas originales han sido sustituidos por diversos sistemas productivos como cultivos de hortalizas, pastizales con diferentes grados de arborización y cultivos de café, entre otros. Con la fragmentación del paisaje debido al

- cambio de uso de la tierra para fines de producción agrícola, el tamaño y número de los parches de hábitats naturales disminuye y hay un declino en la conectividad entre fragmentos, lo que incrementa la probabilidad de extinción local de las especies nativas de animales y plantas. Sin embargo, la acción institucional para la restauración de los ecosistemas naturales debe contemplar, además de la conservación y la rehabilitación ecológica, la producción sostenible y promoción de mejor calidad de vida para los habitantes de las comunidades existentes en el Área Demostrativa. De hecho los enfoques más modernos aplicados a esfuerzos de conservación y manejo de los recursos naturales son fundamentados en el principio de que las poblaciones humanas locales solamente van a aceptar las medidas de conservación cuando su propio bienestar socioeconómico sea garantizado (Kremen *et al.* 1998b). En una Área Protegida como Miraflores Moropotente, la fragmentación del bosque compromete su potencial para la generación de beneficios directos (p.ej. manejo y aprovechamiento de productos maderables y no maderables del bosque, turismo e investigación) e indirectos del bosque (p.ej. estabilización del microclima, régimen hidrográfico y conservación de biodiversidad).
- En este contexto, el manejo del paisaje debería integrar los usos productivos y de conservación, manteniendo fragmentos de bosque sucesionalmente diversos e interconectados tanto para metas de conservación de la biodiversidad a largo plazo como para proveer otros servicios ambientales que promueven el desarrollo económico, como la protección de cuencas y estabilidad del suelo (Hobbs y Norton 1996, Kattan y Alvarez-López 1996).

El ADMM es una área de alta relevancia para la conservación de la biodiversidad: es una área protegida del SINAP y se ubica en el centro de uno de los *hotspots* de la biodiversidad mundial, particularmente en una zona de montañosa de transición entre la vegetación seca característica de la vertiente del Pacífico y la vegetación húmeda característica de la vertiente del Atlántico, región central y crítica del Corredor Biológico Mesoamericano (Figura 1). El hábitat natural característico del ADMM puede ser clasificado como bosque muy húmedo premontano (Bmh-P) por el sistema de zonas de vida de Holdridge (a partir de Nadkarni y Wheelwright 2000), y forma parte de los bosques montanos neotropicales que se extienden en cadenas montañosas desde América del Norte hasta la Tierra del Fuego. Los bosques montanos así definidos presentan una diversidad de flora, fauna, ambientes, climas y personas, ofreciendo un gran rango de recursos con grande potencial económico para la región y para el mundo. Estos tipos de

bosques montanos son además un importante centro de especiación y domesticación de plantas y animales importantes económicamente (Churchil *et al.* 1995), pero hay muy poca información respecto a los bosques montanos de Nicaragua.

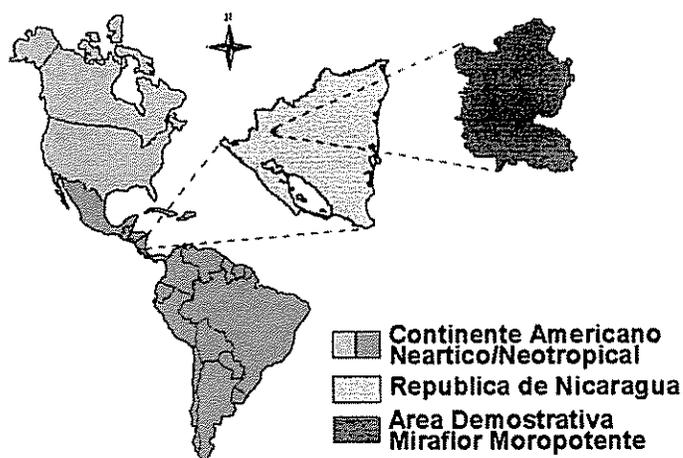


Figura 1: Ubicación del Área de Estudio

El conocimiento de los recursos del ADMM es esparzo y hay muy poca información cuantitativa que pueda ser utilizada para orientar los programas de manejo. Sin embargo, debido a que la riqueza de especies es un parámetro que responde a las condiciones ambientales y puede ser manejada como cualquier otro parámetro del ecosistema (Lugo 1995), hay bastante justificación empírica para manejar paisajes enteros para asegurar la mantención de la diversidad de plantas y animales nativos, y a la vez desarrollar paisajes que puedan ser considerados naturales, atractivos, útiles y valiosos para la sociedad (Dale *et al.* 1995, Lugo 1996). Pero antes que las interacciones entre los patrones del paisaje y los procesos ecológicos puedan ser comprendidos, es necesario identificar y cuantificar la estructura del paisaje (Turner 1989). El proceso de evaluación del paisaje para la designación de sitios prioritarios para conservación y recuperación debe empezar con la clasificación de los elementos del paisaje por mosaicos de tipos de comunidades y la generación de un mapa preparado a partir de fotografías aéreas o imágenes de satélite, con verificación en el campo, de los parches en diferentes estadios de desarrollo relacionados a datos de presencia, distribución y abundancia de especies (Noss 1987).

Esta información es crítica para áreas como el ADMM, en que el manejo de la biodiversidad debe darse a nivel de paisaje pero se concretiza por medio de acciones directas en el campo. En estos paisajes fragmentados, es importante tener un diseño de paisaje que sirva de meta y guía para los manejadores del área. El diseño debe basarse en el conocimiento de la composición, diversidad y estructura de los recursos existentes, y el análisis *gap* puede ser una herramienta útil para determinar áreas críticas para la recuperación en el paisaje. Con este trabajo, se espera desarrollar una metodología que ayude a llenar una parte de estos vacíos de información que son limitantes importantes en el desarrollo de programas que efectivamente logren restaurar y conservar la biodiversidad en el paisaje en el ADMM.

1.2 Objetivos

General: Evaluar el paisaje fragmentado del ADMM generando información que permita orientar su manejo hacia la recuperación de su valor para la conservación de la biodiversidad.

Específicos:

1.2.1 Describir el patrón del paisaje del ADMM para permitir el diseño y manejo de la biodiversidad a esta escala.

1.2.2 Recomendar sitios específicos para recuperación de cobertura boscosa en base a la información generada por un análisis *gap* y por simulaciones de recuperación.

1.2.3 Evaluar la composición, diversidad y estructura de diferentes tipos de parches (o ecosistemas) en el paisaje de la zona de bosque montano del ADMM y generar recomendaciones de manejo de los ecosistemas para la recuperación de la biodiversidad en el paisaje.

1.3 Hipótesis

- ✓ 1.3.1 Es posible integrar la teoría de la ecología de paisajes y biología de la conservación por medio del SIG para orientar los programas, proyectos y acciones de recuperación en el paisaje fragmentado a una escala que permita la aplicación de las recomendaciones en el campo
- ✓ 1.3.2 Existen diferencias significativas en la composición, diversidad y estructura de diferentes tipos de ecosistemas en el paisaje fragmentado.

2 Revisión de Literatura

2.1 Importancia de la Ecología de Paisajes en la Biología de la Conservación

2.1.1 Biodiversidad, una cuestión de escala

La biodiversidad (contracción de diversidad biológica) es definida como la diversidad de la vida en todas sus formas y niveles de organización, siendo constituida y determinada por la composición, estructura y función de los sistemas, siguiendo una jerarquía en los niveles genético, de especies, de ecosistemas y de paisajes (Noss 1990, WCMC 1992, Roberts y Gilliam 1995). La naturaleza está ordenada en una jerarquía de sistemas de complejidad creciente, desde el nivel sub-atómico hasta los sistemas del universo. En lo que se refiere a los sistemas biológicos, se puede considerar que un grupo de individuos de una especie forma una población; un conjunto de poblaciones forma una comunidad; una comunidad en conjunto con su ambiente físico forma un sistema funcional conocido como ecosistema; y finalmente un conjunto o agrupación de ecosistemas forma un paisaje (Whittaker 1970, Forman 1995, Turner 1995, Begon *et al.* 1996). En este trabajo, se percibe el término biodiversidad como un concepto jerárquico y funcional, que involucra la presencia de las especies y de los procesos ecológicos, pudiendo ser pensada como sinónimo de "diversidad ecológica" (Naiman *et al.* 1993).

Generalmente, la discusión de la biodiversidad global es presentada en términos de números globales de especies en diferentes grupos taxonómicos (WCMC 1992, Pielou 1995, IUCN 1996). La vida en la tierra no se distribuye uniformemente, y en cuanto más uno agranda su área de observación, un mayor número de especies puede ser considerado endémico a esta área. Para cualquier área, las especies endémicas son el producto de la evolución a partir de ancestrales que se originaron en algún otro lugar, hasta volver al lugar primordial donde la vida empezó. La biodiversidad es entonces generada por la dispersión, seguido por el aislamiento al menos parcial y subsecuente diferenciación hacia nuevas especies o poblaciones genéticamente distintas (Noss 1991). Las poblaciones de especies son la menor unidad de la organización biológica que muestra continuidad en el tiempo. Esto porque la población es capaz de adaptarse por medio de los mecanismos de adaptación que hacen parte de su sistema genético

(Gregorius 1995). Las poblaciones locales frecuentemente son susceptibles a la extinción, pero la población regional (que es la suma de un gran número de poblaciones locales en interacción) puede ser persistente aún cuando las poblaciones locales son efímeras. La sobrevivencia a una escala regional mayor depende de la recolonización de estas extinciones locales a partir de otras áreas, a través de la dispersión. La escala de la población regional y local depende del tamaño y capacidad de dispersión del organismo (Fahrig y Merriam 1994).

Debido a que la dinámica de los sistemas mayores (p.ej. paisajes) afecta el comportamiento y ocurrencia de los sistemas menores que contienen (p.ej. poblaciones en un paisaje) por medios que son independientes de los sistemas menores, los esfuerzos de conservación implementados a nivel de poblaciones o especies únicas no serán efectivos cuando todo el paisaje es ampliamente convertido a sistemas ecológicos de forma y funcionalidad diferentes. Para disminuir la pérdida de los recursos biológicos, la base para resolver los problemas e implementar decisiones es la información extraída a niveles de comunidades y paisajes, en los cuales los cambios van siendo introducidos (Jennings 2000).

2.1.2 La fragmentación del bosque y sus efectos en las poblaciones

La actividad humana ha causado un rápido deterioro en la biodiversidad mundial debido a varios factores (incluyendo el cambio climático), pero la pérdida, degradación y fragmentación de hábitat son las causas más importantes de las elevadas tasas actuales de extinción de especies (Reid y Miller 1989, WRI 1992, Burley y Gauld 1995, Kattan y Alvarez-López 1996). La pérdida de hábitat, por ejemplo, fue identificada como la principal razón para el estado de amenaza de 75% de los mamíferos, 44% de los pájaros, 68% de los reptiles, 58% de los anfibios, 55% de los peces y 47% de los insectos presentes en la lista roja de animales amenazados de extinción (IUCN 1996). Ciertos grupos de organismos son particularmente vulnerables a la extinción debido a la fragmentación (p.ej. Orchidaceae), mientras otros grupos persisten aún cuando las tasas de pérdida y fragmentación de hábitat natural son grandes (p.ej. Graminae), probablemente debido a que las diferentes especies o grupos de especies difieren en sus requerimientos ambientales (Turner *et al.* 1994)

La fragmentación se refiere a los disturbios que resultan en la reducción y aislamiento del área de hábitat natural a nivel de paisaje (Noss 1987, Schelhas y Greenberg 1996),

pudiendo ser también considerada como el proceso de “cortar” profundamente áreas grandes y contiguas de tipos similares de vegetación nativa en numerosos segmentos menores separados por tipos de vegetación relacionados a la actividad humana intensiva (Volgemann 1995). En paisajes dominados por influencia antrópica, los fragmentos de una comunidad preexistente suelen ser parches remanentes rodeados por una matriz de ecosistemas perturbados con estructura y composición diferentes (Forman y Godron 1981, Dale *et al.* 1995). Esto resulta en cambios en las probabilidades de movimientos de nutrientes, propágulos y fauna entre ecosistemas adyacentes y en cambios en el régimen de perturbación de los parches remanentes (Hobbs y Huenneke 1992). Los varios tipos de fragmentos de bosque existentes en los paisajes culturales son a menudo el único hábitat natural remanente para especies de flora y fauna asociadas a bosques intactos (Schelhas y Greenberg 1996).

- Las probabilidades de extinción de especies de la fauna son dependientes de los patrones del paisaje y de algunas propiedades críticas de las especies que determinan su persistencia en el paisaje fragmentado, como: la habilidad de dispersión, el requerimiento de área, los requerimientos especializados de hábitat y la resistencia a efectos de borde (Dale *et al.* 1994). La fragmentación aumenta la cantidad relativa de hábitat de borde y disminuye la cantidad relativa de área de hábitat interior en el paisaje (Hill 1995). Diferentes grupos de organismos responden de manera diferente al ancho del borde, y las especies de hábitat interior son aquellas que más sufren con los efectos causados por la fragmentación (Forman y Godron 1981).

Los patrones de abundancia de las especies individuales o comunidades enteras son alterados por la fragmentación debido a efectos en el ambiente físico, efectos biológicos directos como el declino de especies de mecanismo de dispersión ineficiente y expansión de especies exóticas de efectos deletéreos, y efectos biológicos indirectos en la interacción entre especies como aumento la depredación y el parasitismo (Dale *et al.* 1995, Kattan y Alvarez-López 1996).

En el momento de la fragmentación algunas especies son inmediatamente perdidas simplemente debido a que no estaban presentes en las áreas donde quedaron parches de hábitat natural. Hay una reducción inmediata del tamaño de las poblaciones, donde son particularmente afectadas aquellas especies que tienen intrínsecamente una densidad poblacional baja. Las especies que tienen un grande radio de acción o son territoriales

son también inmediatamente afectadas por la fragmentación pues pueden de repente encontrarse sin el espacio adecuado para su vida (Bierregaard *et al.* 1992). La fragmentación del hábitat puede además exterminar gradualmente las especies cuyos individuos sobrevivientes no hacen una Población Mínima Viable - PMV (Reid y Miller 1989), pues si la capacidad de soporte del refugio esta debajo de este mínimo, la probabilidad de sobrevivencia a largo plazo de la población es mínima. Sin embargo, la estimación de la PMV es dependiente de las propiedades de la especie y de cuantos factores de amenaza son considerados (Dale *et al.* 1994).

- La extinción local de especies puede ser causada por efecto de la estocasticidad demográfica y del deterioro genético de las poblaciones en fragmentos (Soulé 1984, Hill 1995, Rosemberg *et al.* 1997). La estocasticidad demográfica se refiere a las fluctuaciones naturales en el número de individuos, distribución en clases de edad y razón sexual (nº de hembras y machos) de la población, que conducen a variaciones en sus tasas de sobrevivencia y reproducción. Estas fluctuaciones pueden reducir la población hasta un nivel debajo del tamaño mínimo necesario para su manutención en el tiempo, y representan una amenaza principalmente para poblaciones pequeñas, menores que 100 individuos (Simberloff y Cox 1987). Los efectos de la estocasticidad demográfica seguramente son disminuidos por medio del "efecto rescate" producido por la migración de nuevos individuos hacia la población amenazada (Simberloff y Cox 1987).

- El deterioro genético en fragmentos es causado por la autogamia, erosión de heterozigoze y pérdida de diversidad alélica. En organismos de reproducción cruzada, la autofecundación y la reducción de variación genética causan reducción de la fecundidad y viabilidad y aumentan las tasas de mortalidad durante períodos de estrés o cambio ambiental. Además, la perdida de diversidad de alelos reduce la capacidad de la población de adaptarse evolutivamente a los cambios, principalmente cuando condiciones ambientales no existentes anteriormente pasan a ser comunes, pues la adaptación a la dinámica cualitativa ambiental puede depender completamente de la presencia de variaciones genéticas raras (Gregorius 1995). La manutención de la variabilidad genética requiere una población suficientemente grande (por lo menos 500 individuos reproductivos), para que las ganancias de variación genética por mutación contrabalanceen las pérdidas por deriva genética (Simberloff y Cox 1987, Reid y Miller 1989).

En metapoblaciones (poblaciones espacialmente semi-aisladas pero unidas por individuos que se dispersan), la contribución al "pool" genético de solamente unos pocos individuos inmigrantes por generación es suficiente para minimizar los efectos deletéreos del autocruce y para sostener la diversidad genética (Slatkin 1985). En general las poblaciones presentes en bosques continuos son poblaciones fuentes, es decir, son poblaciones que se encuentran en crecimiento y producen emigrantes. Las poblaciones presentes en fragmentos parecen ser poblaciones sumideros, dependientes de la inmigración de individuos para sostenerse en el tiempo (Donovan *et al.* 1995).

Para aquellas especies con poca capacidad para cruzar hábitats no forestales, la probabilidad de extinción debido a la estocasticidad demográfica y al deterioro genético es mayor, porque el intercambio de individuos entre poblaciones aisladas por pastizales o cultivos es menor (Forman y Godron 1981). Los animales con limitada capacidad (voluntad y habilidad física) de cruzar claros tienen su radio de acción restringido, siendo incapaces de utilizar otras áreas complementarias de hábitat para su vida, y como consecuencia son particularmente afectados por la fragmentación (Dale *et al.* 1994).

2.1.3 Consideraciones para el manejo de paisajes fragmentados con fines de conservación de biodiversidad

Los paisajes y fragmentos son entidades dinámicas que ocurren en una variedad de escalas espaciales y temporales que varían en función de la percepción de cada organismo o proceso considerado, y muchas veces la escala en que los humanos perciben límites y parches en el paisaje puede tener poca importancia para numerosos flujos (Turner 1989, Dale *et al.* 1995). El área efectiva de hábitat para la fauna en el paisaje es compuesta de aquellos ecosistemas capaces de proveer recursos como comida y estructura para cada especie, y en un paisaje fragmentado la conservación de las especies depende de la conservación de estos hábitats o ecosistemas donde viven las especies (Hobbs 1993, Lapin y Barnes 1995). Aunque los remanentes de bosque primario son sin duda el hábitat más importante para muchas especies en los trópicos, las áreas modificadas también actúan como un componente del hábitat para muchas especies forestales (McIntyre y Hobbs 1999).

- En paisajes culturales, la matriz del paisaje alrededor del fragmento normalmente contiene una variedad de tipos de ecosistemas, cada cual con su propia composición de especies, formando un mosaico donde cada ecosistema en el mosaico es una fuente, así

como un sumidero, para diferentes especies (Forman 1997). La matriz provee hábitat para muchas especies cuyos requerimientos de hábitat están a una escala de estructuras individuales como p.ej. árboles muertos, tocones, cortinas rompevientos, etc. De hecho, la matriz del paisaje fragmentado juega un papel importante en mantener la diversidad de organismos como invertebrados, hongos y bacterias que desempeñan funciones críticas en el ecosistema (p.ej. descomposición, fijación de nitrógeno, etc.; Franklin 1993).

Los agroecosistemas de la matriz pueden contribuir para la manutención de la biodiversidad en paisajes productivos, dependiendo de atributos como la riqueza de especies y la estructura de este tipo de ecosistema. Por ejemplo, la diversidad genética en el paisaje puede ser aumentada con el cultivo de una gran diversidad de especies e híbridos en los ecosistemas agrícolas (Sotomayor 1995). Las plantaciones forestales, en función de las especies plantadas, ingreso de luz y atracción de dispersores de semillas, suelen presentar gran riqueza florística y abundancia de regeneración en su sotobosque (Chavez 1998). Los sistemas agroforestales abrigan diferentes especies de la fauna debido a que combinan árboles con cultivos agrícolas. Las cercas vivas y rompevientos, especialmente si están compuestos por algunas especies nativas, pueden proveer un hábitat importante para la vida silvestre, y pueden funcionar como corredores biológicos si son suficientemente anchos y conectados a áreas de remanentes de bosque natural (Vanclay 1992, Harvey 1999).

Es conocido que el movimiento de los organismos por los parches de la matriz depende del grado de contraste entre los parches de hábitat, que ejerce por lo tanto influencia en la probabilidad de inmigración entre fragmentos (Bierregaard *et al.* 1992, Schelhas y Greenberg 1996, Rosemberg *et al.* 1997). El contraste entre elementos espaciales puede ser definido como la cantidad de diferencia o distinción entre los elementos. El contraste es mayor cuando las diferencias y los límites entre los elementos son más acentuados (Forman 1995).

El rango de efectos antrópicos en paisajes ha sido expresado en términos de uso prevalente de la tierra: 1) conservación de un sistema mas o menos no modificado; 2) utilización de componentes del sistema (p.ej. forestería, sistemas agroforestales); 3) reemplazo del sistema con otro tipo (p.ej. agricultura); y 4) destrucción completa (p.ej. Desarrollo urbano, minería) (McIntyre y Hobbs 1999). La discriminación de la ubicación de un paisaje particular en el *continuum* de alteración humana es imprescindible para la tarea

de conocer las condiciones del paisaje. El paisaje puede presentarse en estado intacto, variegado, fragmentado o relictual, definidos en términos de extensión de destrucción de hábitat y usos de la tierra asociados en el *continuum* de alteración humana. En paisajes intactos, hay más que 90% de hábitat natural remanente poco modificado con alta conectividad entre fragmentos. En paisajes variegados, hay entre 60% y 90% de cobertura de hábitat natural remanente, con modificaciones causadas por el manejo de forestería o ganadería, reemplazo de especies, pérdida de especies nativas y pérdida de la complejidad estructural del hábitat; la conectividad entre fragmentos es generalmente alta, pero más baja para especies sensibles a las modificaciones. En paisajes fragmentados, hay entre 10 y 60% de hábitat natural remanente distribuido en muchos fragmentos pequeños y medianos y corredores a lo largo de ríos y carreteras, poco conectados (variando de acuerdo a la movilidad de las especies y arreglo del paisaje) y con alto grado de modificación (McIntyre y Hobbs 1999).

2.1.4 Relaciones entre estructura y diversidad a nivel de paisaje

- Las unidades o elementos espaciales reconocibles en el mosaico del paisaje son los parches, corredores y el área de la matriz. Un parche es una área no lineal relativamente homogénea que difiere del área adyacente. Un corredor es una área lineal de un tipo particular que difiere del área adyacente en los dos lados (Forman 1995). La matriz es el elemento predominante en el mosaico del paisaje, y se caracteriza por tener área extensa, alta conectividad y control de la dinámica del paisaje (Forman 1995). En el sentido biológico, la matriz es el medio en el cual cosas están sujetas o contenidas: una clase de estado de hábitat (destruido, modificado, no modificado) que forma la mayoría del paisaje. En paisajes intactos y variegados, el hábitat natural todavía forma la matriz, mientras en paisajes fragmentados y relictuales la matriz involucra hábitat destruido (McIntyre y Hobbs 1999). El arreglo espacial o estructura de estos elementos espaciales, su función o las interacciones existentes entre ellos, y las alteraciones en el tiempo de la estructura y función de los mosaicos ecológicos son propiedades fundamentales del paisaje (Forman y Godron 1981, Dale *et al.* 1995, Turner 1995).
- La diversidad de ecosistemas en un paisaje natural es causada por la diferenciación de las comunidades debido a diversos factores, como las variaciones de substrato (resultantes de variaciones locales de topografía, régimen hídrico, material parental y factores físicos y químicos de los suelos), las variaciones en las distribuciones

fitogeográficas, los patrones de regeneración de las especies y las perturbaciones naturales y antropogénicas (Tuomisto *et al.* 1995, Finegan *et al.* 1998, Delgado y Finegan 1999). En realidad, los paisajes considerados como unidades ecológicas están compuestos por mosaicos de ecosistemas que interactúan en una área amplia delimitada por características geomorfológicas y de régimen de perturbación específicos (Forman 1995). La distribución espacial y temporal de las perturbaciones en una región o ecosistema tiene una importancia especial pues genera un mosaico de condiciones que contribuyen a la determinación de los patrones de cobertura y la diversidad de especies de un área (Hobbs y Huenneke 1992). La actividad humana cambia la distribución de las perturbaciones y la asignación de energía en los paisajes causando alteraciones que generan pérdidas y ganancias en los sistemas, siendo prácticamente imposible que los paisajes así alterados puedan volver a su composición original (Lugo 1990).³ Los patrones espaciales observados en los paisajes resultan de interacciones complejas entre fuerzas físicas, biológicas y sociales (históricas, culturales, políticas; Higgs 1997). En el mosaico del paisaje influenciado por la actividad humana, los parches naturales se mezclan con los parches manejados que varían en tamaño, forma y arreglo espacial (Turner 1989)

En el caso de establecimiento de corredores entre parches de bosque con el objetivo de conservar especies o grupos de especies amenazadas, los requerimientos específicos de la especie o grupo de especies deben ser considerados. La estructura y composición del corredor deberían ser lo más similar posible a la vegetación remanente de mejores condiciones, y su ubicación debería proveer ligación entre áreas conteniendo recursos esenciales o entre poblaciones aisladas (Hobbs 1993).

Aunque la extensión de la destrucción define el estado del paisaje, la modificación describe la condición del hábitat remanente. Modificaciones son cambios en la estructura, composición biótica o funcionamiento de ecosistema de hábitats. El pastoreo, tala de árboles, deposición de poluentes y cambios en el régimen de fuego son ejemplos de perturbaciones que llevan a la modificación.⁴ Se diferencia entre modificación (como una variable continua) y destrucción (como el resultado mas severo de la modificación) como una manera útil de describir los patrones de la alteración del paisaje. Todas las combinaciones de gradientes de destrucción y modificación de hábitat son teóricamente posibles, pero los hábitats tienden a ser mas severamente modificados a niveles crecientes de destrucción (McIntyre y Hobbs 1999).

2.1.5 Relaciones entre estructura y diversidad a nivel de ecosistemas

La principal función ejercida por la diversidad en un sistema es proveer el potencial de adaptación a cambios en las necesidades humanas o condiciones ambientales, como p.ej. los cambios en el clima (Bengtsson 1998, Ekschmitt y Griffiths 1998).

- El número o diversidad de especies en un sitio es comúnmente utilizado por científicos y personas comunes como sinónimo de biodiversidad, pero diversidad y biodiversidad son tópicos diferentes (Turner 1995). La diversidad mide la variabilidad cualitativa de una colección de objetos u organismos pertenecientes a varias especies, siendo por lo tanto una medida teórica análoga a la varianza. En medidas de diversidad, cada especie tiene el mismo valor y su "peso" se determina con base únicamente en su abundancia (Pielou 1995). Por otro lado, la biodiversidad es parte de la ecología aplicada y se relaciona con la biota como un todo. En las medidas de biodiversidad, cada ítem tiene un valor (o peso) diferente de acuerdo a su rareza, grado de amenaza, importancia ecológica, etc. (Pielou 1995).
- En fragmentos de bosque estables, la riqueza y diversidad de especies pueden mantenerse altas y similares a bosques intactos. Kellman *et al.* (1996) encontraron alta similitud de composición florística de taxones leñosos entre fragmentos de bosque antiguos y estables (bosques de galería aislados por sabanas) y bosques tropicales continuos en Belice y Venezuela. En fragmentos, la estructura interna de la comunidad es asociada a la distancia del borde, mientras en los bosques tropicales continuos la estructura interna es asociada con la formación irregular de claros en el dosel, perturbaciones pasadas, heterogeneidad del sustrato y otros factores.

El patrón espacial de la vegetación que resulta de la fragmentación, especialmente la presencia de árboles en las pasturas, influye en muchos procesos ecológicos, como el movimiento de animales, la persistencia de organismos y flujos del ecosistema. Guevara *et al.* (1992) encontraron 229 especies de plantas en pasturas tropicales (81 spp. de árboles), incluyendo hierbas y árboles de bosques maduros, árboles y arbustos de sucesión secundaria, lianas leñosas y hierbas, y malezas rústicas. Al comparar la composición florística de la vegetación bajo la copa de los árboles en las pasturas con la composición de un bosque continuo, encontraron una similitud florística de 55% y algunas especies secundarias solo fueron encontradas en la vegetación bajo copa de los pastizales (Guevara *et al.* 1992). Se puede considerar que árboles aislados en la matriz,

además de aumentar la diversidad florística, también enriquecen la diversidad de fauna en el paisaje agrícola. Harvey y Haber (1999) identificaron 190 especies de árboles en pastizales de Costa Rica, que contribuyen a aumentar la complejidad vegetacional y estructural de las fincas, y proveen recursos clave para pájaros frugívoros a lo largo de su ruta de migración y frutos para pájaros, murciélagos u otros animales.

- Es posible facilitar los flujos de individuos en el paisaje a través del manejo de la matriz (p.ej. con el aumento de diversidad de especies y de la complejidad estructural por medio del plantío de árboles) disminuyendo su hostilidad a la dispersión de los organismos (Rosemberg *et al.* 1997). La teoría de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1963) supone que los parches de bosque en un paisaje fragmentado sean rodeados por una barrera homogénea e inhóspita al movimiento. Sin embargo, la mayoría de los trabajos en corredores biológicos sugiere que el movimiento por la matriz depende del grado en que esta contrasta o retiene elementos de los parches de hábitat (Schelhas y Greenberg 1996, Rosemberg *et al.* 1997). Bierregaard *et al.* (1992) han sugerido que con el aumento de la complejidad estructural (proveyendo la disponibilidad de hábitat a diferentes clases de tamaño, incluyendo sotobosque) y la altura de la vegetación secundaria en la matriz entre parches, la inmigración entre fragmentos se torna más o menos probable para los diferentes taxones. Las aves, por ejemplo, anidan y forrajean a diferentes alturas, y por ejemplo aves que anidan en árboles son poco probables de ser encontradas en campos abiertos (Murdoch *et al.* 1972).

2.2 Principios del Diseño de Paisajes para Conservación de Biodiversidad

- Lo que diferencia la ecología de Paisajes de los otros ramos de la ecología es el énfasis en los patrones y procesos. Para analizar el paisaje, se debe considerar sus características de estructura, funcionalidad y dinámica (Turner 1989).

La evaluación del paisaje involucra la evaluación de ciertas características de los sistemas contra criterios predeterminados, y puede ser utilizada como una herramienta para auxiliar en el manejo del área protegida, mejorando la toma de decisiones y las operaciones de campo, ayudando a revisar los programas y políticas del área protegida y justificando la necesidad de acciones de recuperación (Hockings 1997).

- El diseño de paisajes y regiones sostenibles es esencial para mantener simultáneamente la integridad ecológica (incluyendo biodiversidad) y las necesidades humanas básicas por

generaciones (Forman 1997). Es posible decir que las variables más importantes a considerar en el manejo del paisaje cultural para mantener su funcionalidad y biodiversidad son las características de los fragmentos o parches de bosque (como su área y heterogeneidad, que proveen hábitat para las especies) y la ligaciones funcionales entre los parches (conectividad y flujo de individuos, que garantizan la sostenibilidad del sistema a largo plazo) (Forman 1995, Hobbs y Norton 1996).

En fragmentos, la diversidad de especies es una función de su diversidad de hábitat, grado de perturbación, área, edad, heterogeneidad de la matriz adyacente, grado de aislamiento en el paisaje y la simplicidad de su contorno (Forman y Godron 1981). En particular, para mantener la diversidad de especies, debe ser considerada la presencia de parches en estadios sucesionales diferentes en el paisaje, representando los parches creados por la dinámica de perturbación natural de los bosques tropicales (Kattan y Alvarez-López 1996). Denslow (1980) ha sugerido que la diversidad total de especies es máxima cuando las perturbaciones naturales siguen sus patrones históricos porque la mayoría de las diferentes especies podrá encontrar condiciones de regeneración en el paisaje. Roberts y Gillian (1995) proponen la conservación o imitación de estos patrones históricos de perturbación como estrategia de manejo para evitar la reducción de la diversidad a nivel de paisaje

- o La cuestión de cuanto de cada elemento debe ser representado en áreas de conservación no ha sido todavía resuelta. Los métodos para establecer los niveles de representación para conservación no han sido desarrollados. La literatura cita niveles arbitrarios de 10, 20 y 50% de distribución de un elemento en estatus de protección permanente (Jennings 2000). El Cuadro 1 resume algunas recomendaciones específicas para el diseño de paisajes con fines de manejo y conservación de biodiversidad encontradas en la literatura.

Cuadro 1: Recomendaciones de la literatura para el diseño de paisajes con fines de manejo y conservación de biodiversidad

Autor	Publicación	Recomendación General para el Diseño de Paisajes
Forman 1995	Land mosaics - the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. 632p.	Mantener parches grandes de vegetación natural, tener alta variación en el tamaño de área de los parches, mantener más que uno parche grande y muchos pequeños parches de vegetación natural distribuidos en la matriz Mantener variación genética, hacer zonas de borde curvilíneas y mantener corredores que concentren movimiento entre parches.
Strittholt, J. R. y R. E. J. Boerner 1995**	Applying biodiversity gap analysis in a regional nature reserve design for the edge of Appalachia Ohio (USA). Conservation Biology 9(6): 1492-1505	Un mínimo de 25% de cada tipo de comunidad, de acuerdo a los patrones históricos (pre colonización) de cobertura del paisaje, debe ser representada en un sistema de áreas protegidas para representar la diversidad regional.
Laurance y Gascon 1997**	How to creatively fragment a landscape. Conservation Biology 11(2): 577-579.	Remanentes a lo largo de cursos de agua deben tener mas de 300 m de ancho.
Kremen <i>et al.</i> 1998a	An interdisciplinary tool for monitoring conservation impacts in Madagascar. Conservation Biology 12(3):549-563	El área debe contener varios ejemplos representativos de los tipos de hábitat existentes, incluyendo el espectro de gradientes ambientales Corredores que unen hábitat naturales deben ser protegidos. Corredores deben ser anchos suficiente para estimular el movimiento animal o incluir una zona donde la regeneración del bosque debe ser activamente estimulada. Mosaicos de hábitat y zonas de transición deben ser protegidos. Debe darse consideración especial a hábitats raros o amenazados, o hábitats y especies en peligro, o especies localmente endémicas
Laurance <i>et al.</i> 1997**	Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline In: Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, London. 616 p	El valor relativo de fragmentos de bosque para la conservación de la biodiversidad es alto para parches cuyo hábitat sea representado en menos de 1% en reservas, numero de especies endémicas > 1, aislamiento de otros parches de bosque < 100m, tamaño > 300 ha, forma circular y diversidad de hábitat > 2. Valor mediano para fragmentos con 1 a 10% de su hábitat en reservas, numero de especies endémicas = 1, aislamiento de otros parches de bosque de 100 a 1000 m, tamaño de 3 a 300 ha, forma intermedia. Valor bajo para fragmentos con > 10% en reservas, sin especies endémicas, aislamiento de otros parches de bosque de >1000 m, tamaño > 300 ha, forma irregular.
Hobbs 1993	Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? Pacific Conservation Biology 1: 29-38.	La prioridad para aumentar el área de hábitat debería ser dada en base a la representación relativa de los varios tipos de vegetación en la red de conservación regional
Naiman <i>et al.</i> 1993	The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological Applications 3(2):209-212	La restauración de ecosistemas ribereños requiere el manejo para conectividad y variabilidad en una escala espacial y temporal amplias.
McIntyre y Hobbs 1999	A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. Conservation Biology 13 (6): 1282-1292.	El manejo para la conservación de paisajes alterados debe involucrar el cese y la reversión de los procesos de destrucción y modificación La primera prioridad debe ser mantener el hábitat menos modificado disponible. En paisajes fragmentados o relictuales se requiere la mejoría de los fragmentos degradados, el amortiguamiento de los fragmento de usos de la tierra hostiles y la restauración de conectividad. Un objetivo deseable para paisajes fragmentados sería volverlos al estado de variegados por medio de restauración y modificación del manejo en áreas críticas.

** Criterios cuantitativos

2.2.1 Mapeo y descripción del paisaje

◊ El paisaje puede ser interpretado como una estructura funcional, y medidas cuantitativas de su estructura espacial son necesarias para comprender los patrones y dinámica del paisaje, para comparar diferentes paisajes, identificar cambios significativos en el tiempo y relacionar patrones del paisaje con funciones ecológicas (Ricota et al. 1999). A nivel de paisaje, los índices de estructura del paisaje generados a partir de algunas pocas variables parecen ser adecuados en proveer una medida apropiada para el monitoreo de cambios ecológicos regionales (Turner 1989). Índices matemáticos que representen el patrón del paisaje pueden ser útiles para ayudar a predecir los efectos relativos de escenarios de manejo y para el monitoreo de los cambios del paisaje en el tiempo (Mladenoff 1997).

La habilidad para cuantificar la estructura del paisaje es un pre-requisito para el estudio de las funciones y cambios del paisaje. Por esta razón, un énfasis considerable ha sido alocado en el desarrollo de medidas del paisaje. Muchas de las relaciones pueden ser expresadas por índices derivados del análisis de la forma, patrón y arreglo de tres "niveles" de elementos del paisaje: 1) parches individuales; 2) clases de parches relacionados; y 3) conjuntos de todo el paisaje. Además, los índices del paisaje pueden ser agrupados en amplias "categorías" que identifican la naturaleza del procesamiento. Estas categorías incluyen área, densidad/tamaño/variabilidad de parches, borde, área interior, vecino mas próximo (dispersión o *nearest neighbour*), diversidad y medidas de contagio/interspección (Berry et al. 1998).

◊ La evaluación de un conjunto de índices es recomendable cuando se desea representar el patrón del paisaje, pues es muy difícil describir toda la complejidad del arreglo espacial de los parches en un único valor (Dale et al. 1995). Tradicionalmente, la representación de la estructura espacial del paisaje se hace por medio de medidas de área, medidas lineales y medidas topológicas o de vecindad (Baskent y Jordan 1995, Mladenoff 1997), y los parches considerados en dos dimensiones pueden ser caracterizados en base a su tamaño, área interior, forma y topología. Es importante considerar que el valor de cualquier medida es una función de la escala espacial del análisis y de la clasificación de las unidades del paisaje (Turner 1989).

◊ Existen innumerables medidas de los parches que pueden ser obtenidas a través de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), que se han convertido en herramientas muy

útiles e indispensables en el proceso de descripción y análisis de la estructura espacial de los ecosistemas en el paisaje (Lapin y Barnes 1995, Wardoyo y Jordan 1996). Los Sistemas de Información Geográfica (GIS) son programas capaces de almacenar datos de la localización geográfica de entidades espaciales y relacionarlos con uno o más de sus atributos. Permiten además sobreponer y/o relacionar cuantitativamente diferentes tipos de mapas e información selectiva y flexiblemente, presentando los resultados de una manera comprensible y fácil de interpretar (Grainger *et al.* 1995).

- Las características de estructura y composición del paisaje son representados por la identidad, distribución, riqueza, tamaño y patrón espacial de los parches y otros elementos. Estas características determinan la composición y abundancia de especies en el paisaje, además de sus patrones de distribución (riqueza, endemismo) y viabilidad de poblaciones de especies sensible (Noss 1990, Fahrig y Merrian 1994). En este sentido, es necesario comprender la relevancia ecológica de las medidas e índices descriptivos del paisaje, que podrían ser utilizados como indicadores de la biodiversidad en el paisaje para fines de monitoreo, y como criterios para la toma de decisiones de manejo.

2.2.2 Variables relevantes para cuantificar los patrones del paisaje

2.2.2.1 Área de los parches

- El tamaño es simplemente el área total abarcada por el parche. El tamaño de los fragmentos presentes en el paisaje es un factor importante cuando se consideran las probabilidades de conservar especies típicas de bosque interior o maduro en paisajes de múltiple uso. En los Andes colombianos se ha encontrado que solamente 25% de las especies de aves encontradas en áreas de bosque continuo han persistido en los fragmentos pequeños (entre 10 y 50 ha), mientras 60% de las especies han sido encontradas en fragmentos de tamaño mediano (entre 100 y 600 ha) (Kattan y Alvarez-López 1996).
- Para maximizar la persistencia de las especies en el paisaje es muy importante mantener un sistema de fragmentos de bosque de diferentes tipos y tamaños bajo un esquema de manejo en donde los parches grandes de vegetación natural cumplen la función de fuente de especies que se dispersan a través del paisaje y protegen las especies de hábitat interior y especies de grande radio de acción, mientras los parches pequeños actúan como parches de descanso (*stepping stones*) para las especies en dispersión y proveen

hábitat para especies restringidas a parches pequeños, especies típicas de borde, generalistas o dependientes de hábitats perturbados (Schelhas y Greenberg 1996, Forman 1997).

El requerimiento de área de un determinado organismo es el área mínima de bosque continuo necesario para que el organismo mantenga su patrón normal de comportamiento, como las estrategias de alimentación y estructura social. Esta área mínima requerida para su vida es su radio de acción, y especies de grande radio de acción no pueden sobrevivir en fragmentos pequeños (Bierregaard *et al.* 1992).

2.2.2.2 Efectos de borde y área de hábitat Interior

- El microclima en fragmentos es diferente del bosque continuo debido a la penetración de luz y vientos en el sotobosque resultante de su exposición a ambientes no forestales como pastos abiertos o campos de cultivo (Forman y Godron 1981, Bierregaard *et al.* 1992, Terborgh 1992). Este aumento de la penetración de luz y vientos en la porción más externa del fragmento genera lo que se suele llamar de "efecto de borde", o sea, una diferencia en la composición y abundancia de especies en el borde, con mayores oportunidades para especies invasoras y con repercusiones significativas en la comunidad animal (Forman y Godron 1981, Bierregaard *et al.* 1992, Hobbs y Huenneke 1992).

Las proporciones relativas de las especies leñosas en fragmentos cambian en relación a los bosques continuos debido a las especies de la comunidad de borde. Pero esta comunidad de borde, debido a su estructura más resistente a condiciones de borde (luz, viento, fuego), es capaz de asegurar la estabilidad y persistencia del fragmento, además de promover su diversidad de especies (Kellman *et al.* 1996). En fragmentos estables de Belice se ha encontrado que la penetración de luz estuvo limitada a los 10 metros del borde (Kellman *et al.* 1996), y es posible que una faja relativamente delgada de vegetación densa (como 5 a 10m) puede ser suficiente para minimizar los impactos físicos y químicos del paisaje circundante en el fragmento (Hobbs 1993). Sin embargo, los efectos de borde pueden encontrarse en el fragmento a hasta varias centenas de metros del borde (Didham 1997)

Aunque se ha aprendido mucho en años recientes, el estudio de los efectos de borde en general en los Trópicos todavía está apenas empezando. A partir de los estudios

existentes, se considera que los cambios microclimáticos están limitados a una zona entre 15 a 60 metros de los bordes, y para los efectos físicos es razonable asumir la máxima penetración del efecto de borde alrededor de 100 m (Laurance *et al.* 1997). Sin embargo, la generación de claros por caída de árboles causado por los vientos es un fenómeno que puede adentrar de 200 a 500 metros en el fragmento. Ciertos insectos, aves y pequeños mamíferos evitan los bordes, siendo muy poco comunes entre 50 y 100 m del borde, pero algunos cambios bióticos pueden penetrar mucho más en el fragmento (Laurance *et al.* 1997).

- El área interior de un parche se refiere a la cantidad de área en el parche que no sufre el efecto de borde, y es una función del tamaño del parche, su forma y la naturaleza de las condiciones inmediatamente adyacentes (p.ej. la composición de la matriz). En los bordes del bosque, el aumento de las perturbaciones (incluso la presión humana por la cacería) es una fuerza importante en la estructura de las comunidades fragmentadas, y puede exacerbar los impactos de la fragmentación en las especies características de hábitat interior (Laurance *et al.* 1997).⁹ Los atributos de la biodiversidad considerados en mayor riesgo son aquellos atributos típicos de los bosques en estadio avanzado de sucesión, o sea, bosques maduros (Pielou 1995), y por eso uno de los principales principios del diseño de paisajes sugiere maximizar el área de hábitat interior en el paisaje, aumentando el tamaño de los fragmentos de bosque y proveyéndoles zonas de amortiguamiento (Hobbs 1993, Hobbs y Norton 1996). //

No se dispone de estudios específicos del efecto de borde en los bosques del ADMM. En base de la literatura y para efectos de descripción del paisaje y comparación de escenarios de conservación, se considera en este estudio que el microclima será afectado hasta 100 m del borde implicando en cambios directos en la composición, estructura y función de las comunidades, y que los efectos bióticos y el incremento de perturbaciones (frecuencia de caída de árboles, interferencia humana) estarán presentes hasta 300 m del borde.

2.2.2.3 Forma de los fragmentos

La forma se refiere a la figura de un área bidimensional, determinada por la variación de sus márgenes o bordes. La forma de los parches es importante ecológicamente, especialmente por afectar directamente los movimientos y flujos entre ecosistemas adyacentes (Forman 1995).

Las formas compactas son efectivas en la protección de los recursos interiores contra los efectos deletéreos del ambiente exterior, y por eso los fragmentos más alongados son menos efectivos en conservar los recursos internos que los fragmentos más redondos. Esto es considerado particularmente verdadero en la protección de especies de hábitat interior, así como especies intolerantes a la actividad humana (Forman 1995).

Las formas convolutas (o irregulares) son más efectivas en aumentar las interacciones del parche con el ambiente exterior. Los fragmentos convolutos tienen un perímetro largo y normalmente intercambios abundantes con la matriz. Esto debido a que largas líneas limítrofes entre dos ecosistemas proveen mayor probabilidad por unidad de área de que exista movimiento entre bordes, en una o ambas direcciones. (Forman 1995).

La literatura provee diferentes maneras de caracterizar la forma, principalmente por medio de índices que reflejan relaciones entre el área y el perímetro del polígono, su circularidad o medidas basadas en el largo de sus ejes (Forman 1995).

2.2.2.4 Distancia a parches de bosque y conectividad

El valor de conservación de un determinado fragmento de bosque puede ser aumentado o degradado de acuerdo al patrón de los otros elementos del paisaje a su alrededor (Noss 1987). El intercambio continuo de individuos (y genes) entre poblaciones fragmentadas y el mantenimiento de algunas especies en los fragmentos por efecto de rescate dependen de las tasas de inmigración entre fragmentos (Simberloff y Cox 1987, Rosemberg *et al.* 1997, Hill 1995). Las relaciones espaciales entre parches, que restringen o facilitan el movimiento de los organismos en el paisaje, determinan la persistencia regional de las poblaciones (Fahrig y Merrian 1994). Se ha constatado que las especies dispersadas por mamíferos y las dependientes de vectores de polinización para la producción de semillas estuvieron sub representadas en fragmentos antiguos, mientras especies dispersadas por aves fueron consideradas más prominentes (Kellman *et al.* 1996), lo que confirma la importancia de facilitar el movimiento de los organismos entre parches y de asegurar la sobrevivencia de los dispersores de semillas en el paisaje.

Las medidas de vecindad más comunes son la dispersión, la interspección y la conectividad. La dispersión se refiere a la menor distancia en línea recta del borde de un parche al borde del parche similar más próximo; la interspección calcula el cambio de atributos entre parches adyacentes; y la conectividad considera el contenido individual de

los parches, formas, tamaños, proximidad a condiciones similares y corredores y conexiones entre parches (Baskent y Jordan 1995, Dale *et al.* 1995).

2.2.2.5 Diversidad de ambientes

La interacción de factores bióticos e históricos con diferentes tipos de ambientes físicos resultan en la formación de diferentes tipos de ecosistemas y comunidades naturales en el paisaje. La heterogeneidad de hábitat en el paisaje es por lo tanto uno de los factores que contribuye a la diversidad (Kattan y Alvarez-López 1996). Para lograr la preservación de una porción significativa de la biota de una región anteriormente forestada, lo ideal sería mantener un sistema de fragmentos de bosque con alto grado de disimilitud entre parches (Kellman *et al.* 1996). Se ha sugerido el paisaje debe ser mantenido con una cobertura mínima de área de hábitat natural, con la representatividad distribuida por cada tipo de ecosistema reconocido (Strittholt y Boerner 1995). La prioridad para aumentar el área de hábitat debería ser dada en base a la representación relativa de los varios tipos de vegetación en la red de conservación regional (Hobbs 1993).

Las reservas naturales deben contener un rango de ambientes que permitan a los organismos ajustar su distribución local en respuesta a los cambios ambientales de largo plazo (idea particularmente aplicable en áreas montañosas, donde los gradientes climáticos son comprimidos significativamente por las diferencias en elevación). Las reservas naturales deben también ser conectadas lo más posible por corredores de larga escala que permitan a las especies cambiar su distribución geográfica en respuesta a los cambios climáticos (Hunter *et al.* 1988).

La manutención de la heterogeneidad de hábitats en el paisaje es también importante cuando se hace consideración a las especies que tienen requerimientos especializados de hábitat, y dependen de recursos vitales (como sitios para su reproducción o alimentación estacional) que están distribuidos en parches en el espacio o tiempo. Los paisajes naturales son un mosaico de hábitats distintos y los fragmentos suelen representar solamente uno o pocos de estos hábitat (Guindon 1996).

2.3 Análisis GAP

2.3.1 Definición

El *gap* análisis es una herramienta eficiente y poderosa para determinar prioridades de protección de biodiversidad, pues consiste en un método para identificar deficiencias en la protección de la biodiversidad existente, normalmente utilizando sistemas de información geográfica. Por medio del *gap* análisis es posible generar información para auxiliar el proceso de diseño y distribución de áreas protegidas cuando la representación e integridad de los ecosistemas regionales son metas de conservación a largo plazo (Strittholt y Boerner 1995).

La identificación de "claros de conservación" (*conservation gaps*) es un concepto que fue descrito por primera vez como un proceso para identificar y clasificar los varios elementos de la biodiversidad y examinar el sistema de áreas protegidas existente. El proceso determinaría cuales elementos no se encontraban representados en las áreas de conservación existentes y finalmente esta información podría ser utilizada como una manera de establecer prioridades para las próximas acciones de conservación, como la designación de reservas en el futuro y el planeamiento de la adquisición de tierras (Jennings 2000). El *gap* analisis representa además un método de modelación espacial a partir del cual nuevas estrategias para conservación de especies pueden ser desarrolladas (Burke 2000).

El proceso básico del *gap* análisis es comparar la distribución de elementos de interés (especies o tipos de vegetación) con la distribución de las áreas de conservación (Jennings 2000). El método tradicional de *gap* análisis enfoca inicialmente en alianzas vegetacionales junto con todas las especies nativas de anfibios, aves, mamíferos y reptiles como indicadores de la biodiversidad (Jennings 2000). Sin embargo, es recomendable que las decisiones respecto a donde localizar las reservas naturales sean influenciadas por la distribución local de ambientes físicos particulares (Hunter *et al.* 1988). Los ambientes físicos pueden ser definidos por variables (o condiciones) - por ejemplo, temperatura anual promedio, mínimo y máximo, humedad del suelo, disponibilidad de nitrógeno, etc. - que son críticos para un grande rango de organismos y determinan cuales especies pueden estar presentes en el mismo sitio (Hunter *et al.* 1988).

2.3.2 Factores ambientales importantes para considerar en el análisis gap en paisajes de bosque montano tropical

2.3.2.1 Gradientes altitudinales:

El gradiente altitudinal en áreas montanas tropicales es un factor determinante de la composición, riqueza y diversidad de especies (Young 1995), y es considerado fundamental en proyectos de conservación de especies dependientes de migraciones altitudinales (Guindon 1996). Kattan y Alvarez-López (1996) sugieren que la preservación de hábitat a lo largo de rangos altitudinales resulta en la preservación de más especies de lo que se conseguiría con la preservación de una área similar pero restringida a un solo cinturón altitudinal. Guindon (1996) estudió las relaciones existentes entre pájaros migratorios y fragmentos de bosque, encontrando que la distribución de los fragmentos en un gradiente altitudinal es de importancia principal para sostener el ciclo de vida y comportamiento estacional de las especies debido a la fructificación estacional de árboles en el gradiente altitudinal.

En la naturaleza, muchas especies se encuentran restringidas a rangos altitudinales bien definidos. En Costa Rica, Burger (1995) estudió cuatro grandes familias de angiospermas (Euphorbiaceae, Lauraceae, Poaceae y Rubiaceae) con un porcentaje significativo de especies montanas y alto porcentual de especies montanas endémicas. En las familias estudiadas, muchas especies se restringieron a límites altitudinales máximos o mínimos entre los 1000 y los 1600 m. Por ejemplo, entre las 102 especies de Psychotria (Rubiaceae) de Costa Rica, 70% tienen rango altitudinal de menos de 1200m, 5% tienen un límite altitudinal de aproximadamente 2000 y ninguna especie aparece a más de 2200m. Similarmente, de las 96 especies de Piper (Piperaceae), 66% tienen un rango de menos de 1200m (Burger 1995).

La distribución de las especies dentro de su rango altitudinal es homogénea (i.e. no hay abundancia reducida cerca de los límites altitudinales ni picos de abundancia a elevaciones intermedias o óptimas), y decae bruscamente en los límites. Este es un hecho curioso, ya que los gradientes altitudinales continuos presentan un patrón gradual, sin cambios bruscos de temperatura ni transiciones de substrato en las vertientes. La explicación para este patrón de distribución de las especies montanas puede ser la especiación causada por la existencia de territorios patogénicamente hostiles en estos gradientes altitudinales (Burger 1995).

En Nicaragua, se ha reportado la ocurrencia de bosque tropical humedo montano nebliselva en elevaciones entre 1200 y 1600 msnm (Walsh 2000), siendo este bosque diferente florísticamente de los bosques que ocurren a elevaciones inferiores. En el presente trabajo se consideró la elevación de 1200 msnm como límite altitudinal que determina la existencia de comunidades de bosque distintas en el paisaje.

2.3.2.2 Proximidad a cursos de agua

La proximidad a los ríos o cursos de agua es un factor que puede influenciar la humedad disponible en el ecosistema (p.ej. nivel freático), y está relacionado con la presencia de los bosques riparios. Los bosques riparios son aquellos que ocurren naturalmente en las depresiones de la topografía formadas por los ríos o cursos de agua, y que funcionan como un ambiente de interface entre los sistemas terrestre y acuático, generalmente formando "corredores ribereños". Estos bosques prestan servicios ambientales valiosos a las comunidades, como la manutención de la calidad del agua y seguridad de abastecimiento para el consumo humano y agrícola en periodos de sequía, la estabilización de las márgenes de los cuerpos de agua y el amortiguamiento contra desastres naturales. Además, los bosques en el ambiente ripario tienen alta diversidad de especies y configuran corredores de dispersión naturales para la fauna y la flora conectando diferentes tipos de ambientes en el gradiente altitudinal (Laurance y Gascon 1997, Naiman *et al.* 1993)

Los bosques riparios poseen un rango muy diverso de especies y procesos ambientales. Su diversidad ecológica es relacionada a regímenes de inundación variables, procesos geomórficos en el canal, cambios climáticos altitudinales, e influencia de las tierras altas en el corredor fluvial. El reconocimiento de los corredores ribereños como un componente significativo del paisaje en la manutención de la biodiversidad regional implica también avances en la solución de problemas relacionados a especies en peligro, efectos cumulativos, suplimiento y calidad de agua y sostenibilidad (Naiman *et al.* 1993).

La restauración de los ecosistemas fluviales es un esfuerzo complejo y caro, pero es clave para la seguridad de nuestro futuro colectivo cuando se considera que el agua ya es un recurso escaso en muchas partes del mundo (Naiman *et al.* 1993).

2.4 Mediciones de Biodiversidad a nivel de Ecosistemas

Para lograr un manejo exitoso del paisaje para la conservación o recuperación de biodiversidad, es necesario conocer y cuantificar los recursos existentes también a una escala que permita determinar la composición y los patrones de distribución de las especies en el paisaje. Las medidas de biodiversidad a nivel de comunidades o ecosistemas son aquellas que describen su composición, diversidad y estructura, y que pueden proveer esta información.

El número de especies presentes en un área determinada, o la riqueza de especies S , es considerado la medida (o índice) más simple de biodiversidad, aunque es de utilidad limitada por el hecho de no considerar ningún peso especial para rareza o endemismo de las especies (Burley y Gauld 1995). Se llega a su valor simplemente contando las diferentes especies presentes en el sitio. Sin embargo, varios problemas estadísticos surgen en la estimación de S por extrapolación cuando no es posible censar toda la comunidad (Pielou 1995, Begon *et al.* 1996). Al considerar la riqueza de especies de un área, es necesario tener en cuenta que el conteo de especies de todos los organismos existentes en un ecosistema es imposible, debido a las limitaciones técnicas de la identificación de organismos como bacterias, hongos y protozoarios, así como la inhabilidad de estudiar organismos ocultos, organismos con variación de ciclos de vida y fenología y organismos móviles (Burley y Gauld 1995, Bengtsson 1998, Ekschmitt y Griffiths 1998, Wolters 1998). Así, se suele utilizar algún taxón bien definido y manejable, por ejemplo todas las plantas vasculares, como un sustituto de "toda vida" o indicador de biodiversidad (Pielou 1995). Al analizar la composición de fragmentos de bosques es posible referirse solamente a los árboles, si se considera que los árboles proveen la base estructural de los fragmentos de bosques, sin el cual muy pocas otras forma de vida podrían persistir (Kellman *et al.* 1996).

Además del número o riqueza de especies presentes en un sitio, es común utilizar índices de diversidad que consideran el patrón de abundancia (o biomasa) relativa de las especies y con parámetros y aspectos de composición (p.ej. listas de especies) para describir una comunidad (Pielou 1995, Begon *et al.* 1996). Se ha sugerido que, al caracterizar la composición de una comunidad para fines de conservación, sería deseable agregar al listado de especies consideradas un rango de valores a las especies, con

mayor valor a especies nativas creciendo en sus hábitats característicos, y valor bajo (tal vez cero) a especies introducidas (Pielou 1995).

Los índices de diversidad describen la comunidad considerando la riqueza de especies juntamente con su patrón de abundancia relativa (Begon *et al.* 1996). La diversidad es una medida dependiente del tamaño de la muestra, y comparaciones entre sitios solamente son válidas cuando el tamaño de la muestra es igual para ambos sitios (Gajaseñi y Boonpragob 1995). Para la elaboración de índices de diversidad, se suele utilizar cantidades de especies expresadas por número de individuos, pero cualquier otra medida de cantidad puede ser utilizada, como por ejemplo la biomasa o cobertura (Pielou 1975). Gentry (1982) ha demostrado, a través de evidencias circunstanciales, que 1000 m² es un tamaño adecuado de muestreo para medir la diversidad de especies de plantas de las comunidades, porque la riqueza de especies medida en muestras de este tamaño es independiente de cuales subgrupos taxonómicos (i.e. composición florística) son incluidos en la muestra. Una limitante para la determinación de la diversidad de una comunidad es la necesidad de tener una buena identificación de las especies la poco conocida flora tropical, muchas veces por medio de muestras estériles (Gentry 1982).

Se ha especulado que existe una relación general entre la diversidad de especies y la diversidad de nichos en el ecosistema (Boyle y Sayer 1995, Ekschmitt y Griffiths 1998), pues la diversidad o complejidad estructural de un sistema es lo que ofrece la diversidad y abundancia de hábitats que a su vez proveen los recursos para un amplio rango de especies especializadas (Franklin 1993). Se cree que la riqueza y la diversidad de plantas determinan la riqueza y diversidad de los animales que utilizan directamente las plantas (o una porción de las plantas) como recursos para su alimentación, anidación o alguna otra razón. La diversidad de insectos sugadores de plantas (Homóptera), por ejemplo, fue altamente correlacionada con la diversidad y estructura de las plantas (Murdoch *et al.* 1972).

La diversidad de especies de plantas es una buena variable para predecir la diversidad de especies de aves e insectos, pero solamente debido a que la diversidad de especies de plantas es altamente correlacionada con la diversidad de estructura vertical de la comunidad. En otras palabras, hábitats de perfil semejante pueden tener una diversidad de aves e insectos igual, mismo si compuestos de pocas o de muchas especies de plantas (MacArthur y MacArthur 1961, Murdoch *et al.* 1972). La estructura vertical de los

bosques es compuesta de varios compartimentos que ocurren uno sobre el otro, involucrando un gradiente de formas de crecimiento (árboles, arbustos, hierbas y musgos de diferentes portes) en adaptación a un gradiente de intensidad de luz que penetra por entre las hojas de cada nivel (Whittaker 1970), y las especies animales ocupan diferentes posiciones en este gradiente vertical del bosque (McClearn *et al.* 1994). Es posible considerar que grupos de especies que tienen estructura morfológica similar y que desarrollan las mismas funciones en un ecosistema componen grupos funcionales (por ejemplo los tipos de forma de crecimiento definidos por Whittaker (1970)), que podrían ser evaluados sin necesidad de identificación de especies individuales (Burley y Gauld 1995).

Sin embargo, es difícil cuantificar en uno solo índice esta estructura vertical del ecosistema, y muchos indicadores de la estructura han sido propuestos. El área basal, la presencia de árboles grandes, la altura máxima, la distribución diamétrica y la estructura en capas distintas han sido utilizadas como indicadores de la estructura del bosque para monitoreo de biodiversidad (Koop *et al.* 1995). Holdridge *et al.* (1971) propusieron un índice de complejidad para cuantificar la fisionomía (o estructura) de la vegetación natural madura que considera la altura de la vegetación (m), el área basal total promedio, la densidad promedio y el número de especies promedio por 0,1 ha para árboles con DAP >10 cm.

Para evaluar los patrones de diversidad de plantas en un paisaje, Stohgren *et al.* (1997) desarrollaron una metodología que consiste en el desarrollo un mapa de tipos de vegetación (a partir de la interpretación de fotografías aéreas), seguido por la selección al azar de ubicación de parcelas de campo de tipo multi-escala (o parcelas anidadas) en donde se mide la riqueza, composición y diversidad de las especies leñosas. En este trabajo, la evaluación de la biodiversidad a nivel de paisaje y ecosistemas se desarrolló siguiendo un esquema semejante, con ciertas modificaciones y adaptaciones que llevan en cuenta la literatura revisada hasta aquí.

3 Metodología

3.1 Descripción Preliminar del Area de Estudio

El Área Demostrativa Mirafior-Moropotente (ADMM), con 278.38 km², es una área protegida clave en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Nicaragua (SINAP). El país sufrió con las guerras y los desastres naturales, y tiene muchos problemas políticos, pero es una pieza clave de los sistemas internacionales de Áreas Protegidas en Centroamérica y viene recibiendo presión de la comunidad internacional para la protección de la biodiversidad debido a su ubicación en el centro de un "hotspot" de la biodiversidad mundial (Myers *et al.* 2000). El ADMM se ubica en el Istmo Centroamericano, en una zona de transición entre la fauna y la flora Americanas (Neártica en el norte y Neotropical en el sur), Sector Ecológico Norcentral de Nicaragua (Salas Estrada 1993), la región más templada del país, a cerca de 148 km de la ciudad de Managua y 30 km de la ciudad de Estelí entre las coordenadas 1472236m a 1449750m UTM16N Latitud Norte y 587966m a 569935m UTM16W Longitud W. La precipitación promedio anual varia entre 800 y 1200 mm en las zonas más secas (bosque decídúo y mesas de Moropotente), y entre 1200 y 1600 mm en las zonas más húmedas (bosque mixto y bosque montano). La temperatura promedio anual también es diferente entre los sectores del ADMM, y varia entre 22 y 24°C en las zonas más bajas y es < 22°C en las zonas más altas (mapa agroambientes MAGFOR).

Así como muchas otras áreas protegidas del SINAP y de muchos otros países en los trópicos, el ADMM posee una figura legal (Reserva Natural) que no condice con las condiciones reales de los recursos existentes. La tenencia de la tierra es privada en cerca de 80% del área y existen alrededor de 6 a 7 mil personas residentes en el área distribuidas en 30 comunidades campesinas organizadas (de las cuales 15 están en la zona de bosque montano). Los ecosistemas naturales se encuentran fragmentados, con una cobertura boscosa dispersa en el paisaje, y actividad agrícola predominante en cultivos de hortalizas (frijoles, maíz, papas, tomates, plátanos, repollos, etc.), pequeños sistemas agroforestales con café y pastizales extensivos o a escala familiar. La mayor parte del área ha sido identificada como de vocación forestal (Tekelenburg y Eek 1998), pero la actividad de diferentes entidades en la zona es orientada principalmente al apoyo a la agricultura. En el ADMM existe un centro de investigación del cultivo de papas y hay

actividades de incentivo al cultivo del café y de papas por medio de crédito para semillas, plántulas e insumos agrícolas. De hecho, las acciones de las diferentes entidades, incluyendo diversos organismos internacionales, no se ve muy coordinada con el manejo del área protegida para la conservación de biodiversidad.

La zona del ADMM ha sido bastante afectada por el uso anterior. El ADMM fue abierta para la agricultura en el final de los años 70, principalmente para la ganadería extensiva y el cultivo de café. En la década de los 80^s la tierra fue cedida bajo títulos de Reforma Agraria a campesinos nativos o inmigrantes demandantes de tierra, y se formaron tres cooperativas dedicadas al monocultivo de la papa y dos cooperativas dedicadas a la ganadería extensiva. Aún en la década de 80 la zona fue también utilizada como "corredor de guerrilla" por grupos armados que enfrentaban al gobierno (N. Bucardo, com. pers.). En el comienzo de los años 90, las tierras de las cooperativas fueron divididas en pequeñas parcelas de propiedad privada y en 1991, el sector Moropotente fue declarado como Área Protegida (decreto 43-9); el sector de Miraflores fue añadido en 1996 (ley 127 artículo 154). En el 2000, el conjunto de las dos áreas protegidas fue declarado con el título especial de Área Demostrativa por medio de decreto presidencial con la finalidad de recibir incentivos para actividades de planificación, manejo e investigación experimentales en el SINAP. Actualmente el mayor interés de las instituciones en el ADMM es incentivar el desarrollo sostenible dentro de un concepto que integra la sociedad, las comunidades campesinas, la agricultura y la conservación de biodiversidad.

Los tipos de bosque que predominan en el ADMM son el bosque deciduo, bosque semideciduo, bosque montano (nebliselva) y bosque mixto (de robles y pinos). El bosque montano, hábitat de las especies a las cuales se le dará mayor énfasis en este trabajo, tiene una estructura vertical en cuatro estratos (Walsh 2000), que se caracteriza por la presencia en cada estrato de determinadas especies características, y que se relacionan con los nichos de las especies de animales.

3.2 Clasificación de los Elementos del Paisaje e Interpretación de Fotografías Aéreas

En el Área Demostrativa Miraflores Moropotente (ADMM) los elementos del paisaje (ecosistemas) fueron clasificados en un sistema jerárquico de categorías y tipos de ecosistemas. Fueron diferenciadas cuatro categorías de ecosistemas consideradas

relevantes para el análisis de la biodiversidad por sus diferencias de composición, diversidad, estructura y función en el paisaje: Bosques (B), Vegetación Secundaria (VS), Áreas Agrícolas con Árboles o Sistemas Agroforestales (SA) y Áreas sin Árboles (AS). Dentro de las categorías consideradas, fueron identificados y definidos 15 tipos de uso de la tierra (o agroecosistemas) existentes para fines de fotointerpretación y análisis, siendo seis tipos de bosques, cuatro tipos de sistemas agroforestales, dos tipos de vegetación secundaria y tres tipos de áreas sin árboles (Cuadro 2, Anexo 1).

Cuadro 2: Categorías y Tipos de parches (o ecosistemas) identificados en el ADMM

Categoría de parche	Tipo de parche	Características que generan combinaciones de color, densidad y textura utilizadas para fotointerpretación
Bosque (Formado de árboles de al menos 8 a 10 metros de altura con copas que se entrelazan con cobertura del dosel >75%).	Bosque decíduo	Más de 80% de los árboles pierden las hojas en la estación seca, diferenciados por color y textura
	Bosque semidecíduo	Entre 50 y 80% de los árboles pierden las hojas en la estación seca, diferenciados por color y textura
	Bosque seco ripario	Bosque ripario siempreverde en la zona de ocurrencia de bosque decíduo o semidecíduo, diferenciados por color y textura
	Bosque montano	Bosque de nebliselva siempre verde, con menos de 20% de árboles decíduos, diferenciados por color y textura
	Bosque montano ripario	Bosque ripario en la zona de ocurrencia de bosque montano, diferenciado por la identificación de cursos de agua y color más oscuro de los bosques adyacentes en las fotos.
	Bosque mixto	Bosque con dominancia de <i>Quercus sp.</i> y <i>Pinus sp.</i> , diferenciados por textura y forma de las copas.
Área agrícola con árboles (Áreas de producción agrícola o ganadera con más de 25% de cobertura por copas de árboles)	Cafetales bajo bosque	Cafetales con sombra de especies mixtas, identificados en las fotografías como bosque y diferenciados a partir del inventario de los cafetales realizado por C. Zuñiga
	Pasto con carbón	Pasturas con árboles dispersos predominantemente de la especie <i>Acacia pennatula</i> (carbón), diferenciada por textura y forma de las copas
	Pasto con robles	Pasturas con árboles dispersos predominantemente de <i>Quercus sp.</i> (robles), diferenciados por textura, color y forma de las copas
	Pasto con árboles	Pasturas con árboles dispersos de diferentes tipos de especies
Vegetación secundaria (Formado por vegetación más baja de 8 a 10 m de altura)	Carbonales	Vegetación secundaria con dominancia de la especie <i>Acacia pennatula</i> , diferenciados por textura y forma de las copas
	Vegetación secundaria	Matorrales, charrales, bosques secundarios de sucesión temprana, diferenciados en la foto por color y textura de la vegetación
Área sin árboles (con cobertura arbórea inexistente o menor que 25%)	Pastos	Pasturas con menos de 25% de cobertura arbórea
	Cultivos agrícolas	Plantaciones de papas, maíz, frijoles, pasto de corte, etc., diferenciados por color y textura
	Otros	Pueblos, lagunas, áreas de minería, etc.

Los tipos de vegetación o ecosistemas interpretados en las fotografías fueron definidos a partir de observación personal en varias giras de campo por el Área Protegida, considerando la opinión de expertos (B. Finegan, C. Harvey, E. Somarriba) y del personal local del Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales - MARENA (J. Gómez, M. Pereira) con experiencia de campo en la zona. Además, algunas categorías fueron definidas y fotointerpretadas debido a consideraciones ecológicas o de manejo. En este caso se encuentran: el tipo "Café con Bosque", que es un sistema agroforestal común y tradicional en la zona de bosque montano, en donde se elimina el sotobosque del bosque natural, se hace el raleo de los árboles y se siembra el café; los tipos "Pasto con Carbón" y "Carbonales", que son dominados por la especie *Acacia pennatula* (cobertura de copas $< 25\%$ y $\geq 25\%$ respectivamente), importante especie forestal y agroforestal que es utilizada como forrajera para el ganado y para producción de leña, y que es un elemento clave del hábitat de una gran diversidad de insectos y aves, incluso aves migratorias del norte; el tipo "Pasto con Robles" que es dominado por especies de *Quercus sp.*, tiene alto valor escénico y gran potencial de producción sostenible de paste de montaña (*Tillandsia sp.*), y fue considerado de utilidad en la delimitación de las zonas de ocurrencia de Bosque Mixto.

La nomenclatura de los tipos de parches fue definida para reflejar el tipo de ecosistema presente de la manera más convencional e ilustrativa posible, buscando incorporar en lo posible la nomenclatura oficial de ecosistemas en Nicaragua presentada por Meyrat (2000). Todos los elementos del paisaje sin cobertura arbórea no cubiertos por los tipos de ecosistemas definidos (como lagunas, pueblos, áreas de minería, etc.) fueron incluidos en el tipo "Otros", dentro de la categoría Área sin Árboles.

La identificación, clasificación, descripción y mapeo de los ecosistemas en el paisaje se realizó con el análisis de fotografías aéreas y otros datos remotos (Lapin y Barnes 1995). Para el ADMM se interpretó un juego de 20 fotografías aéreas blanco y negro, escala 1:20000 año 1997, con la ayuda de un consultor (Manuel Ruiz) contratado por el Proyecto Panif Área Demostrativa.

Todos los parches de vegetación a partir de 0.5 ha de área dentro del ADMM (278.38 km²) fueron identificados y delimitados utilizando un estereoscopio de espejo. Se estableció el límite del paisaje a ser interpretado de acuerdo a los límites establecidos en el Plan de Gestión del ADMM (1999). Se realizaron 5 giras de campo de 1 o ½ días para

reconocimientos de campo y confirmación de la interpretación. Los límites de los parches fueron establecidos en la interpretación de las fotografías aéreas por la adyacencia con parches de otras categorías y por las carreteras u otros elementos lineales semejantes más anchos que 20 metros (0,1 cm en la foto) que podrían representar barreras al movimiento de algunos animales típicos de bosque interior (Noss 1991).

El mosaico creado por la fotointerpretación fue digitalizado en el SIG Arcview 3.2., y georeferenciado en MapMaker a partir de hojas topográficas disponibles (Ineter, 1988, escala 1:50000). Se hicieron recorridos en el Área Protegida tomando coordenadas geográficas con un equipo GPS Garmin 12XL (errores nominales entre ± 8 a 17 metros). A partir de estos puntos se corrigió el mosaico de tipos de parches para minimizar las distorsiones causadas por la interpretación de fotografías aéreas sin orthocorrección.

3.3 Procesamiento de Mapas y Cálculo de Índices Descriptivos del Patrón del Paisaje

Las medidas e índices descriptivos del patrón del paisaje del ADMM fueron seleccionados y definidos para caracterizar la estructura espacial del paisaje y su grado de fragmentación de manera clara, significativa y relativamente fácil de interpretar (Anexos 4 y 5). Las medidas individuales de área y forma de los parches fueron agrupadas por tipos y categorías de parches, así como el número de parches en clases establecidas de acuerdo a los valores para conservación definidos en el Cuadro 3 (ver también Anexo 8).

Cuadro 3: Valores de conservación atribuidos a características espaciales de los parches

Atributo	Valor para la conservación		
	Alto (3)	Mediano (2)	Bajo (1)
Tamaño (área en hectáreas) *	> 300 ha	3 a 300 ha	< 3 ha
Aislamiento (distancia mínima al parche de bosque más próximo) **	< 100 m	100 a 300 m	> 300 m
Forma (índice de forma) ***	< 2	2 a 3	> 3

*Rangos de valores definidos a partir de Laurance *et al.* 1997. ** Rangos de valores definidos a partir de Laurance *et al.* 1997, adaptados al ADMM *** Índice presentado en el Anexo 4, rangos de valores definidos a partir de la posible relación entre el índice de forma y efecto de borde en los parches (Anexo 7).

Para describir el paisaje de manera general, fueron utilizadas medidas de densidad, área, área interior, forma, diversidad y continuidad, algunas de las cuales derivadas de las medidas de los parches. Para el cálculo de estos índices se trabajó principalmente con el

SIG ArcView, siguiendo el Flujograma de Trabajo con Mapas mostrado en el Anexo 3 y utilizando los procedimientos detallados en los Anexos 4 y 5. La escala espacial del análisis de las medidas e índices calculados se define por las siguientes variables: a) Tamaño del paisaje considerado: 278.38 km²; b) Resolución espacial: escala 1:20000; y c) Unidad mínima de mapeo: 0.5 ha.

El ArcView trabaja con archivos de tipo *shapefile* (*.shp) que contienen la información espacial, integrados con archivos de base de datos (*.dbf) que contienen la información de atributos de los entes espaciales. El conjunto de estos archivos (más algunos otros tipos de archivos secundarios) forma un *Theme* de ArcView, y tanto los entes espaciales (polígonos, líneas, puntos) como las bases de datos (tablas o Table) pueden ser desplegados en pantalla y manejados y editados de manera relativamente sencilla, por medio de funciones específicas del ArcView disponibles a través de menús, botones y herramientas. Los *Themes* de ArcView son referidos en el texto por su nombre en fuente negrita, y las funciones de ArcView son referidas por su nombre (en inglés como aparecen en el software) en fuente itálica. El software ArcInfo fue utilizado para algunos algunos procedimientos con los mapas (o Coverages), como la conversión de coordenadas geográficas a UTM, la intersección de polígonos y la edición para corrección de errores, cuando el manejo en ArcView no fue suficiente o satisfactorio.

También se utilizó el Fragstats*Info, que es la nueva versión de un software específico para el análisis de paisajes y fragmentación (*censu* Kramer 1997), para el cálculo de índices descriptivos del paisaje (Anexo 6). El Fragstats*Info funciona en interface con ArcInfo 7.1 y se encuentra disponible para *download* en Internet.

3.4 Análisis GAP

3.4.1 Introducción

El análisis *Gap* es un proceso de identificación y clasificación de los elementos de la biodiversidad de un área, seguido por la examinación del grado de protección de estos elementos, para determinar prioridades para acciones de conservación. En el ADMM se utilizó el SIG para llevar a cabo un análisis *Gap* que diferenciara los tipos de ambientes existentes en el paisaje, y los caracterizara según su grado de conservación de hábitat natural. Se considera que la conservación de hábitat natural una diversidad de ambientes

en el paisaje implica en mayores probabilidades de conservación de biodiversidad a largo plazo (Hunter *et al.* 1988).

La delimitación de los ambientes del ADMM fue el resultado del proceso de obtención de información geográfica relevante y del manejo e intersección de *Themes* o *Coverages* en SIG (Anexo 3). Los factores ambientales a ser considerados fueron representados por los Tipos de Paisaje, Clases de Elevación Altitudinal y Clases de Proximidad a Cursos de Agua (Figura 2, ver también secciones 3.4.2, 3.4.3 y 3.4.4). Las diferentes combinaciones derivadas de la intersección de estos factores ambientales son llamadas de tipos de ambientes, y probablemente determinan la existencia de diferentes tipos de ecosistemas naturales en el paisaje. A ese respecto, Stritholt y Boerner (1995) pudieron modelar un mapa de la vegetación en Ohio (Estados Unidos) a en una escala espacial de 1:24000 combinando datos de una imagen de satélite con otros datos existentes, entre ellos la elevación y la proximidad a cursos de agua.

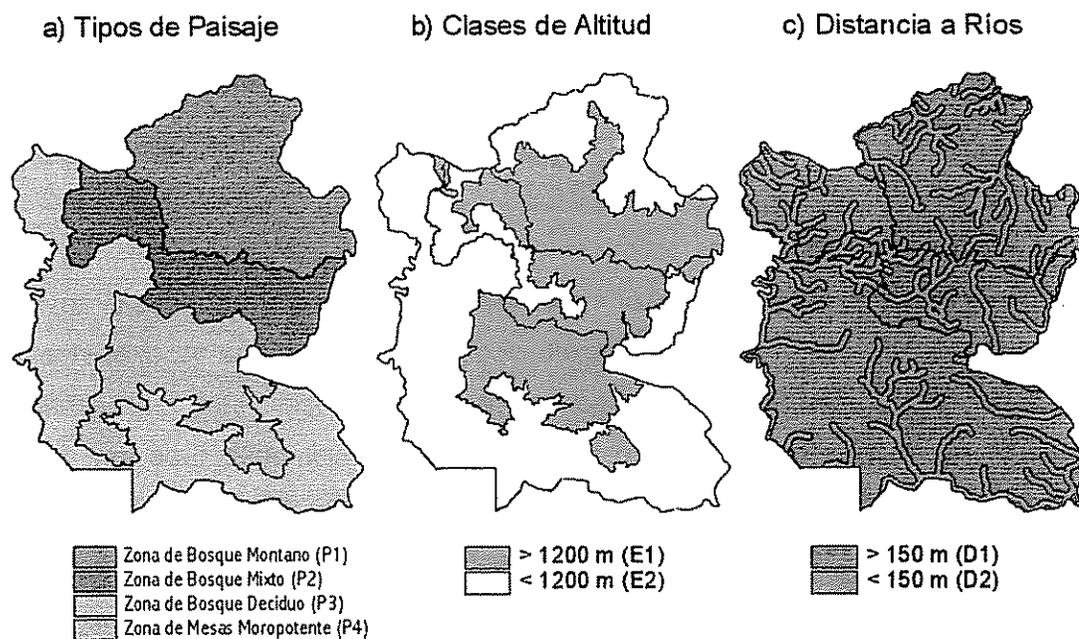


Figura 2: Factores ambientales considerados en el Análisis GAP

Como fuentes de información, se utilizaron el mapa de parches generado a partir de fotografías aéreas (Figura 6, sección 4.1), un *Theme* de clases de precipitación cedido por MAGFOR, un *Theme* de los límites del ADMM digitalizado en pantalla en ArcView sobre una imagen escaneada del Plan de Gestión del ADMM 1999, los *Themes* de carreteras, ríos y curvas de nivel con intervalo de 100 metros entre curvas digitalizados igualmente a partir de las 4 hojas topográficas de Ineter 1988 que cubren el Área de Estudio, y un *Theme* de clases de pendientes generado a partir del *Theme* curvas de nivel. La información disponible de geología, suelos y clima del departamento de Estelí (fuente MAGFOR) no pudo ser utilizada debido a que no cubre todo el Área de Estudio (25% del ADMM sin información por ubicarse en el departamento de Jinotega).

Para hacer coincidir todos los *Themes* generados a partir de diferentes fuentes de información, fueron registradas las coordenadas de una serie de puntos de fácil localización en los diferentes *Themes* (límites naturales, cruces entre ríos y carreteras, cruces de coordenadas, etc.). Los *shapefiles* fueron convertidos a Coberturas de ArcInfo y luego a Imágenes de Idrisi 35. En Idrisi 35, se utilizó la función Resample, que corrige las Coberturas aplicando una función generada a partir de las coordenadas de los puntos de control. Con la utilización de diez puntos y función cuadrática, se corrigió las Coberturas con errores RMS (*root mean square*) entre 41.4 y 45.8 metros.

3.4.2 Tipos de paisaje

Debido a la fragmentación, es difícil establecer límites entre zonas de ocurrencia de los diferentes tipos de bosque del ADMM. Sin embargo, en una simple gira por el ADMM, es posible reconocer que los distintos tipos de bosque ocurren en zonas distintas, con características edafo-climáticas y socio-económico-culturales diferentes. Estas zonas distintas son aquí denominadas Tipos de Paisaje, que se considera que tendrían un mismo tipo de vegetación en el pasado. La vegetación determina la biodiversidad general debido a que su estructura y composición afectan significativamente las interacciones a nivel de especies (Jennings 2000).

Para reconocer y delimitar los diferentes tipos de paisaje existentes en el Área Protegida, se desplegó simultáneamente en ArcView las Coberturas de Parches, Curvas de Nivel, Pendientes y Temperatura anual promedio (Figura 3). Los límites de los Paisajes fueron digitalizados en pantalla siguiendo los siguientes criterios: los paisajes son definidos por el tipo de bosque predominante; el límite entre dos paisajes pasa donde se tocan diferentes

tipos de bosque; parches de pasto con robles son considerados típicos del paisaje de bosque mixto; parches de pasto con carbón son considerados típicos del paisaje de bosque deciduo; los límites entre paisajes que cruzan áreas agrícolas siguen las líneas de cambio de pendientes; curvas de nivel o zonas de temperatura; los límites son lo más sencillos y curvilíneos posible; y parches característicos de un paisaje pueden ser "cortados" por el límite entre paisajes cuando sea necesario para mantener la integridad y sencillez de la línea.

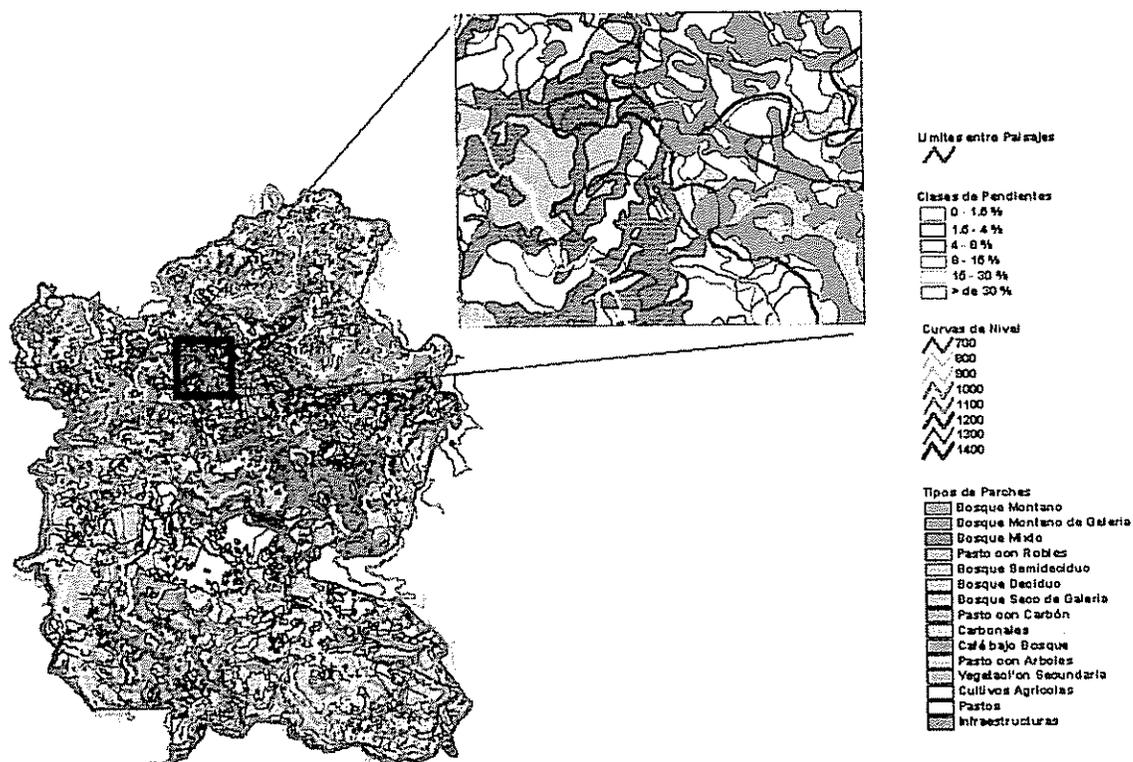


Figura 3: Proceso de delimitación de paisajes del ADMM en ArcView

A partir del análisis conjunto de las distintas variables, se pudo reconocer cuatro paisajes distintos presentes en el Área Protegida (Figura 2a): Paisaje de la zona de Bosque Montano (nebliselva) (P1); Paisaje de la zona de Bosque Mixto (con dominancia de Robles o Pinos) (P2); Paisaje de la zona de Bosque Deciduo (P3); Paisaje de la zona de Mesas de Moropotente (P4).

3.4.3 Clases de elevación altitudinal

Para generar un *shapefile* que representara las clases de ambientes derivadas del aumento de precipitación y disminución de temperatura causados por el aumento de la elevación altitudinal (Webster, 1995), se seleccionó la cuota de elevación 1200 msnm en el *Theme* Curvas de Nivel. Con la función *Intersect* de la extensión *Geoprocessing Wizard* (ArcView), se intersectó el *Theme* de Paisajes con todas las líneas correspondientes a la cuota de elevación 1200 msnm seleccionadas. De esta manera se generó un *shapefile* de polígonos, y los registros en la tabla correspondiente fueron editados manualmente para representar las 2 clases de elevación altitudinal (Figura 2b): mayor que 1200 msnm (E1) y menor que 1200 msnm (E2)

Se utilizó la cuota 1200 msnm por indicaciones de la literatura de que muchas especies tienen sus límites mínimos o máximos de distribución cercanos a esa elevación (ver sección 2.3.1.1), lo que implica en cambio de composición florística de estos bosques montanos, y por observaciones de campo (acompañadas con el uso de un altímetro) de la fisonomía de los bosques del ADMM.

3.4.4 Clases de proximidad a cursos de agua.

Los bosques riparios son aquellos que ocurren en las adyacencias de los cursos de agua, y que generalmente tienen condiciones hídricas y régimen de perturbaciones diferentes a los bosques ubicados en partes más altas de las cuencas. Esto tiene implicaciones en la biodiversidad de estos ambientes, y los hace relevantes para su consideración en el análisis *gap* (ver sección 2.3.1.2).

Para generar un *shapefile* que representara las clases de ambientes generadas por la influencia de los ríos (p.ej. régimen de perturbaciones, microclima, etc.) por polígonos con un ancho de 300 metros (como sugerido por Laurance y Gascon (1997)), se aplicó la función *Buffer* del *Geoprocessing Wizard* (ArcView) al *Theme* Mapa de ríos con una distancia *buffer* de 150 metros a cada lado de los ríos. Luego este *Theme* fue intersectado con el *Theme* Paisajes, y los polígonos resultantes fueron seleccionados por el *Field* que identifica los polígonos generados por el *Buffer*. Con el auxilio de *Query Builder* y *Field Calculator* en la tabla, los valores de los polígonos fueron editados para representar 2 clases de proximidad a cursos de agua (Figura 2c): proximidad > 150 metros (D1) y proximidad < 150 metros (D2).

3.4.5 Tipos de ambientes

Los *Themes* de Clases de Elevación, Clases de Proximidad a Ríos, Tipos de Paisaje (Figura 2) y el *Theme* de Parches (Figura 6, sección 4.1.1) fueron convertidos de *shapefiles* a coberturas *ArctInfo*, donde se aplicó la función *Intersect* entre las coberturas generando coberturas secundarias, hasta generar una cobertura final llamada Ambiente compuesta por polígonos con atributos topológicos de todas las coberturas primarias. La intersección de los polígonos representando los 4 tipos de paisaje (montano, mixto, decíduo y mesas de Moropotente), las dos clases de elevación (mayor y menor que 1200 msnm) y las dos clases de distancia a los ríos (mayor y menor que 150 m), generó 16 tipos de ambientes con combinaciones diferentes de los factores ambientales representados en las Figuras 2a, 2b y 2c. Así, se tiene que P1E1D1 corresponde al ambiente en el paisaje de la zona de bosque montano (P1) que está arriba de los 1200 msnm (E1) y se encuentra más lejano que 150 metros del río más próximo (D1), y así en adelante (Figura 13, sección 4.2).

El "corte" (o intersección) de los polígonos de Parches por los polígonos de las otras coberturas generó una grande cantidad de polígonos de área muy pequeña. Para mantener la unidad mínima de mapeo en 0.5 ha, se aplicó la función *Eliminate* para eliminar los polígonos de área $< 5000\text{m}^2$. El *Eliminate* elimina el mayor arco del polígono seleccionado, haciendo con que su área sea incorporada al polígono adyacente. También se aplicó el *Eliminate* a los polígonos $< 10\text{ m}^2$, para efecto de comparación de las estadísticas generadas y control del error debido a la disolución de estos parches muy pequeños entre los diferentes ambientes. Las diferencias entre las estadísticas de Ambientes producidas por diferencias en la aplicación del *Eliminate* fueron muy pequeñas ($< 1\%$ del área de los tipos de ambientes) y consideradas no significativas, y por lo tanto se mantuvo el *Theme* corregido por *Eliminate* para polígonos $< 5000\text{m}^2$. Los datos de área y cobertura boscosa de cada clase de ambiente fueron sacados utilizando las funciones *Query Builder* y *Field Statistics* de la tabla del *Theme* Ambientes

3.5 Identificación de Áreas Prioritarias para la Restauración de Hábitat Natural

El ADMM es un paisaje protegido fragmentado, cuyos fragmentos de hábitat natural (bosque) se encuentran bajo fuerte presión de las comunidades residentes en el área. Durante el trabajo de campo en el Paisaje de la zona de bosque montano, se observó que

las modificaciones de los fragmentos son actualmente causadas por pastoreo, extracción de productos maderables y no maderables del bosque, cacería, contaminación por agroquímicos, basura y aguas negras, densa red de caminos, invasión de especies exóticas y conversión de sotobosque a cafetales. Un informe técnico de los problemas ambientales observados en el ADMM, acompañado de propuestas para su mitigación, fue elaborado a pedido de la administración del ADMM (Marena-Panif) durante el período de trabajo de campo, y se presenta en el Anexo 2. Sin embargo, dadas las características del ADMM (su ocupación humana innegable e irreparable y al mismo tiempo su importancia ecológica, económica y social para la conservación de la biodiversidad en Nicaragua), su manejo debería ser orientado a la recuperación del paisaje a un estado variegado (>60% área boscosa con diferentes niveles de alteración, McIntyre y Hobbs (1999), sección 2.1.3). Para optimizar los esfuerzos de recuperación del paisaje, es importante determinar cuales serían las áreas cuya recuperación más contribuiría para mejorar el patrón del paisaje para la biodiversidad. Este tipo de información debería servir de insumo para el perfeccionamiento del plan de manejo del AP, mejorando la toma de decisiones y optimizando las operaciones de campo.

La identificación de sitios prioritarios para acciones de conservación y recuperación en el ADMM se hizo por medio de la evaluación de los parches, considerando la información generada en las etapas anteriores. Se realizaron 3 simulaciones en ArcView de escenarios futuros del paisaje considerando la recuperación de la cobertura boscosa de parches seleccionados según criterios pre-establecidos (Cuadro 4). La idea de las simulaciones en ArcView parte del supuesto de que, debido al grado de fragmentación del hábitat natural en el ADMM, todos los parches de bosque existentes actualmente deberían ser conservados y protegidos, y que una parte de los parches de otras categorías de uso de la tierra deberían ser recuperados (o restaurados) de manera que se llegue a tener un porcentaje mínimo de área de hábitat natural capaz de soportar la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible en el paisaje. Los criterios de selección de estos parches adicionales de recuperación buscaron un arreglo óptimo de los parches de bosque en el paisaje siguiendo las recomendaciones de diseño de paisajes fragmentados discutidas en las secciones 2.2 y 2.3.

Cuadro 4: Criterios y metodología para generar simulaciones de recuperación del paisaje

	Simulación 1	Simulación 2	Simulación 3
Mapa base para simulación	Parches	Parches	Ambientes
Meta de cobertura boscosa	30% del ADMM en parches de bosque grandes, de buena forma y lo más conectados espacialmente posible	30% del ADMM en parches de bosque grandes, de buena forma y lo más conectados espacialmente posible	60% del ADMM en parches de bosque. Cobertura boscosa de 100% del área de los tipos de ambientes más cercanos a 150 metros de ríos (D2) y mínimo de 40% de cobertura boscosa en cada Tipo de Ambiente
Selección de los bosques existentes	Todos los bosques	Todos los bosques	Todos los bosques
Criterios para selección automática de parches de recuperación con <i>Query Builder</i>		Selección de todos los parches "no bosque" (excepto Otros) adyacentes a parches de bosque y con bajo valor de área. Selección de todos los parches "no bosque" (excepto del tipo Otros), adyacentes a parches de bosque, con valor de área mediano y valor de forma alto*.	Selección de todos los parches de cualquier tipo con distancia a ríos < 150 metros. Para cada Tipo de Ambiente, seleccionar todos los parches pequeños "no bosque" (excepto del tipo Otros) adyacentes a bosques o a la selección anterior (recuperación de ambiente ripario)
Criterios para selección manual en pantalla de parches de recuperación	Selección de todos los parches "no bosque" (excepto del tipo Otros) completamente contenidos en parches grandes (>300ha) de bosque. Selección de los parches "no bosque" (excepto del tipo Otros) de tamaño hasta cerca de 30 ha, adyacentes a parches de bosque grandes, que causan irregularidad de los bordes de parches de bosque.		Para cada Tipo de Ambiente, sacar de la selección los parches pequeños "no bosque" seleccionados que estén empeorando la forma de los parches de bosque. Para cada Tipo de Ambiente, seleccionar los parches "no bosque" (excepto Otros) que causan irregularidad de los bordes de los parches anteriormente seleccionados o que puedan formar corredores (o aumentar su ancho) entre los parches de bosque.

*explicación en el texto

3.5.1 Simulación 1 – Selección manual en el Mapa de Parches

En esta simulación, la selección en ArcView de sitios prioritarios para acciones de recuperación o restauración de la cobertura boscosa se hizo manualmente siguiendo criterios generales de diseño de paisajes para conservación de biodiversidad. Se consideró que para un paisaje con las características del ADMM sería deseable tener por lo menos 30% del Área del ADMM en parches de bosque grandes (> 300 ha, Laurance *et al.* 1997) con buena forma, porque la conservación de los mayores fragmentos de hábitat de bosque poco alterados maximiza el área de hábitat interior en el paisaje, y la manutención de más que uno parche grande de hábitat natural en el paisaje disminuye los riesgos de pérdida de poblaciones por perturbaciones (Forman 1995).

Para generar el *Theme* de esta Simulación 1, se desplegó el Mapa de Parches (Figura 6) en una nueva vista de ArcView, y con la función *Query Builder* se seleccionaron todos los parches de bosque mayores a 300 ha. Se fue añadiendo manualmente a esta selección todos los parches "no bosque" (con excepción del tipo "Otros" por ser infraestructuras, cuerpos de agua, etc.) completamente contenidos en el interior de los parches de bosque, o parches relativamente pequeños (< 30 ha) adyacentes a los bordes de los fragmentos y cuya selección pareció representar ganancias significativas en la forma de los fragmentos seleccionados. Con estos criterios, se fueron seleccionando manualmente los parches en la vista de ArcView, hasta que toda la selección representara un 30% de área del ADMM (equivalente a 8351.6 ha). Los polígonos de esta selección y todos los demás parches de bosque fueron copiados y pegados en un nuevo *Theme* llamado Simulación 1. Se aplicó la función *Dissolve* para eliminar las divisiones entre los parches de bosque y "no bosque" en esta Cobertura y los valores de los *Fields* Área y Perímetro de los parches fueron actualizados. A partir de la tabla del *Theme* Simulación 1 se calcularon el Área de Bosques, Área Interior, Área en Fragmentos Grandes y Forma promedio de los parches de bosque como indicadores del grado de fragmentación del paisaje simulado.

3.5.2 Simulación 2 – Selección automática en el Mapa de Parches

En esta simulación, la selección de los parches de recuperación se hizo automáticamente por criterios de características espaciales de los parches. La selección automática aquí se basó en las características de área y forma de los parches "no bosque", que fueron clasificadas en rangos pre-establecidos de acuerdo a sus valores para la conservación (Cuadro 3), los cuales se basaron en la literatura de ecología de paisajes, ecología de la restauración y biología de la conservación (Sección 2.2.2). La clasificación de los parches por el valor de sus características espaciales se hizo también en ArcView utilizando funciones automáticas de la tabla del *Theme* Parches, como *New Field*, *Query Builder* y *Field Calculator*.

Igualmente a 3.4.2, se consideró la meta de cobertura boscosa para esta simulación un 30% del ADMM en parches de bosque grande de buena forma, pero la selección de los parches para esta simulación se hizo automáticamente con la función *Query Builder* en la tabla del Mapa de Parches. Para la recuperación de cobertura boscosa, se seleccionaron todos los parches "no bosque" con valor de área bajo y adyacentes a los bosques. A esta selección fueron añadidos todos los parches de áreas sin árboles con valor de área

mediano, alto valor de forma y adyacentes a los bosques. Los parches "no bosque" con valor de área pequeño o mediano y valor de forma alto, contenidos o adyacentes a parches de bosque, causan irregularidades en los bordes de estos últimos y aumento de su perímetro, causando empeoramiento de su forma y aumento de área de hábitat de borde en el paisaje. La recuperación de estos parches puede significar por lo tanto un mejoramiento significativos en la forma de parches de bosque, disminuyendo los efectos de borde y la invasión en los fragmentos.

De la misma manera que en 3.4.1., los polígonos seleccionados y más los polígonos de bosque fueron copiados y pegados en un nuevo *Theme* llamado Simulación 2, donde fueron eliminados los límites entre parches de bosque y "no bosque" con la función *Dissolve*. A partir de la tabla del *Theme* Simulación 2, se actualizaron los valores de área y perímetro de los parches, y se calcularon el Área de Bosques, Área Interior, Área en Fragmentos Grandes y Forma promedio de los parches de bosque como indicadores del grado de fragmentación del paisaje simulado.

3.5.3 Simulación 3 – Selección automática y manual en el Mapa de Ambientes

En esta simulación, la selección de los parches de recuperación se hizo automáticamente por criterios derivados del Análisis *gap*. Se recomienda que el 100% del área en clase de proximidad a cursos de agua < 150 metros sea mantenida con cobertura boscosa a través de acciones de conservación y/o recuperación, debido al alto valor de los servicios ambientales que prestan a las comunidades. (ver sección 2.3.1.2). La recuperación de la cobertura boscosa en todo el área de ambientes riparios representaría un total de 24% de cobertura en el ADMM (Cuadro 9, sección 4.2). Con la meta de llegar a tener más que 60% de cobertura boscosa en el paisaje (McIntyre y Hobbs 1999, Vogelmann 1995), se buscó en esta simulación que los demás tipos de ambientes tuvieran una cobertura boscosa mínima de cerca de 40% de su área total.

Para generar el *Theme* de la Simulación 3, el mapa de Ambientes fue desplegado en ArcView, y fueron seleccionados todos los parches (de cualquier tipo) con distancia a cursos de agua < 150m (*Query Builder*). Se añadió a esta selección todos los parches de bosque. Los polígonos fueron copiados y pegados en un nuevo *Theme* llamado Simulación3. Para evitar la selección doble de los mismos polígonos en los procedimientos subsecuentes, se creó un nuevo *Field* en el *Theme* Ambientes donde se atribuíros valores correspondientes a "ya seleccionado", "no seleccionado adyacente a la

selección" y "no seleccionado" a los polígonos con la ayuda de las funciones *Select by Theme* (Simulación 3) y *Field Calculator*.

Para aquellos ambientes con menos de 40% de cobertura boscosa, se calculó el área en ha que sería necesario recuperar para llegar a este mínimo. Los Tipos de Ambientes que necesitan recuperación de bosques según este criterio fueron: P1E1D1 (montano, >1200msnm, >150m rios - faltando 139.3 ha), P4E1D1 (mesas, > 1200 msnm, > 150m rios - faltando 639.06 ha), y P4E2D1 (mesas, < 1200 msnm, > 150 m rios - faltando 371.14 ha). Para cada uno de estos Tipos de Ambientes, se seleccionaron de manera automática todos los parches pequeños adyacentes a las galerías o bosques (todavía no seleccionados). Luego se seleccionaron manualmente los parches que corregían deformidades en los bordes de los bosques, o que puedan formar corredores o aumentar el ancho de los corredores existentes entre los parches seleccionados. La selección manual también fue utilizada para eliminar de la selección los parches pequeños seleccionados automáticamente que se comportaron como "apéndices" de los parches mayores, "empeorando" su forma.

El chequeo del área total seleccionada (en la tabla del *Theme Ambiente*, con *Field Statistics*) se hizo constantemente durante este proceso hasta que el área total seleccionada completó aproximadamente 40% del Tipo de Ambiente. Los polígonos seleccionados para cada Tipo de Ambiente fueron copiados y pegados en el *Theme Simulación 3*. En Simulación 3, los límites entre parches de bosque y "no bosque" fueron eliminados con la función *Dissolve*, así como en 3.4.1 y 3.4.2, y los valores de área y perímetro de los parches fueron actualizados. A partir de la tabla del *Theme Simulación 3* se calcularon el Área de Bosques, Área Interior, Área en Fragmentos Grandes e Índice de forma promedio de los parches de bosque como indicadores del grado de fragmentación del paisaje simulado.

3.6 Muestreo de la vegetación en el paisaje de la zona de bosque montano

Una evaluación más detallada del paisaje fue desarrollada en el Paisaje de la zona de Bosque Montano del ADMM, en donde se evaluaron la riqueza, diversidad, composición y estructura de diferentes tipos de parches (o ecosistemas) del paisaje. El paisaje de bosque montano fue escogida debido a la importancia de estos bosques para la conservación de la biodiversidad en Nicaragua y en el ADMM. La nebliselva es un tipo de

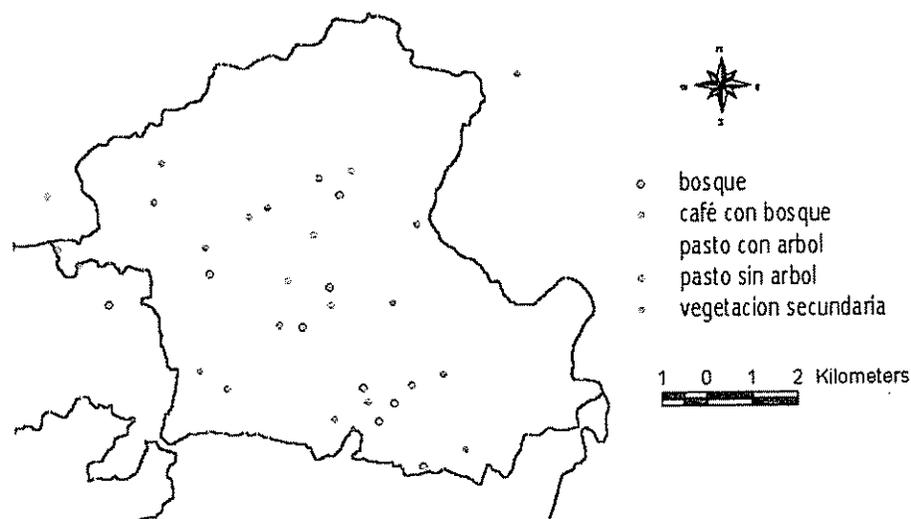
vegetación de alto valor escénico y de producción de agua. Tiene grande riqueza en bromélias y orquídeas y es el hábitat de muchas especies de fauna y flora endémicas y/o amenazadas de extinción (Walsh 2000). Por ejemplo, una pequeña población de quetzales (17 individuos de *Pharomacrus moccinno*, especie bandera de la conservación en Centroamérica) fue recientemente observada viviendo en la parte más alta del paisaje de bosque montano del ADMM (Cabrera 2000).

El paisaje de la zona de Bosque Montano fue aislado del mapa de parches del ADMM con la intersección del *Theme* Parches (Figura 6) y el *Theme* Tipos de Paisaje (Figura 3a). El Paisaje Montano fue entonces estratificado por las 4 categorías de ecosistemas identificadas (bosques, vegetación secundaria, sistemas agroforestales y áreas sin árboles). Para cada categoría de ecosistema, fue seleccionado 1 tipo de parche para el muestreo de la vegetación, con excepción de la categoría sistemas agroforestales, donde fueron muestreados 2 tipos de parches. Los 5 tipos de parches (o tipos de ecosistemas) seleccionados para el muestreo de la vegetación representaron los diferentes grados de alteración de la composición, diversidad y estructura de los ecosistemas causados por las actividades antropogénicas en el paisaje. Los tipos de parches muestreados fueron: Bosque Montano (B), Café con Bosque (CB), Pasto (P), Pasto con Árboles (PA) y Vegetación Secundaria (VS).

El muestreo de la vegetación en cada tipo de parche se hizo por medio de la instalación y medición de 8 parcelas de 0.1 ha ubicadas en el campo a partir de un sorteo completamente al azar en cada tipo de parche. Esta intensidad de muestreo (8 parcelas por clase de tamaño), fue utilizada debido a ser la máxima intensidad posible considerando las restricciones de tiempo disponible para el trabajo de campo. Sin embargo, se considera que la intensidad es suficientemente grande para los objetivos del estudio pues de hecho, Stohlgren *et al.* (1997) utilizaron entre 3 a 5 parcelas por estrato para estimar la riqueza de especies del paisaje en el Parque Nacional Rocky Mountain (Estados Unidos) en una metodología similar de muestreo de la vegetación. El mismo tamaño de muestra y tamaño de parcela fueron utilizadas en todos los Tipos de Parches para permitir comparaciones de composición, diversidad y estructura entre los estratos, debido a que la riqueza y diversidad de especies varían de acuerdo al área muestreada (Magurran 1988).

Para ubicar las parcelas al azar, fueron sorteados al azar 8 números correspondientes a los identificadores de los parches de cada tipo de parche en la tabla de Arcview. El marco muestral por lo tanto fue la lista de identificadores de los parches del mapa de parches del paisaje montano. Los parches sorteados fueron seleccionados y desplegados con *zoom* en la pantalla de ArcView. Luego se generó un *Layout* para la vista del parche, en donde se sobrepuso un *grid* con cuadrículas de 50x50 metros al parche sorteado. Los puntos de intersección de las líneas de *grid* fueron numerados y uno de estos puntos fue sorteado al azar. Se apuntaron las coordenadas geográficas del punto sorteado dadas por el *grid*, y la parcela de muestreo (unidad muestral) fue ubicada en el campo a partir de estas coordenadas con auxilio de un equipo GPS. El GPS utilizado no tuvo acceso a una estación fija para corrección de la posición, lo que significó mayor dificultad para hallar los puntos en el campo y obligó a aceptar un grande error de medición de las coordenadas (error nominal de hasta 17 metros + error de interferencia en la señal de hasta 100 metros).

Debido a que el mapa de parches utilizado para la ubicación de las parcelas se hizo a partir de fotografías del año 1997, algunos de los puntos sorteados en el mapa no correspondieron con el tipo de parche encontrado en el campo debido a la dinámica temporal del paisaje. Cuando se dio esta situación, se ubicó el tipo de parche a ser muestreado más cercano al punto sorteado y allí se instaló la parcela de medición, apuntando la nueva coordenada del punto de muestreo (Figura 4)



Entre los meses de abril a julio de 2000 se buscaron los 40 puntos sorteados en el campo. En cada punto de muestreo, se demarcó (con cinta métrica y brújula) una parcela de 20 x 50 m (0.1 ha), con el mayor eje paralelo a las curvas de nivel. La parcela fue ubicada geográficamente (con GPS) y caracterizada en cuanto a altitud (con altímetro), pendiente (con hipsómetro Suunto), color y textura del suelo (metodología campesina), ubicación topográfica e influencia de perturbaciones antropogénicas (estimación visual) y altura total de la vegetación (con hipsómetro Suunto). Estas variables fueron registradas en un formulario de campo denominado "características de la parcela" (Anexo 13a).

Según Walsh (2000) los bosques montanos en Nicaragua presentan una estructura vertical en 4 estratos. Para que la medición de los individuos leñosos en las parcelas reflejara esta organización estructural de la comunidad, el muestreo contempló 4 diferentes clases de tamaño (que se aproximan al concepto de estratos verticales del bosque). En las parcelas de 0.1 ha fueron registradas la especie y dap (diámetro a la altura del pecho = 1.3 m arriba del suelo) de todos los individuos leñosos mayores que 10cm dap (Árboles). Dentro de cada parcela de 20 x 50 m fueron instaladas 3 subparcelas de 100 m² (10 x 10 m) para el registro de la especie de todos los individuos leñosos ≥ 5 cm y < 10 cm dap (Latizales Altos; Cuadro 5). Dentro de cada subparcela de 100 m² fue ubicada una subparcela de 25 m² (5 x 5 m) para el registro de la especie de todos los individuos leñosos ≥ 1.5 m de altura y < 4.9 cm dap (Latizales Bajos), y dentro de cada subparcela de 25 m² fue ubicada una subparcela de 4 m² (2 x 2 m) para el registro de la especie de todos los individuos leñosos ≥ 0.30 m y < 1.49 m de altura (Brinzales). Se consideró que estos tamaños y arreglo de las parcelas y subparcelas (Figura 5) fueron suficientes para reflejar la composición, diversidad y estructura de las áreas agrícolas tanto como de los bosques.

Cuadro 5: Clases de tamaño de individuos y unidad muestral por punto de muestreo

Clase de tamaño	Código	Limites de la clase de tamaño	Arreglo de la unidad muestral	Área total de la unidad muestral
Árbol	1	≥ 10 cm dap	1 parcela de 50 x 20 m	1000 m ²
Latizal Alto	2	< 10 cm dap y ≥ 5 cm dap	3 subparcelas de 10 x 10 m	300 m ²
Latizal Bajo	3	< 5 cm dap y ≥ 1.5 m altura	3 subparcelas de 5 x 5 m	75 m ²
Brinzal	4	< 1.5 m altura y ≥ 0.3 m altura	3 subparcelas de 2 x 2 m	12 m ²

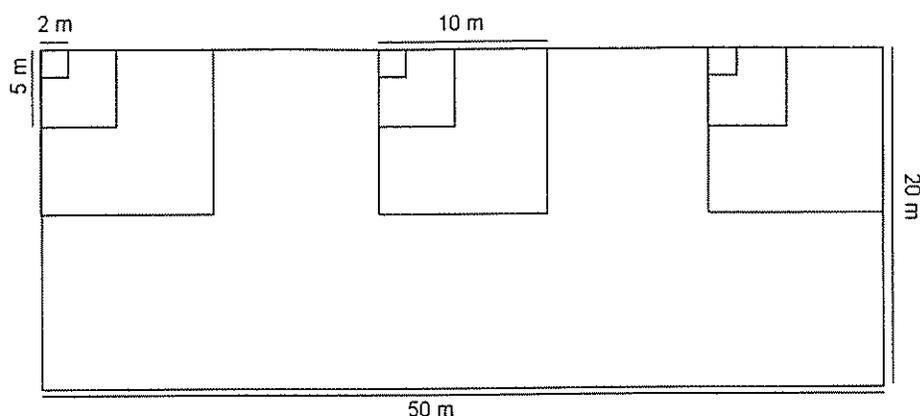


Figura 5: Esquema de instalación de las parcelas de campo

El trabajo de ubicación, instalación y registro de datos de las parcelas se hizo con el apoyo de tres asistentes de campo: dos campesinos moradores de la zona con conocimiento relativamente bueno de la flora local, y un asistente botánico del herbario de León con experiencia en la zona, lo que facilitó mucho la ubicación de las parcelas y el contacto con los dueños de las fincas donde se realizaron las mediciones.

Los datos de los individuos presentes en las parcelas fueron registrados en un formulario específico (Anexo 13b), donde se apuntaron el nombre común de las plantas, su forma de vida, su utilización en la zona (según el conocimiento de los asistentes de campo), el DAP en cm (medido con cinta diamétrica solamente para individuos en la clase de tamaño árboles) y algunas características útiles para identificación (presencia y color de látex, espinas, olor, etc.). En todos los tipos de parches, con excepción de los parches de bosque, fueron registrados solamente individuos leñosos (árboles, arbustos o lianas leñosas). En los bosques, fueron registrados todos los individuos encontrados al nivel del suelo: árbol, arbusto, bambú, epífita, helecho, hierba, liana, musa, palma o zacate (sistema de clasificación de formas de vida adaptado del conjunto citado por Matteucci y Colma (1982)).

Cada individuo en las parcelas fue registrado con un número secuencial lógico de 4 dígitos. El número del individuo correspondió al número de la parcela (1 a 40) en el primer dígito, el código de la clase de tamaño (1 a 4, Cuadro 5) en el segundo dígito, el número de la subparcela (0 para árboles y 1 a 3 para las otras categorías de tamaño) en el tercer dígito, y el número del individuo en la parcela (1 a n) en el cuarto dígito. Siguiendo la

recomendación de Gentry (1982), se recolectaron muestras botánicas (ramitas con hojas) de todas las especies presentes en las parcelas de todas las clases de tamaño, para su posterior identificación. El número del individuo de donde se colectó cada muestra fue apuntado en una cinta plástica y amarrado a la muestra, y la colecta fue registrada en el formulario de campo. En el campo, la recolección de muestras botánicas se hizo utilizando una tijera telescópica de aproximadamente 6 metros. Cuando no fue posible coleccionar las muestras botánicas con la tijera, los árboles fueron marcados con cinta plástica roja (marcada con el número del individuo), y luego revisitados con un especialista en puntaria y escalada de árboles para la colección de las hojas a grandes alturas (entre 10 y 35 metros). El hecho de registrar características de las especies, su nombre común, y numerarlas en secuencia fue muy útil a nivel de campo en el sentido de que a partir de un determinado momento la necesidad de colecta de muestras empezó a decaer en función de ser posible apuntar el número de muestras ya colectadas en los registros de individuos que se iba reconociendo como idénticos en las parcelas.

Las muestras botánicas colectadas en el campo fueron trasladadas en bolsas plásticas hasta la sede del proyecto Panif en Esteli, donde fueron prensadas y secadas en un horno de madera construido para tal finalidad. Con la ayuda del asistente botánico, las muestras fueron organizadas y previamente identificadas hasta nivel de familia, género, y especie en algunos casos por medio de comparaciones con las muestras del acervo del Herbario Nacional de la Universidad de León. Posteriormente, las muestras fueron trasladadas a Costa Rica, en donde la identificación definitiva fue dada por Nelson Zamora, curador de botánica del Instituto Nacional de Biodiversidad (INBIO).

A partir de la lista de especies identificadas, se completó la base de datos identificando todos los individuos registrados en las parcelas. La lista de especies y la base de datos de las parcelas fueron complementadas con información respecto a la utilidad y categoría de distribución geográfica de las especies (Anexo 14). Para la utilidad, se les atribuyó el valor 1 a todas las especies para las cuales fue encontrada información respecto a alguna utilidad (medicinales, comestibles, maderables, ornamentales, etc) y 0 para las especies sin utilidad conocida o sin información respecto a su utilidad (fuentes de información: formularios de campo, Rueda (2000), Marena (2000), Salas Estrada (1997), Flora de Nicaragua). Para la distribución geográfica, se atribuyeron valores de identificación para los rangos de distribución de las especies de acuerdo al Cuadro 6, utilizando como fuentes de información la Flora de Nicaragua (Herbario Nacional de León, en prensa),

Rueda (2000), Marena (2000), Salas Estrada (1995) y la información disponible en internet en la página web del Missouri Botanical Garden (MBG 2000). En verdad, toda esta información complementaria debe ser considerada preliminar, debido a que para muchas especies, especialmente en los trópicos, el conocimiento disponible es bastante limitado.

Cuadro 6: Categorías de rangos de distribución de las especies

0=	no identificada
1=	presente solamente en Nicaragua y más uno o dos países
2=	presente en Mesoamérica (México a Panamá)
3=	presente en Mesoamérica y extremo noroeste de Sudamérica (Colombia y Ecuador)
4=	presente en Mesoamérica y Norteamérica
5=	presente en Mesoamérica y Suramérica
6=	presente en Norteamérica, Mesoamérica y Suramérica (especie pantropical)
7=	exótica cosmopolita

Las curvas especies x área ilustran la acumulación de número de especies registradas con el aumento del área muestreada para cada clase de tamaño de los diferentes tipos de ecosistemas, indicando cuando el tamaño de la muestra fue o no suficiente para incluir todas las especies del ecosistema en la muestra. Tales curvas fueron obtenidas con el auxilio del software Estimates, que calcula el promedio y la desviación estándar del número de especies encontradas para cada tamaño de muestra en 50 aleatorizaciones utilizando los datos de las parcelas de muestreo.

Para diferenciar la composición entre tipos de ecosistemas, se midió la similaridad entre parcelas por medio del índice de Jaccard (Magurran 1988), dado por $C_j = j / (a + b - j)$, donde j = el número de especies encontradas en las dos parcelas, a = el número de especies encontradas en la parcela A y b = el número de especies encontradas en la parcela B. El índice de Jaccard (C_j) es igual a uno cuando la composición de las parcelas es completamente similar e igual a cero cuando no existen especies en común entre las parcelas comparadas.

La diversidad de los ecosistemas fue estimada con 4 diferentes índices comúnmente utilizados en la literatura: el índice de Simpson (D), el índice de Shannon (H'), el índice

Alfa de Fisher (α) y el Coeficiente de Mezcla (CM). Todos los índices de diversidad fueron obtenidos con el auxilio del software Estimates (con excepción del CM calculado en Excel) a partir de la lista de especies y número de individuos por especie para cada parcela.

El índice de Shannon es un índice derivado de la teoría de la información, dado por $H' = -\sum p_i \ln p_i$, donde p_i es una estimación de la proporción de individuos encontrados en la especie i ésima, o sea, $p_i = n_i/N$, siendo N = el número total de individuos en la muestra y n_i = número de individuos de la especie i ésima (Magurran 1988). El índice de Simpson (D) es un índice de dominancia que estima la probabilidad de dos individuos sacados al azar de una comunidad grande ser de la misma especie, y es dado por $D = \sum p_i^2$, donde $p_i = n_i/N$ como en el índice de Shannon (Magurran 1988). El coeficiente de mezcla es dado por $CM = N/S$, donde N es el número total de individuos y S es el número total de especies, y se considera que la comunidad es más diversa a menores valores del coeficiente de mezcla (Delgado 1995).

El índice de diversidad Alfa de Fisher (α) es un valor constante en el modelo logarítmico que describe matemáticamente la relación entre el número de especies y el número de individuos en las especies, y es obtenido por medio de $\alpha = N(1-x)/x$, donde x es estimado por tentativa y error a partir de la ecuación $S/N = (1-x)/x[-\ln(1-x)]$ (Magurran 1988). Por considerarse el α el mejor de los índices de diversidad calculados, este fue utilizado para comparar estadísticamente la diversidad de los diferentes ecosistemas en cada clase de tamaño. Sin embargo, para las parcelas donde el número de especies fue igual al número de individuos (solo fue registrado un único individuo por especie), la proporción S/N es igual a uno y α no puede ser calculado por Estimates. Al calcular el índice manualmente se encontró la situación de que el valor de α disparara hasta casi infinito, y por lo tanto las parcelas donde esto se dio (1 para árboles, 2 para latizal alto y 2 para brinzal) no fueron consideradas en el análisis estadístico. Otra situación que se tuvo que considerar fue la existencia de valores extremos de diversidad α para algunas parcelas, resultando en una distribución no normal de los valores de α , lo que impide la utilización de pruebas paramétricas para comparar los ecosistemas. Este problema fue resuelto con la aplicación de rangos de valores para aproximar los datos de la distribución normal, y a partir de allí se pudo utilizar la estadística paramétrica para analizar estadísticamente las diferencias de diversidad entre ecosistemas.

4 Resultados y Discusión

4.1 Cuantificación y descripción del patrón del Paisaje del ADMM

4.1.1 Descripción general

El patrón del paisaje en el ADMM sugiere que se trata de un paisaje fragmentado por la actividad pastoril y agrícola (Anexos 9, 10 y 11, Figuras 6 y 7). Los fragmentos de bosque presentan en general una forma irregular (lo que ocasiona predominancia de hábitat de borde en el paisaje), pero mantienen una buena continuidad espacial (Figura 8).

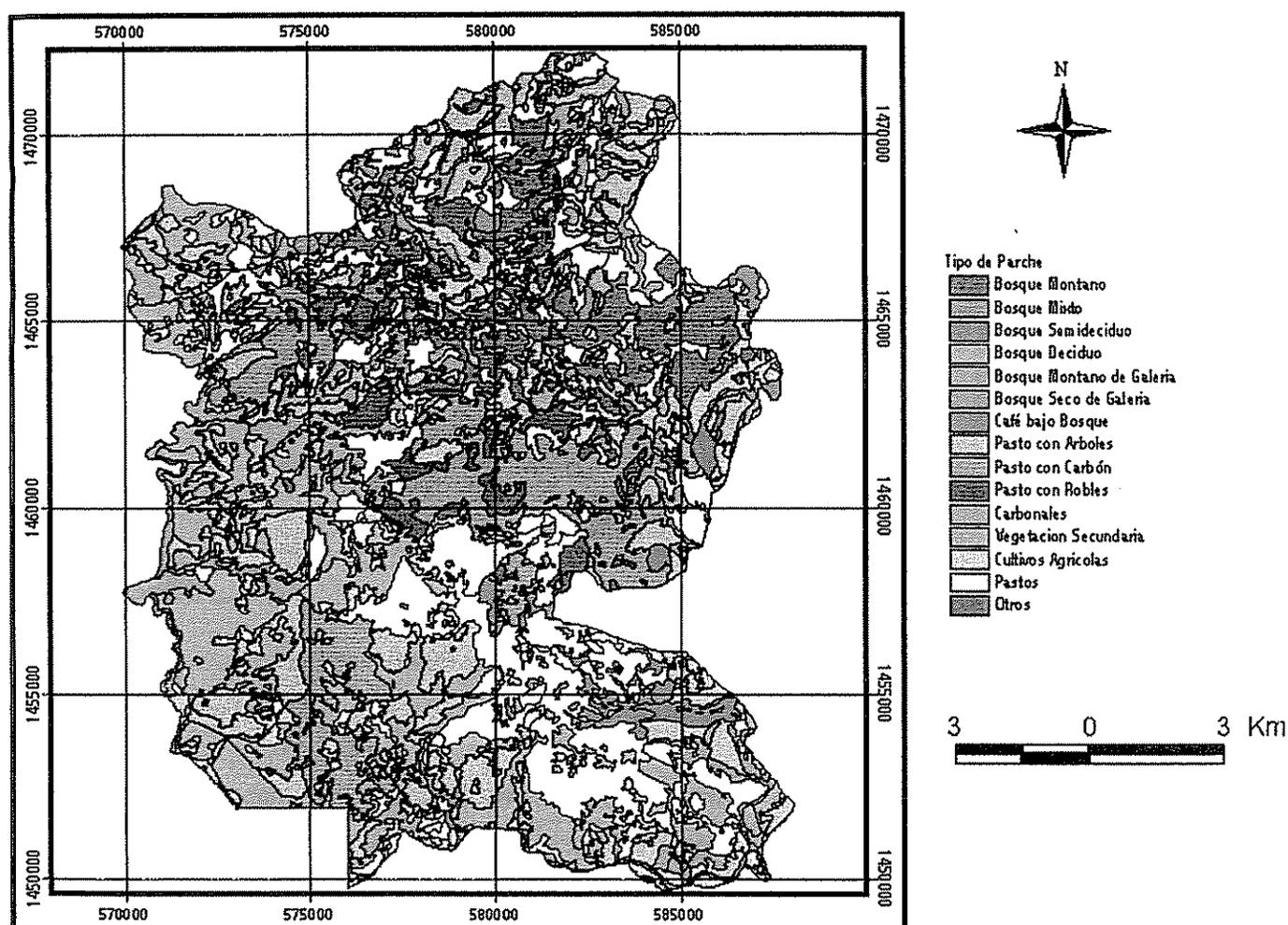


Figura 6: Mapa de tipos de parche del ADMM

Figura 6: Mapa de tipos de parche del ADMM

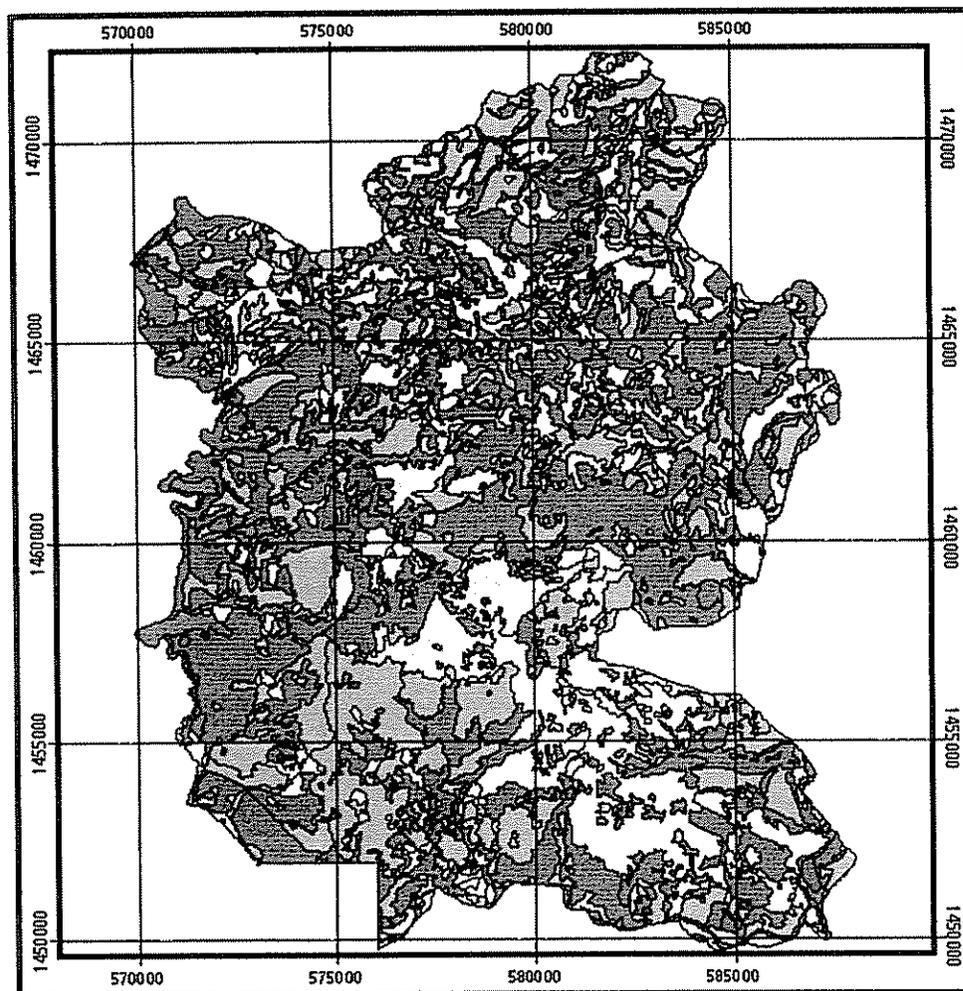


Figura 7: Mapa de categorías de ecosistemas del ADMM

Los bosques dominan el paisaje del ADMM con 43.4% del área total, seguidos por las áreas sin árboles (28.1%), los sistemas agroforestales (24.8%) y la vegetación secundaria (3.7%) (Anexo 9, Figura 9). Las áreas sin árboles representan el mayor número de parches del paisaje (453 parches o 45% del total del ADMM), seguidas por los sistemas agroforestales (245 parches), los bosques (241 parches) y la vegetación secundaria (72 parches) (Anexo 9, Figura 9).

en el interior de parches de bosques juegan un papel importante en el empeoramiento de la forma de estos parches y su fragmentación desde adentro hacia fuera (Figura 7).

La vegetación secundaria es la categoría de ecosistema menos representada en el paisaje (solamente 3% del área total del ADMM). Cerca de 28% (20 parches) de sus parches son pequeños (< 3 ha) y el restante (52 parches) son parches medianos (entre 3 y 300 ha); no existen parches grandes (> 300 ha) de vegetación secundaria en el paisaje (Anexo 9). Esto probablemente indica una fuerte presión de utilización de la tierra por las comunidades campesinas (pues no hay grandes extensiones de tierra abandonadas a la sucesión).

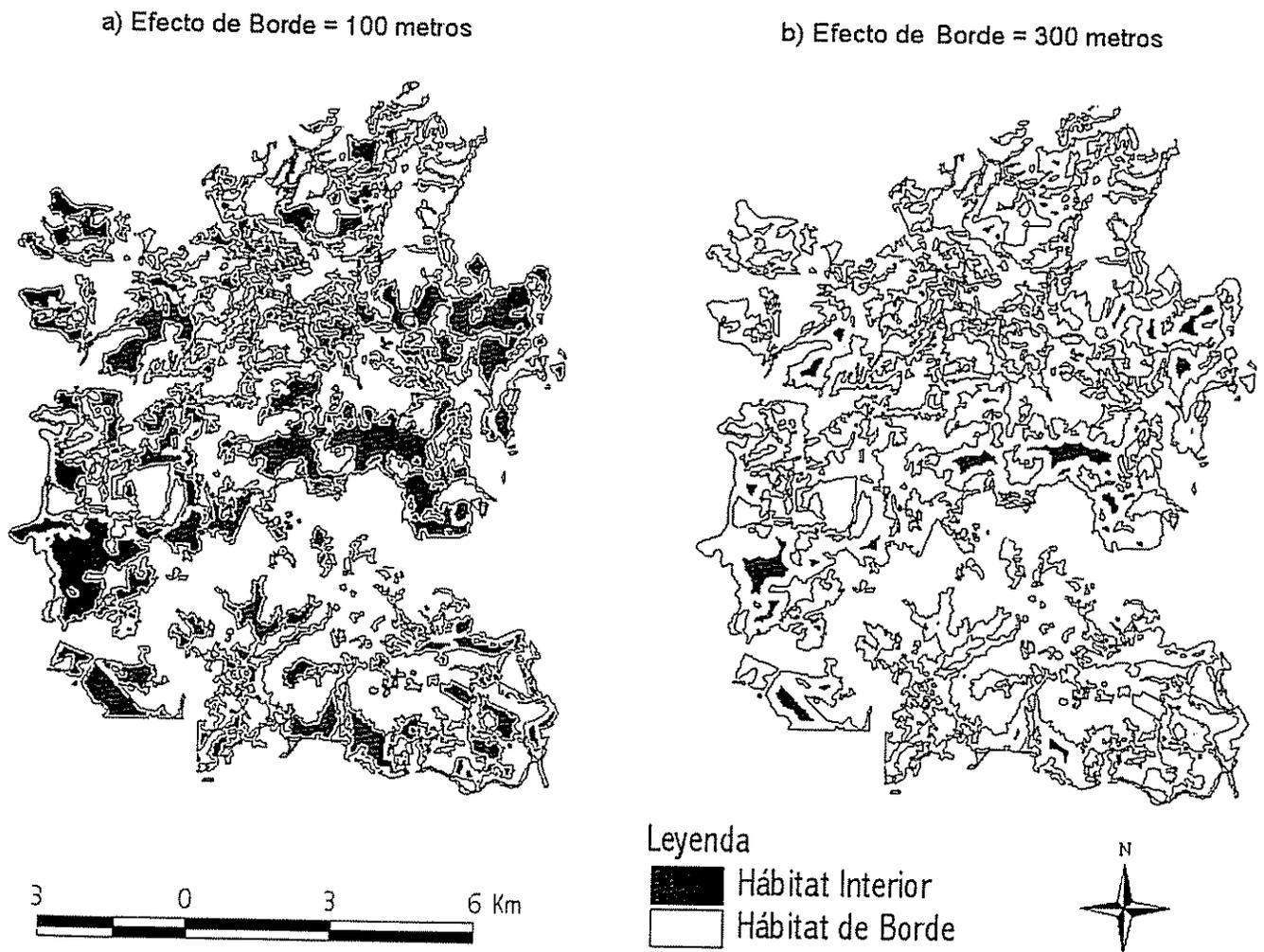


Figura 8: Bosques del ADMM - hábitat interior y hábitat de borde

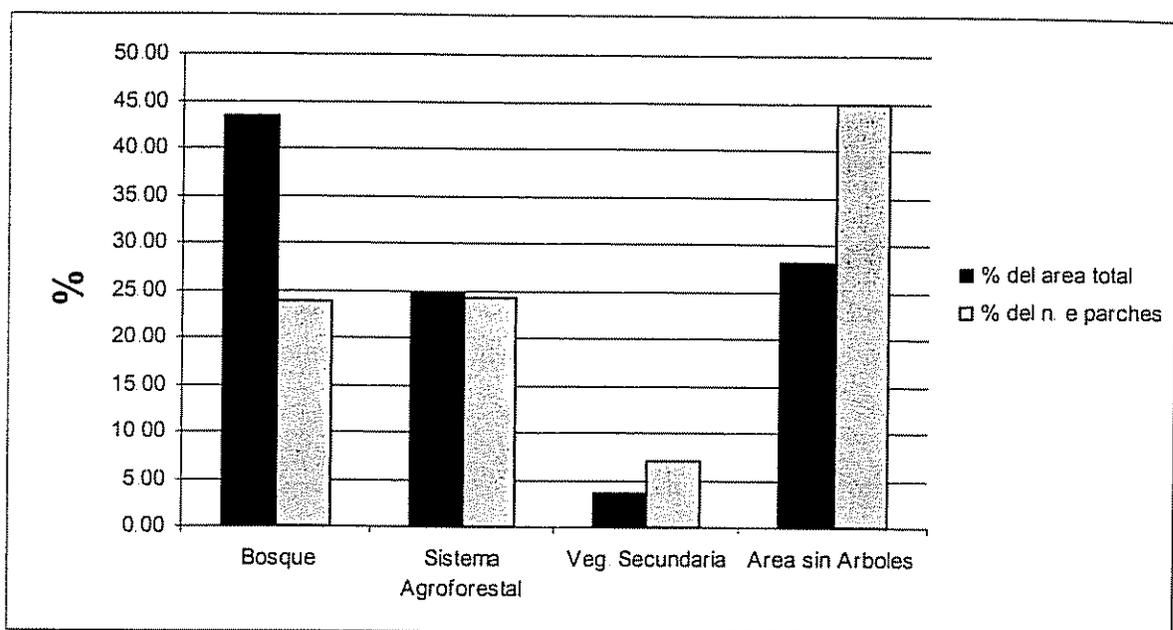


Figura 9: Representación de las diferentes categorías de ecosistemas en relación al área total y número de parches total del ADMM

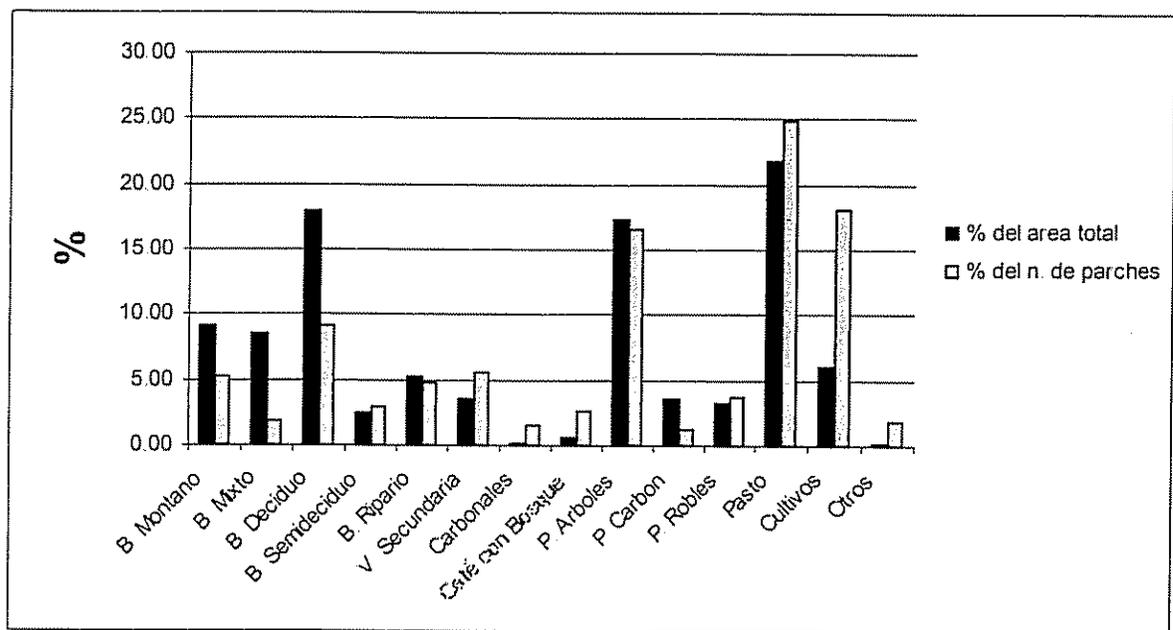


Figura 10: Representación de los diferentes tipos de parche en relación al área total y número de parches total del ADMM

Aunque los bosques dominan el paisaje en términos de área total, la condición de los fragmentos de bosque del ADMM es en su gran mayoría afectada por los efectos de borde debido a las características de tamaño y forma de los fragmentos (una mayoría (72%) de los parches de tamaño mediano e índice de forma promedio de los fragmentos = 2.05). Esto implica la existencia de un bajo porcentaje de área de hábitat interior en el paisaje (1.3% para borde= 300m, y 12.2% para borde =100m), aunque el porcentaje de bosques sea alto (43.4%) en el ADMM (Anexo 11). Se considera que 97% o 72% de los bosques es constituido por hábitat de borde (borde = 300m o borde = 100m respectivamente) (Anexo 9, Figura 8).

Existen 10 fragmentos grandes (> 300 ha) de bosque en el paisaje, que juntos suman 5588 ha (46.2% del área total de bosques, Anexo 9): 5 de bosque decídúo, 3 de bosque mixto y 2 de bosque montano (Anexo 10). El mayor fragmento de bosque del paisaje es un fragmento de bosque mixto de 981 ha (responsable por 41.5 % del área de bosque mixto y 8% del total de bosques).

Entre los tipos de bosque fotointerpretados, los bosques mixtos son los menos fragmentados, con un área de 2362 ha (38.8% o 917 ha de hábitat interior (borde = 100m)) distribuida en apenas 18 parches (Anexo 10, Figura 10). Los bosques montanos tienen un área similar (2557 ha o 21% de los bosques), pero se encuentran divididos en un mayor número de fragmentos (53 parches), y su mayor fragmento tiene 688.6 ha (Anexo 10). Del total de los bosques montanos, un 27.5% (702.3 ha) es de hábitat interior (borde = 100m). Los bosques decídúos son los más abundantes en área y número de parches (41% del área de bosques del paisaje y 92 parches, Anexo 10, Figura 10), siendo también el tipo de bosque con mayor número de fragmentos pequeños (25 fragmentos < 3ha, Anexo 10, Figura 10). Del total de los bosques decídúos, un 31% (1546 ha) es área de hábitat interior (borde = 100m). Los bosques semidecídúos son los menos abundantes en área (5.8 % de los bosques, en 12 fragmentos pequeños y 18 fragmentos medianos), y tienen solamente 133 ha de hábitat interior (19% del área de los bosques semidecídúos). Los bosques riparios (decídúos y montanos) representan 12% del total de los bosques (1472.8 ha divididos en 48 parches), casi todos (41 parches) de tamaño mediano, y con apenas 92 ha de hábitat de borde (6% del área de bosques riparios) (Anexo 10).

Aunque el bosque sea la categoría de ecosistema dominante en el paisaje, el tipo de parche predominante es Pasto (con 6089.5 ha o 21.87% del área en el ADMM), seguido

por el Bosque Deciduo (4995 ha), Pasto con Árboles (4833 ha) y Bosque Montano (2558 ha). Los tipos con mayor número de parches en el paisaje son Pastos (252 parches, mediana del tamaño 5.67 ha), Cultivos Agrícolas (183 parches, 4.35 ha mediana) y Pastos con Árboles (168 parches, 11.88 ha mediana) (Anexo 10, Figura 10).

Los Carbonales (vegetación secundaria dominada por la especie útil *Acacia pennatula*, Cuadro 2, Anexo 1), representan apenas 0.1% del área total del paisaje, y ocurren en solamente 16 parches de los cuales 14 son menores que 3 ha (Anexo 10). Los Carbonales tienen un índice de forma promedio que indica una forma de parches próxima a la circular (índice de forma promedio = 1.24, Anexo 10), lo que puede reflejar una característica de la población de *A. pennatula* en el ADMM de ocurrir o expandirse en parches circulares.

Entre los sistemas agroforestales del ADMM, los pastos con árboles de diferentes especies son los dominantes en área (4834 ha, o 70% de los Sist. Agroforestales) y número de parches (68% de los Sist. Agroforestales). Se encontraron 903 ha de pasto con robles (*Quercus sp.*) y 997.6 ha de pasto con carbón (*A. pennatula*) (Anexo 10). Esta información puede ser utilizada como base para el inventario de los recursos disponibles en estos sistemas agroforestales (p.ej. determinación de volumen de leña disponible en los pastos con carbón, o la determinación de volumen de paste de montaña (*Tillandsia sp.*) asociada a los *Quercus* en los pastos con robles), y servir para el desarrollo de programas de manejo sostenible de estas especies en las fincas.

Los cafetales implantados bajo bosque (26 parches) sumaron un total de 166.3 ha en el paisaje (Anexo 10). Esta estimación es concordante con el inventario total realizado por C. Zúñiga (com. pers.), aunque sea un poco subestimado debido a que muchos cafetales del ADMM no fueron incluidos en los datos por ser menores que la unidad mínima de mapeo (0.5 ha). El área de bosque convertido a cafetales representa por lo tanto apenas una pequeña fracción de los sistemas agroforestales y del total de bosques montanos (tipo de bosque más comúnmente convertido a cafetal).

Observando la distribución de número de parches por categoría de tamaño (Figura 11), es posible notar que la mayoría de los tipos de parches no sigue una distribución normal de tamaños, y por este motivo se presenta en los Anexos 9, 10 y 11 el área mediana, además del área promedio, como medida de la tendencia central en los datos de área de los parches. El patrón de distribución de tamaño de parches podría ser caracterizado de

manera general por una grande abundancia de parches en clases de tamaño pequeño y mediano, y poca abundancia en clases de tamaño grande. Sin embargo, la distribución difiere según el tipo de parche considerado.

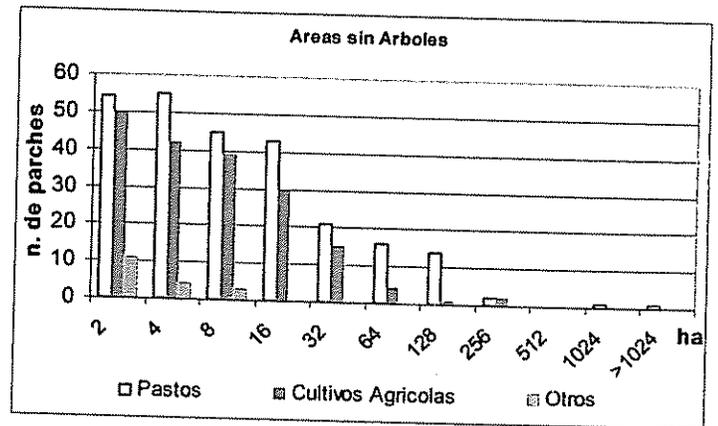
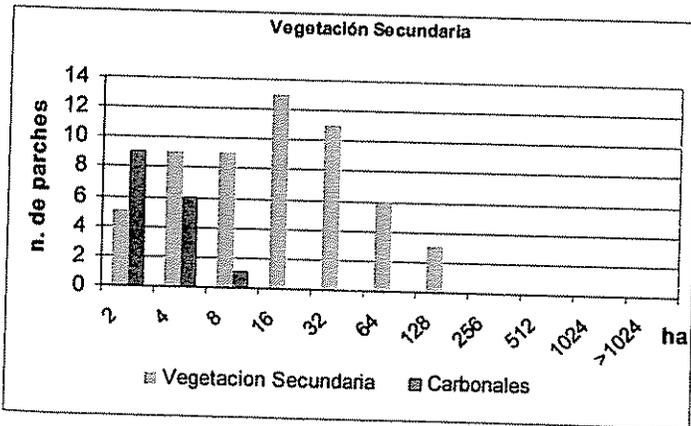
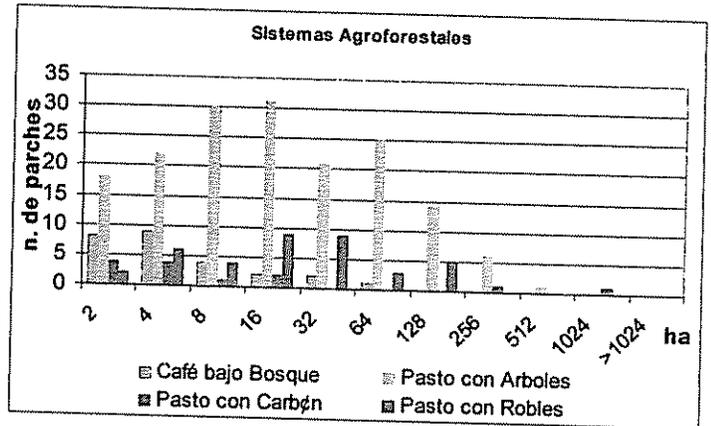
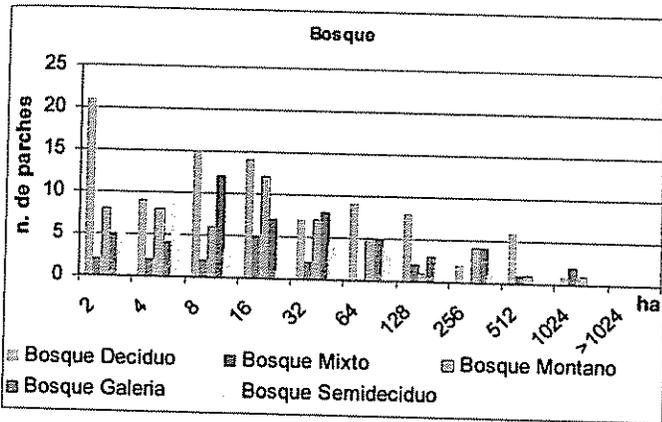
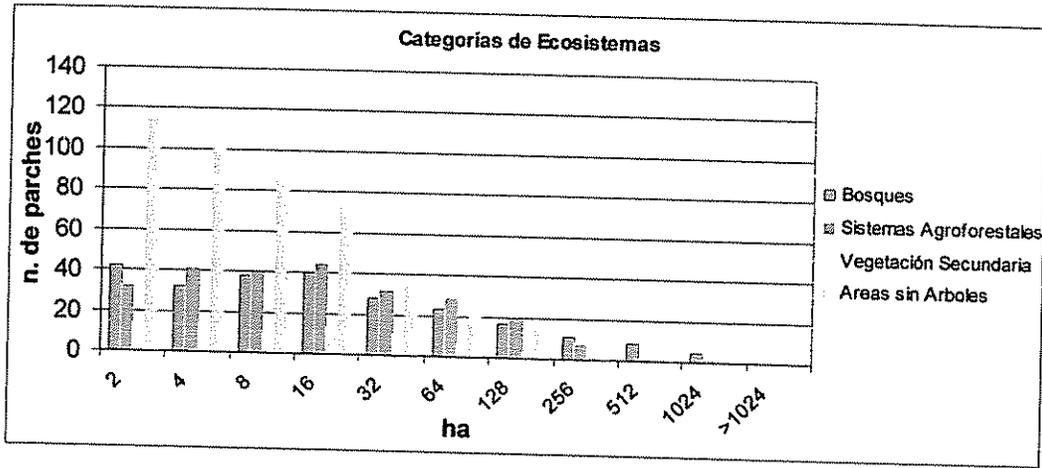


Figura 11: Numero de parches por clase de tamaño en los ecosistemas

4.1.2 Forma de los parches

La forma de los parches presentó diferencias significativas entre diferentes categorías de ecosistemas (ANDEVA, $p < 0.001$). Los parches de bosque son los que presentan el mayor valor del índice de forma promedio, significativamente diferentes (prueba de Tukey, $\alpha = 0.05$) de las demás categorías de ecosistemas (Cuadro 7). Esto indica que los bosques son los polígonos más complejos del paisaje, probablemente debido a los patrones históricos de la fragmentación. Las áreas sin árboles tienen una forma más regular probablemente por constituirse por parches demarcados por la actividad humana, como en parcelas de agricultura (generalmente cuadradas o rectangulares) o límites de propiedades. Además, el hecho de que los bosques tienen el mayor número de parches grandes (10 fragmentos > 300 ha) y las áreas sin árboles tienen mayor número de parches pequeños (168 parches < 3 ha) (Anexo 9) influye en el índice de forma promedio de las categorías, debido a que la forma de los parches mayores tiende a ser más irregular (Figura 12).

Cuadro 7: Índice de forma promedio de los parches por categoría de ecosistema

Categoría de Ecosistema	Índice de forma Promedio
Bosque	2.05 a
Sistema Agroforestal	1.69 b
Área sin Árboles	1.55 b
Vegetación Secundaria	1.54 b

Nota: letras iguales para promedios estadísticamente iguales (Tukey, $\alpha=0.05$)

El índice de forma ($F = P / (2\pi \cdot \sqrt{A/\pi})$, Anexo 4) es una relación entre el perímetro y el área de un polígono, que tiene valor igual a uno cuando el polígono es circular y aumenta su valor conforme aumenta la complejidad de la forma del polígono (Anexo 7). Se ha graficado el logaritmo natural del área de los parches contra su índice de forma, en busca de una relación entre estas variables (Figura 12). Se ajustó (con auxilio del software SigmaPlot) la siguiente ecuación de regresión, significativa a una probabilidad de 0.0001: $F = 1.2726 - 0.1078 \ln A + 0.1049 (\ln A)^2$, donde F es el índice de forma y $\ln A$ es el logaritmo natural del área del parche en hectáreas. La ecuación tiene un coeficiente de ajuste $R^2 = 0.81$ y un error estándar de estimación = 0.46, y confirma la observación de que los parches mayores tienden a tener una forma más compleja.

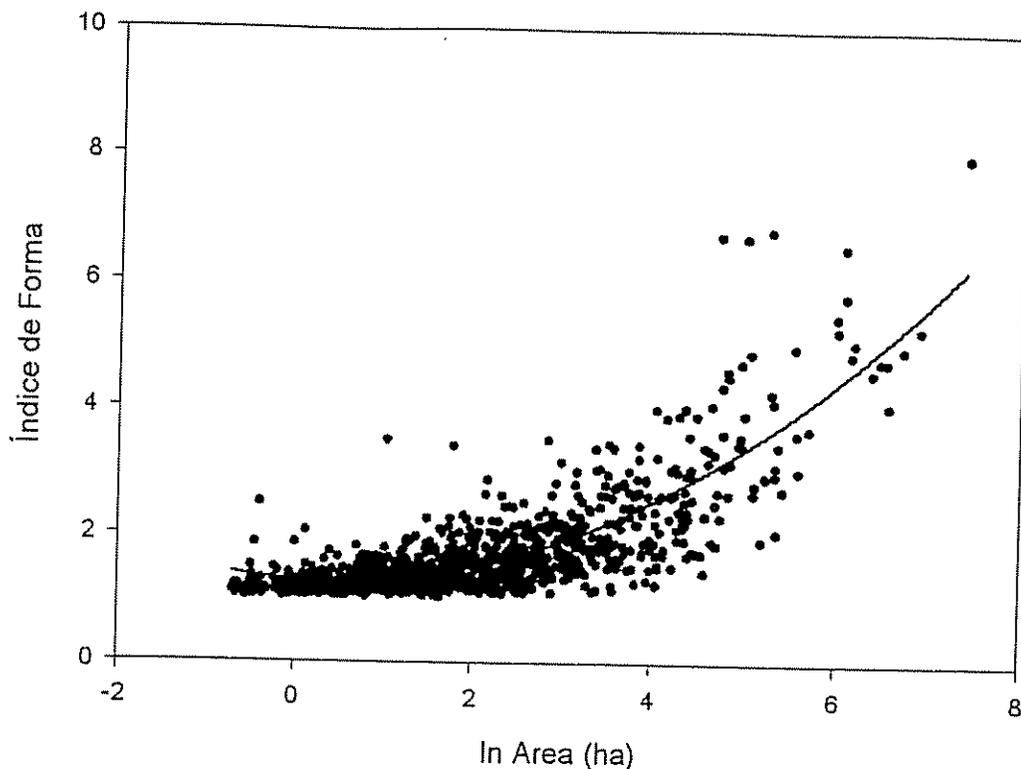


Figura 12: Gráfico de la relación entre el área (ha) y el índice de forma (F) de los parches

4.1.3 Continuidad de los fragmentos

El índice de continuidad del bosque (FCI) sugerido por Volgemann *et al.* (1995) es un índice que relaciona el área con el perímetro total de una clase de parches en el paisaje. Para los bosques del ADMM, el FCI es igual a 4.56 (Anexo 9), lo que sugiere que los fragmentos de bosque en el ADMM tienen una buena continuidad espacial. Este hecho se confirma por la relación área total /perímetro total de los parches de bosque (valor = 95.3, Cuadro 9), que según la relación encontrada por Volgemann *et al.* (1995) en el sur de Nueva Inglaterra (Estados Unidos) estaría relacionada con una cobertura boscosa de cerca de 80% del paisaje. El hecho de que los bosques en el ADMM, a pesar de la fragmentación, tienen conectividad relativamente buena es también resaltada por la observación de que cerca de 83% de los parches de bosques son adyacentes a otros parches de bosques, es decir, tocan otros parches en al menos algún punto (Anexo 9). Solamente 40 parches de bosque (totalizando 243 ha) están aislados en el paisaje, y de estos apenas uno se encuentra a más de 300 metros del fragmento de bosque más

próximo. Los bosques semidecíduos son los que se encuentran más aislados en el paisaje, con 17 de sus 30 parches no adyacentes a ningún otro parche de bosque. En cambio, todos los parches de bosque mixto se encuentran adyacentes a otros parches de bosque (Anexo 10).

La distancia mínima entre el borde de los parches al borde del parche de bosque más próximo (la dispersión o el *nearest neighbour*) es una medida citada como importante en la literatura por influenciar los flujos de organismos entre fragmentos (Berry *et al.* 1998, Forman 1995), pero no fue posible calcular la dispersión con ArcView. Se hizo el intento de calcular esta variable utilizando el Fragstats*Info. La medida de *nearest neighbour* no fue satisfactoria porque su procedimiento de cálculo en Fragstats*Info no fue bien explícito y el cálculo se hizo utilizando funciones de *grid* del ArcInfo y no vectores, lo que resultó en muy pocos valores discretos de *nearest neighbour*. Aunque al final la medida de *nearest neighbour* por parche no pudo ser considerada satisfactoria para ser incluida en el conjunto de índices por tipo y categoría de parches, se pudieron calcular varios índices descriptivos del patrón del paisaje que ofrece el software.

4.1.4 Utilización de Fragstats*Info

El cálculo índices descriptivos del patrón del paisaje con Fragstats*Info (Anexo 12), permitió comparar el patrón del paisaje del ADMM con un paisaje de bosque seco en el noroeste de Costa Rica para el cual se describió su patrón (y cambios del patrón en el tiempo) por medio del mismo software (Kramer 1997). En el Cuadro 8, se comparan los resultados que Kramer (1997) presenta para el paisaje del Parque Nacional Santa Rosa (108 km²) en los años 1979 (paisaje fragmentado) y en 1985 (paisaje recuperado) con los resultados del análisis del ADMM con Fragstats*Info (Cuadro 8).

Las comparaciones realizadas a partir de los datos del Cuadro 8 deben ser tomadas con cuidado, debido a que el paisaje examinado por Kramer es de bosque seco de bajura mientras el ADMM es un paisaje de bosque montano y premontano. Hay también que considerar las diferencias en la fuente de datos y su resolución espacial (imágenes Landsat MSS para Sta. Rosa 1979, Landsat TM para Sta. Rosa 1985 y fotografías aéreas para el ADMM), y que las medidas relativas tienen mayor valor de comparación debido a las diferencias de área total del paisaje. Luego de estas consideraciones, se puede notar que el ADMM tiene una densidad de parches de bosque más baja en comparación con los bosques siempreverdes de Sta. Rosa, y un tamaño promedio de parches mucho más alto,

lo que significa que los fragmentos de bosque dominan más el paisaje en el ADMM que en el Sta. Rosa. En el ADMM los fragmentos son mucho más grandes con una complejidad equivalente a la del escenario recuperado en Sta. Rosa. La distancia al vecino más próximo de los bosques en el ADMM es equivalente a la del escenario recuperado en Sta. Rosa.

Cuadro 8: Comparación de índices generados con Fragstats entre el ADMM y el P.N. Sta. Rosa*

Medida o Índice	Santa Rosa 1979 (fragmentado)*	Santa Rosa 1985 (recuperado)*	ADMM ***
n. de parches	1155**	1089**	860
n. parches de bosque	258	159	241
Densidad de parches	3.2	2.02	1.04
Tamaño promedio	9.28	24.81	95.95
Desviación estándar del tamaño	48	208	446
Coefficiente de variación del tamaño	518	839	464
Índice de forma promedio	1.58	2.11	1.97
Índice de forma promedio ponderado por área	5.22	24.52	10.51
Vecino más próximo promedio	94	61.07	67.2
Diversidad de Shannon	1.34**	1.16**	2.22
Diversidad de Simpson	0.73**	0.64**	0.86
Equidad de Simpson modificada	0.94**	0.75**	0.74

* datos de Kramer (1997) relatados para tipo de bosque siempreverde ** datos de Kramer (1997) relatados para todo el paisaje (4 tipos de parche considerados) *** datos del Anexo 12

La diversidad de Shannon en el ADMM es mucho mayor que en Sta. Rosa porque refleja la mayor riqueza de tipos de parche considerada. El índice de Simpson en este caso es más útil para la comparación porque refleja la equidad de distribución entre tipos de parche en el paisaje. El decrecimiento de la diversidad en el P.N. Sta. Rosa es explicado por Kramer debido a la disminución de las áreas de pasto en consecuencia de la recuperación del bosque. La diversidad de Simpson en el ADMM es más alta, reflejando una mayor equitatividad entre el área de los tipos de bosque y no bosque en el paisaje.

La utilización de Fragstats es bastante útil al generar índices que pueden ser comparados entre paisajes diferentes. Sin embargo, el Fragstats*Info no permite trabajar con Coberturas donde polígonos de misma topología (mismo tipo o categoría) sean adyacentes, exigiendo que los límites entre estos polígonos sean eliminados y así transformados en un solo polígono. Esto limita el análisis del paisaje para fines de manejo

de biodiversidad, porque al "disolver" los polígonos se pierde la información respecto a divisiones funcionales entre parches, como carreteras, ríos o otros elementos que restringen la dispersión de semillas, animales y otros flujos y movimientos entre parches (Berry *et al.* 1999). Además, la utilización de Fragstats requiere de conocimientos muy especializados para el manejo de ArcInfo, además de las licencias de ArcInfo 7.1 y *grid*, lo que puede ser una limitante para su utilización por entidades con capacidad técnica y financiera limitadas.

El cálculo de índices utilizando ArcView es un proceso más artesanal de manejo de la información, sin embargo la generación de los índices es más explícita y permite controlar y comprender mejor las variables que se están siendo medidas. Además, la información generada puede ser utilizada a posteriori para realizar diferentes análisis de acuerdo a las necesidades de los manejadores del área. Los índices generados tanto en ArcView como en Fragstats*Info forman una base que permite el monitoreo del patrón del paisaje en el tiempo, y pueden funcionar como indicadores cuantitativos del éxito de programas o actividades de manejo del Área Demostrativa.

4.2 Análisis Gap

En el ADMM, los 16 diferentes tipos de ambientes identificados (Figura 13) tienen en promedio una cobertura boscosa de cerca de 38% (Cuadro 9). Algunos tipos de ambientes se encuentran relativamente bien conservados (p.ej. P1E1D2 – montano >1200msnm y < 150m a cursos de agua- con 54.8% de cobertura boscosa), mientras algunos se encuentran en un estado relictual (p.ej. P4E2D2 –mesas de Moropotente < 1200msnm y < 150m a cursos de agua -con apenas 7.9% de área con bosques). El tipo de ambiente más abundante en el ADMM es el P3E2D1 (zona de bosque decídulo con elevación < 1200 msnm y distancia > 150 m de los ríos), representando cerca de 25% del ADMM (3301 ha, con cerca de 47% de su área conservada).

Los ambientes del paisaje de bosque mixto son los mejor conservados (51% del área de la zona bajo bosque), pero el paisaje de bosque decídulo también tiene bastante bosque (49.7% del área). El paisaje de la zona de bosque montano tiene cerca de 6% menos cobertura que los paisajes de bosque mixto y bosque decídulo, probablemente debido a una mayor densidad poblacional y presión de la frontera agrícola (hay mayor humedad en

esta zona, con mejor distribución del régimen de lluvias, y la producción agrícola allí es mejor que en las otras zonas del ADMM). El paisaje de las mesas de Moropotente puede ser considerado relictual, con apenas 23% de su área conservada en fragmentos de bosque. Esto se debe al historial de ocupación diferente en esta zona, que es dedicada a la ganadería extensiva por muchas generaciones y donde la tenencia de la tierra es en su mayoría de grandes propietarios.

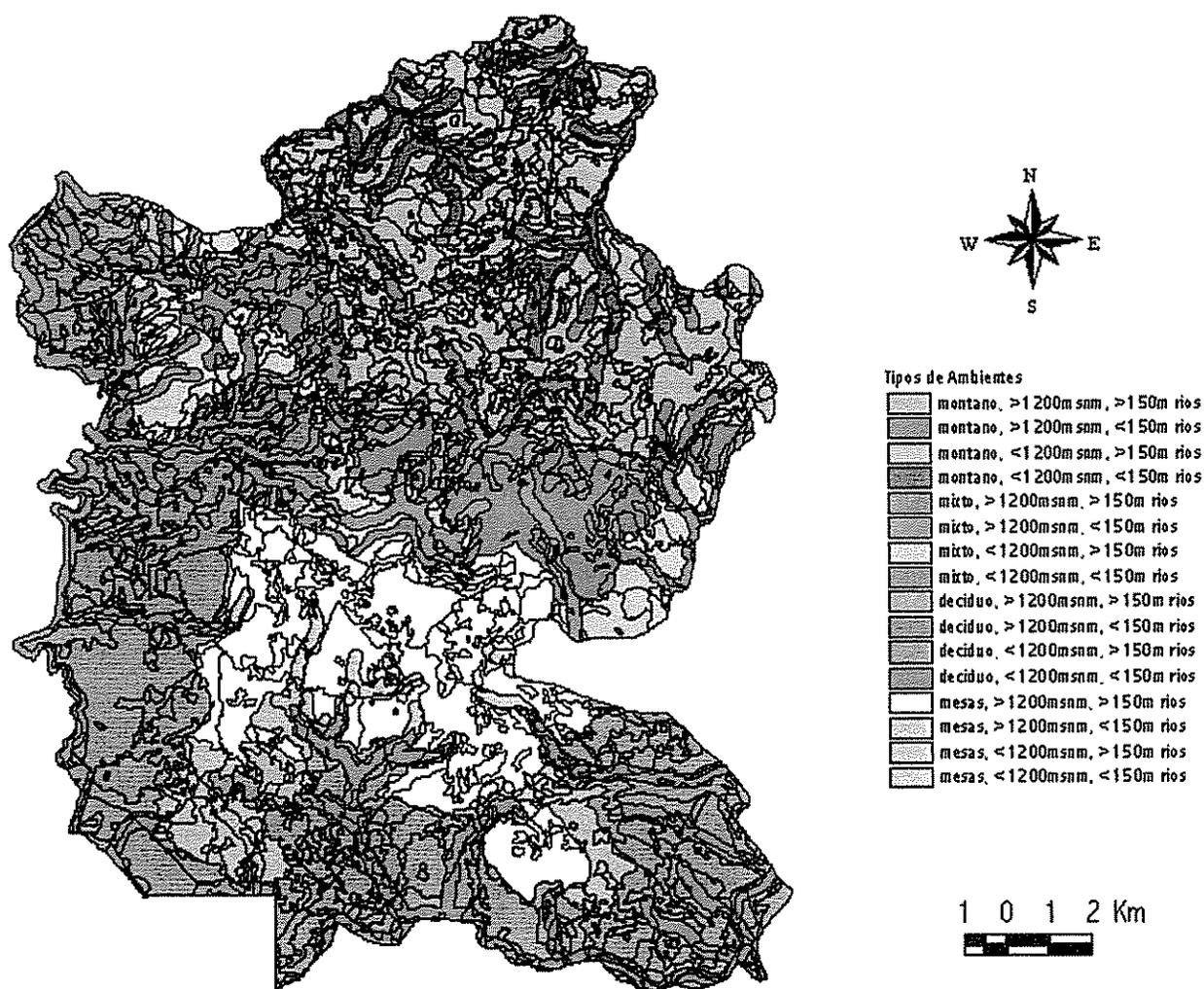


Figura 13: Mapa de los Tipos de Ambientes del ADMM

Cuadro 9: Área total y cobertura boscosa de los tipos de ambientes en el ADMM

Clases de Ambientes		Área total (ha)	% del APMM en el Ambiente	Área Bosques (ha)	% del Ambiente cubierto por Bosque
Paisajes (P)	Zona de Bosque Montano (P1)	7372.89	26.48	3255.94	44.16
	Zona de Bosque Mixto (P2)	5012.78	18.01	2555.20	50.97
	Zona de Bosque Deciduo (P3)	10241.52	36.79	5085.58	49.66
	Zona de Mesas de Moropotente (P4)	5211.27	18.72	1203.50	23.09
Elevación (E)	Mayor de 1200 msnm (E1)	11193.51	40.21	4648.77	41.53
	Menor de 1200 msnm (E2)	16644.96	59.79	7451.45	44.77
Distancia a ríos (D)	Más lejano que 150 m (D1)	21153.38	75.99	8783.23	41.52
	Más cercano que 150 m (D2)	6685.08	24.01	3316.99	49.62
Ambientes Mixtos	P1 E1 D1 (P montano E>1200 D>150)	3394.53	12.19	1704.13	50.20
	P1 E2 D1 (P montano E<1200 D>150)	1998.17	7.18	660.55	33.06
	P1 E1 D2 (P montano E>1200 D<150)	669.29	2.40	366.88	54.82
	P1 E2 D2 (P montano E<1200 D<150)	1310.90	4.71	524.37	40.00
	P2 E1 D1 (P mixto E>1200 D>150)	2277.22	8.18	1277.69	56.11
	P2 E2 D1 (P mixto E<1200 D>150)	1498.99	5.38	625.10	41.70
	P2 E1 D2 (P mixto E>1200 D<150)	439.74	1.58	214.47	48.77
	P2 E2 D2 (P mixto E<1200 D<150)	796.84	2.86	437.97	54.96
	P3 E1 D1 (P deciduo E>1200 D>150)	234.72	0.84	108.41	46.19
	P3 E2 D1 (P deciduo E<1200 D>150)	7003.81	25.16	3301.31	47.14
	P3 E1 D2 (P deciduo E>1200 D<150)	7.92	0.03	0.52	6.54
	P3 E2 D2 (P deciduo E<1200 D<150)	2995.07	10.76	1675.35	55.94
	P4 E1 D1 (P mesas mor. E>1200 D>150)	3818.06	13.72	888.16	23.26
	P4 E2 D1 (P mesas mor. E<1200 D>150)	927.87	3.33	217.87	23.48
	P4 E1 D2 (P mesas mor. E>1200 D<150)	352.03	1.26	88.51	25.14
	P4 E2 D2 (P mesas mor. E<1200 D<150)	113.30	0.41	8.96	7.91
Total		27838.47	100.00	12100.22	43.47

En general, los bosques riparios (24% del ADMM) se encuentran más conservados (8 % más de cobertura boscosa en el ambiente) que aquellos bosques más lejanos que 150 metros de los cursos de agua (Cuadro 9, Figura 14), tal vez debido a un reconocimiento del valor de protección de las cuencas y la calidad del agua por parte de los habitantes del ADMM. Sin embargo, la legislación de Nicaragua prevé que la totalidad de estos bosques riparios debieran ser conservados, y el hecho de que 50% del área del ambiente cercano

a los ríos no sea bosque refleja una falta de interés (o conocimiento) de los campesinos en el cumplimiento de la legislación, además de la falta de control por parte las instituciones responsables por asegurar el cumplimiento de la legislación. La cobertura boscosa en ambientes ubicados a elevaciones menores que 1200 msnm es ligeramente (3.2%) más conservada que en los ambientes más elevados. Esta diferencia talvez sea debido a que un 81% del área de las mesetas de Moropotente, que es el ambiente menos conservado, esté ubicado arriba de los 1200 msnm.

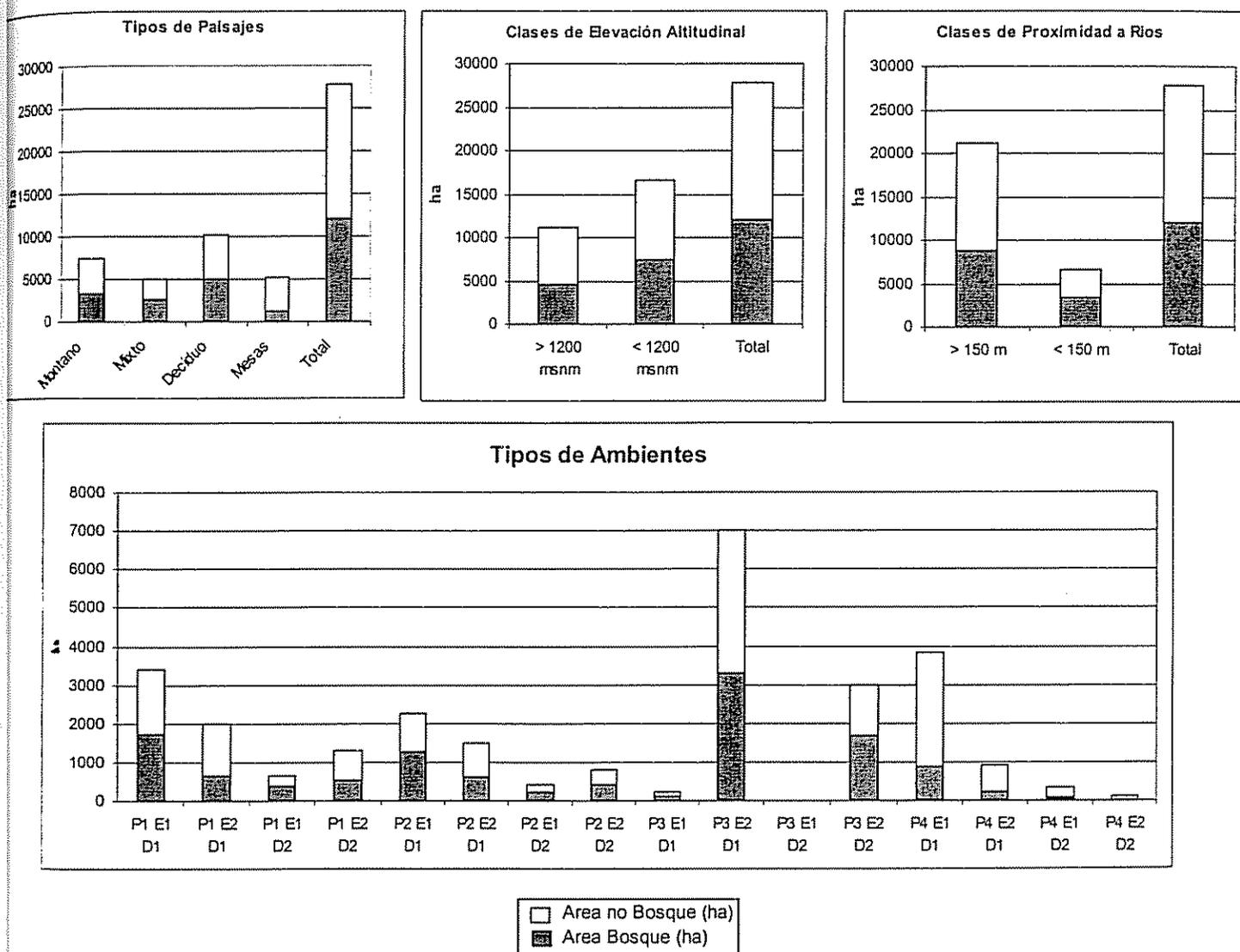


Figura 14: Área total y cobertura boscosa en los Tipos de Ambientes del ADMM

Los resultados del análisis *gap* fueron satisfactorios en el sentido de que se generó un mapa de ambientes que probablemente refleja la diversidad de hábitats y comunidades que podría ocurrir naturalmente en el paisaje antes de la fragmentación. Además, se probó ser posible establecer límites entre clases de condiciones ambientales minimizando la subjetividad por medio del manejo y superposición en SIG de la información disponible con base en supuestos bien fundamentados en la literatura. La información presentada en el Cuadro 9 sirve también como complemento para la comprensión del patrón del paisaje (sección 4.1), contribuyendo para la generación de hipótesis que expliquen los patrones de la fragmentación en el ADMM.

La preservación de ecosistemas naturales representativos en las diferentes clases de ambientes identificadas (Figura 13) es un reto importante para la conservación de los procesos naturales que ocurren en el paisaje, para mantener la diversidad de ecosistemas y permitir la persistencia de una mayor diversidad de especies con mayores chances de adaptación frente a los cambios ambientales futuros. Por este motivo, los resultados presentados en el Cuadro 9 y Figura 13 fueron utilizados para determinar sitios prioritarios para la recuperación (Figura 15d, sección 4.3), demostrando allí la verdadera potencialidad del análisis *gap* a esta escala.

4.3 Simulaciones de áreas de Recuperación

Las simulaciones realizadas sirven como una muestra del potencial para el análisis y diseño de paisajes fragmentados que se hizo disponible a través del manejo de los *Themes* generados. Los resultados de las simulaciones de recuperación del paisaje en el ADMM se muestran en la Figura 15 y Cuadro 10.

La simulación 1, que utilizó selección manual para mejorar la forma de los parches grandes de bosque, resultó en la recuperación de 9.4% de área (con relación al ADMM) a cobertura boscosa, generó una ganancia de 27.21% de área en bosques grandes y aumentó de 17.95% de área de hábitat interior en el paisaje. La simulación 2, que utilizó selección automática para mejorar la forma de los bosques resultó en la recuperación de 11% de área de bosques, generando un aumento de 30.76% de área en bosques grandes y de 14.62% de área de hábitat interior en el paisaje. La simulación 3, que utiliza selección manual y automática para completar un mínimo de cobertura por tipo de ambiente (a partir

del análisis *gap*) resultó en la recuperación de 16.3% de área de bosques, generando un aumento de 37.4% de área en bosques grandes y de 16.67% de área de hábitat interior en el paisaje.

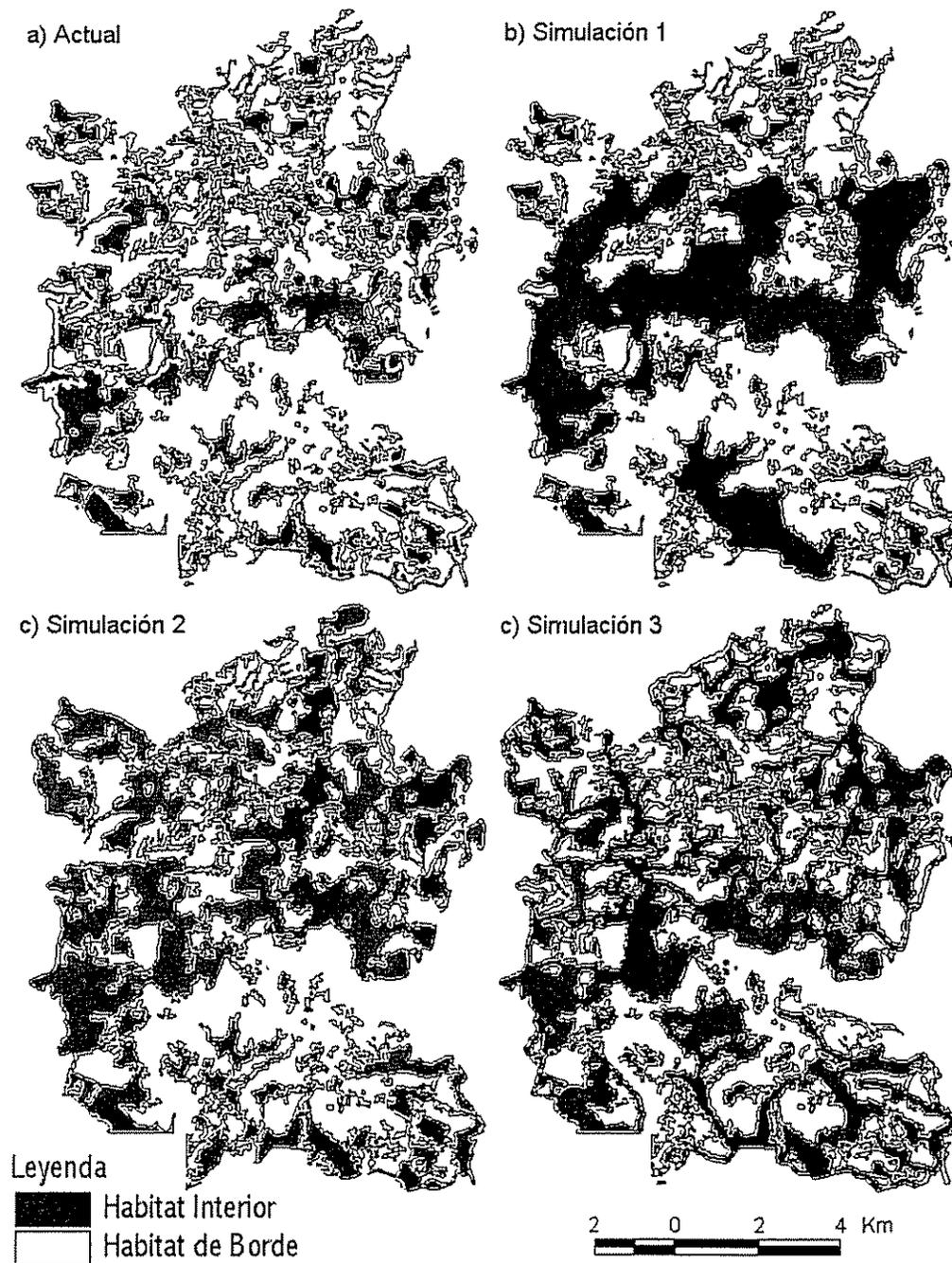


Figura 15: Configuración espacial de los bosques en diferentes escenarios de recuperación del paisaje considerando un efecto de borde = 100 metros

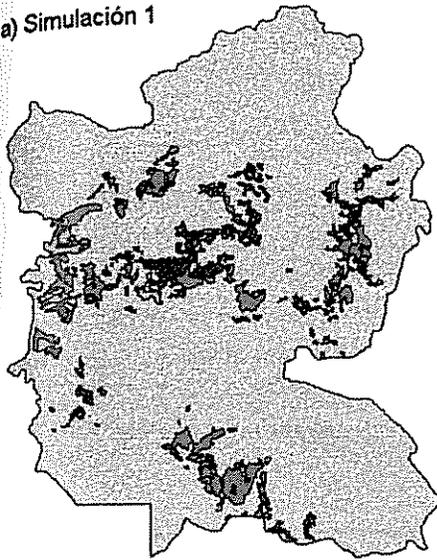
Cuadro 10: Indicadores del estado de fragmentación en el ADMM en las diferentes simulaciones

	a) Situación Actual	b) Simulación 1	c) Simulación 2	d) Simulación 3
Área total de bosques (ha)	12090 ha	14708 ha	15152 ha	16615 ha
% del APMM	43.40%	52.80%	54.40%	59.70%
Área total bosques grandes (> 300 ha)	5588 ha	13142 ha	14145 ha	15972 ha
% del APMM	20%	47.21%	50.76%	57.40%
Forma promedio de bosques (F)	2.04	1.81	1.85	1.78
Área hábitat Interior (borde = 100 m)	3390 ha	8389 ha	7463.5 ha	8033 ha
% del APMM	12.18%	30.13%	26.80%	28.85%
Tamaño promedio hábitat bosque interior (ha)	30.62 ha	215 ha	287 ha	446 ha
Índice de continuidad del bosque (FCI)	4.55	5.116	5.050	5.103

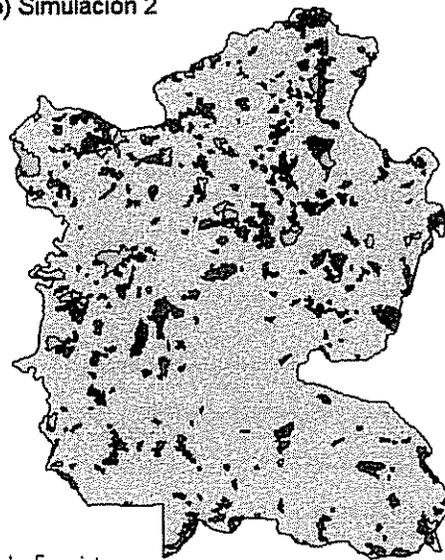
El aumento del índice de continuidad fue grande y aproximadamente similar para todas las simulaciones (cerca de 12% de aumento con relación a la situación actual). En la simulación 3, el índice de forma promedio de los parches de bosque fue menor, indicando mayor regularidad de la forma de los parches, y el tamaño promedio de los parches de hábitat interior fue casi el doble que en las otras simulaciones.

En cada una de las simulaciones, se identificaron parches prioritarios para la recuperación de cobertura boscosa (Figura 16 y Cuadro 11). Debido a que cada simulación generó su propio conjunto de áreas prioritarias, y las simulaciones parten de supuestos de conservación diferentes, los beneficios ecológicos para el paisaje con la recuperación de los parches de cada simulación serían diferentes. Para distinguir las áreas de mayor prioridad para recuperación, se identificaron aquellos parches que fueron seleccionados para recuperación en las tres simulaciones simultáneamente, y se consideró que estos parches son de la más alta prioridad (Prioridad 1) para recuperación en el ADMM (Figura 17a), porque su restauración implica en un acercamiento de las metas de conservación establecidas para las tres simulaciones. También fueron identificados los parches seleccionados para recuperación en las simulaciones 2 y 3 pero no presentes en Prioridad 1. Estos parches fueron considerados de Prioridad 2 (Figura 17b), también altamente importantes para la recuperación de la biodiversidad en el paisaje.

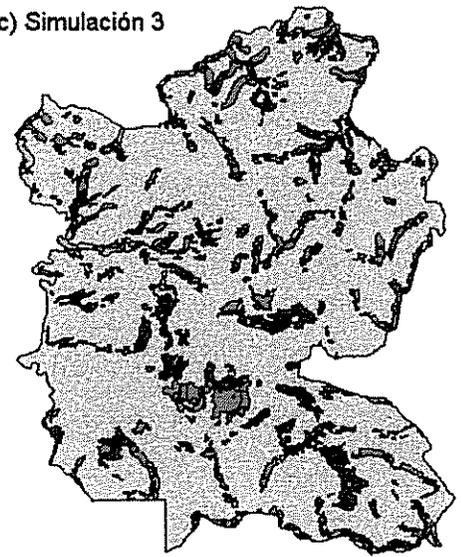
a) Simulación 1



b) Simulación 2



c) Simulación 3



Categorías de Ecosistema

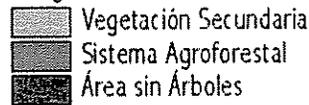
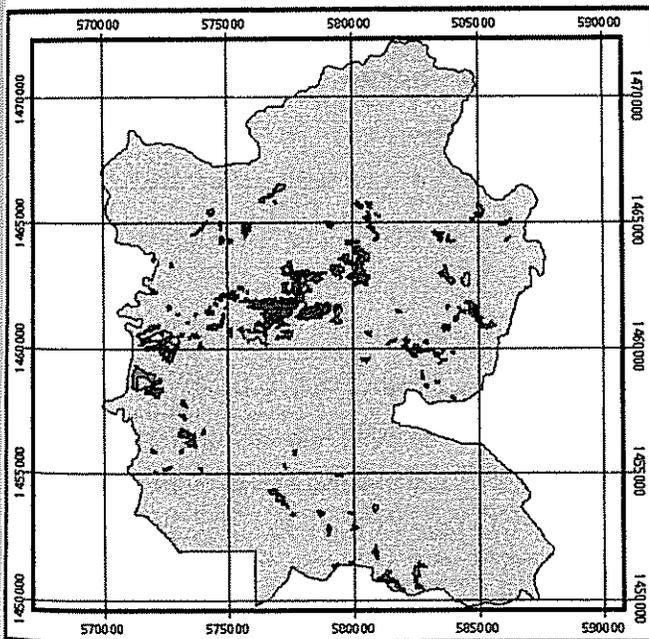


Figura 16: Parches seleccionados para la recuperación de cobertura boscosa en las simulaciones

a) Parches de Prioridad 1 (simulaciones 1, 2 y 3)



b) Parches de Prioridad 2 (simulaciones 2 y 3)

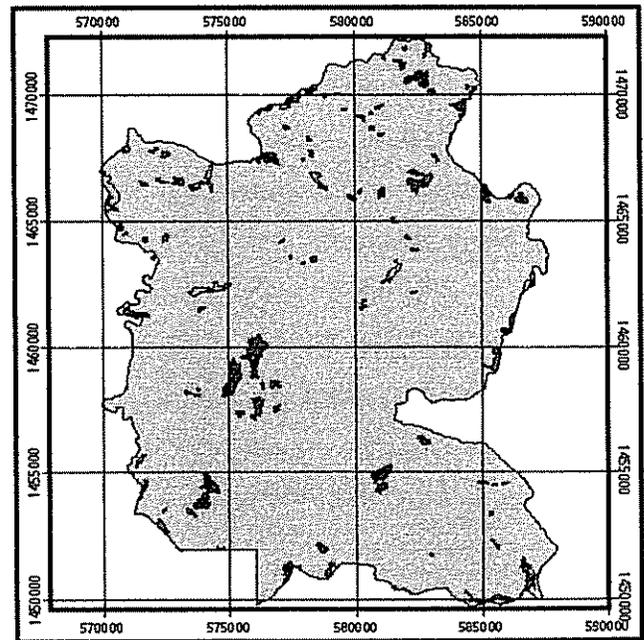


Figura 17: Parches de alta prioridad para recuperación de hábitat natural en el ADMM

Cuadro 11: Área total y número de parches por categoría de ecosistema identificados como prioritarios para recuperación de cobertura boscosa en el ADMM

	Simulación 1	Simulación 2	Simulación 3	Prioridad 1	Prioridad 2
Área sin Árboles	955 (117)	2347 (327)	2398 (372)	790 (104)	651 (142)
Sistema Agroforestal	1350 (61)	87 (47)	1820 (233)	112 (18)	14 (10)
Vegetación Secundaria	272 (12)	627 (39)	386 (47)	140 (9)	180 (22)
Total	2577 (190)	3061 (413)	4604 (652)	1042 (262)	845 (174)

Nota: Valores representan área total en ha (número de parches)

Los resultados de las simulaciones de recuperación podrán servir como instrumentos útiles en la orientación de los programas y acciones de manejo (por ejemplo, cuando se tiene fondos para incentivo a la reforestación, pago de servicios ambientales o compra de tierras en determinada zona o comunidad, sería posible identificar áreas prioritarias de inversión para cada caso específico).

Aunque se ha generado información útil para priorizar acciones de recuperación en el ADMM, es difícil decir cual de los escenarios generados en las simulaciones es el diseño óptimo para el paisaje del ADMM. Para tanto, sería necesario relacionar los diferentes patrones posibles del paisaje con los requerimientos de las especies de animales de interés para conservación en el ADMM (p.ej. radio de acción, comportamiento migratorio y de dispersión, rangos de hábitat, presencia de recursos alimenticios, etc.), probar la funcionalidad de los patrones e incluir en el análisis variables de tenencia de la tierra y relaciones de costos y beneficios ecológicos, económicos y sociales de la recuperación de los parches individuales en el ADMM. En la ausencia de tal información, se puede considerar que el escenario de la Simulación 3, derivada del análisis *gap* es la que presenta mayores potencialidades para la conservación de la biodiversidad del ADMM en el tiempo, pues prevé la conservación de hábitat natural en toda la diversidad de ambientes identificada en el paisaje, asegura la protección de los recursos hídricos y resulta en la protección de suficiente área de hábitat interior en parches grandes (Cuadro 10).

4.4 Descripción general de la vegetación en el paisaje del bosque montano

El Paisaje de Bosque montano en el ADMM tiene un área total de 7372 ha, con 44.16 % de cobertura boscosa. El mayor parche de bosque tiene 688.6 ha y el menor tiene 0.5 ha (igual a la menor unidad de mapeo). Las estadísticas espaciales de los tipos de parches muestreados, en el paisaje de bosque montano, son presentadas en el Cuadro 12.

Cuadro 12: Medidas en el paisaje de los tipos de ecosistemas muestreados

	Área (ha)	% del Paisaje Montano	N. de parches	Tamaño promedio (ha)	Forma promedio (F)	Perímetro total (km)
Bosque montano(B)	2510	34	52	48.3	1.91	252.8
Café con bosque (CB)	121.1	1.6	21	5.8	1.33	21
Pasto (P)	1401.4	19	64	21.9	1.7	166.1
Pasto con Árboles (PA)	1438	19.5	91	15.8	1.67	211.9
Veg. Secundaria (VS)	321.1	4.4	23	14	1.62	48

El error del muestreo de la vegetación calculado basándose en el número de individuos leñosos registrados en las parcelas fue grande (Anexo 15), siendo que en algunos casos el intervalo de confianza para la estimación fue mayor que el promedio de individuos por parcela. El error es diferente para cada tipo de parche (o ecosistema) muestreado, y para cada clase de tamaño, debido a la varianza diferente de los datos en cada ecosistema y al tamaño de parcela diferente para cada clase de tamaño. Sin embargo, aunque el error sea grande debido a la poca cantidad de parcelas (repeticiones) medidas en el campo, la información recolectada es relevante en un sinnúmero de aspectos, y se ha podido describir razonablemente bien la vegetación de los ecosistemas del paisaje montano del ADMM y hacer comparaciones estadísticas entre los ecosistemas muestreados que resultan interesantes desde el punto de vista de caracterización del paisaje y de la posibilidad de hacer recomendaciones de manejo.

En total, los tipos de parche muestreados representan un 78.5 % del total del paisaje montano. Otros tipos de bosque (principalmente bosque riparios, y relictos de bosque mixto y bosque semidecídúo) y cultivos agrícolas completan el paisaje con 10% y 11% del área total respectivamente. Lagunas y asentamientos humanos representan 0.5% del paisaje montano.

En todas las 40 parcelas, fueron identificadas 288 especies (Anexo 14) de todas las clases de tamaño, siendo 253 especies leñosas (árboles, arbustos y lianas). Un 27% (78 spp.) de las especies identificadas fueron consideradas endémicas de Nicaragua o Centroamérica. En todas las parcelas se registró 3857 individuos leñosos en todas las clases de tamaño, con 847 individuos mayores que 10cm DAP (22% del total de individuos leñosos). En los bosques, se encontraron 1496 individuos leñosos y 667 individuos en todas las otras formas de vida (bambú, epifitas, helechos, hierbas, musas, palmas y zacates).

Aunque se previó solamente la medición de individuos leñosos (árboles, arbustos y lianas) en las parcelas en CB, P, PA y VS, hubo registro de algunos individuos de otros tipos de forma de vida en las parcelas (Anexo 16). Esto ocurrió debido a la dificultad existente en el campo para clasificar la forma de vida de la especie (a veces una hierba se parece a un arbusto, etc, principalmente en las clases de tamaño más pequeñas). Sin embargo, los análisis comparativos y descriptivos de los ecosistemas se hicieron solamente para los tipos de forma de vida previstos (árboles, arbustos y lianas, en adelante referidos como individuos leñosos), para evitar sesgos en las comparaciones. De todas las especies identificadas, no se ha podido encontrar información respecto a su utilidad para 245 especies (85% de las especies). La información respecto a la distribución de la especie pudo ser encontrada para todas las especies, salvo en el caso de aquellas cuya identificación no llegó hasta nivel de especie (77 especies).

En los bosques (B) fueron encontradas 137 especies leñosas de las cuales 24 especies son consideradas útiles (medicinal, alimentación, ornamental, maderable, leña, etc.) y 44 especies fueron consideradas endémicas (categoría de distribución igual a 1 o 2) (Anexos 16, 17 y 18). En los cafetales con bosque (CB) se encontraron 67 especies leñosas (22 útiles y 25 endémicas); en los pastos (P) se encontraron 12 especies leñosas (4 útiles y 2 endémicas); en los pastos con árboles (PA) se encontraron 26 especies leñosas (7 útiles y 8 endémicas); y en la vegetación secundaria se encontraron 89 especies leñosas (19 útiles y 28 endémicas) (Anexos 16, 17 y 18, Cuadros 20 y 21).

El bosque tiene mayor número de especies endémicas en la clase de tamaño árboles (30 spp. Cuadro 13), seguido por los cafetales con bosque (24 spp.) y vegetación secundaria (8 spp.). El número de especies consideradas útiles en la clase de tamaño árboles fue

mayor en los cafetales con bosque (20 spp.), siendo que los bosques (18 spp.) y la vegetación secundaria (11 spp.) tienen también un número grande de especies útiles.

Los bosques contribuyen a la riqueza de especies total del paisaje con la mayor cantidad de especies únicas, o sea, que solo fueron encontradas en un determinado tipo de ecosistema en el paisaje (45 spp., Cuadro 13). Sin embargo, los cafetales (22 spp.) también contribuyen y la vegetación secundaria (12 spp.), mientras pastos y pastos con árboles no presentaron ninguna especie única (Cuadro 13).

Cuadro 13: Número de especies, géneros y familias, proporciones y número de especies útiles, endémicas y únicas considerando los individuos leñosos ≥ 10 cm dap en 0.8 ha por tipo de ecosistema.

Tipo de Ecosistema	S	G	F	I	S / G	S / F	I / S	S útiles (%)	S endémicas (%)	S únicas (%)
Bosque	83	64	43	403	1.30	1.93	4.85	18 (22 %)	30 (36%)	45 (54 %)
Café con bosque	64	47	31	236	1.36	2.06	3.69	20 (31%)	24 (37%)	22 (34%)
Pasto	3	3	3	5	1.00	1.00	1.67	2 (67%)	1 (33%)	0 (0%)
Pasto con árboles	14	12	9	37	1.17	1.56	2.64	5 (57%)	6 (43%)	0 (0%)
Veg. Secundaria	25	23	14	169	1.09	1.79	6.76	11 (44%)	8 (32%)	12 (48%)

Nota: S= n. de especies, G= n. de géneros, F= n. de familias, I= n. de individuos, S útiles= n. de especies con alguna utilidad conocida, S endémicas= n. de especies con categoría de distribución = 1 o 2, S únicas= n. de especies registradas únicamente en el tipo de ecosistema considerado, %= % en relación a S del tipo de ecosistema considerado

El número de especies por género para los bosques del ADMM ($S / G = 1.30$, Cuadro 13) es parecido al encontrado por Gentry (1982) para muestras de 0.1 ha (individuos leñosos ≥ 2.5 dap) en tres sitios de bosque húmedo y muy húmedo tropical de elevaciones entre 150 y 300 msnm en Panamá y Ecuador ($S / G = 1.27$ para los tres sitios), en donde la precipitación promedio anual (2500 a 3000 mm) es mucho mayor que en el ADMM (1200 a 1600 mm). La relación de número de especies por familia para los bosques del ADMM ($S / F = 1.93$) se encuentra dentro del rango de los sitios de bosque seco, húmedo y muy húmedo tropicales estudiados por Gentry (1982), que varían entre $S / F = 1.9$ a 2.9, sin embargo se aproxima más de los sitios de bosque templado ($S / F = 1.6$ a 2.2).

Las comparaciones de diversidad entre diferentes sitios de bosques montanos deben considerar sitios de elevación similar, pues la riqueza y composición de especies en los bosques montanos neotropicales es una función directa de la elevación altitudinal (Gentry

1995). El número de especies leñosas ≥ 10 cm dap encontrado en los bosques del ADMM es similar al de otros bosques montanos de elevación similar estudiados por Gentry (1995) en Nicaragua y en México, pero es menor en otros sitios en Sudamérica (Colombia y Peru, Cuadro 14), confirmando el patrón sugerido de que los bosques montanos centroamericanos son menos ricos en especies que los bosques montanos andinos. Sin embargo, los bosques montanos de Centroamérica pueden ser más ricos que los bosques más al sur de Sudamérica (Argentina, Cuadro 14). De hecho, Grau y Brown (1995) demuestran que la riqueza en los bosques montanos de elevaciones entre 700 y 1700 msnm del norte de Argentina varía entre 12 a 17 especies / 0.1 ha, lo que tal vez sugiera un patrón de los bosques montanos de ser más ricos en especies leñosas ≥ 10 cm dap a latitudes ecuatoriales en los Andes y menos ricos en dirección a los subtrópicos. De hecho, el mismo patrón se ve en datos para bosques de tierras bajas (B. Finegan, com. pers.)

Cuadro 14: Número de especies leñosas ≥ 10 cm dap en muestras de 0.1 ha

Sitio	Elevación (msnm)	n. de especies
ADMM (Nicaragua)	1220 a 1439	20 (8)**
Cerro el Picacho (Nicaragua)*	1400	22
Bosque de Guadalupe (México)*	1255	18
Alto de la Mira (Colombia)*	1200	40
La Genoa (Peru)*	1160	48
Salta (Argentina)*	1300	11

Nota: *Fuente Gentry (1995), datos de bosques maduros incluye lianas, ** promedio de 8 muestras de 0.1ha (desviación estándar)

Las 10 familias de especies leñosas con mayor número de especies y mayor número de individuos en los ecosistemas son listadas en el Cuadro 15. Es posible notar que en los bosques la familia con mayor número de especies e individuos es la Lauraceae (21 spp. y 122 individuos), principalmente de los géneros *Ocotea* (12 spp.), *Nectandra* (4 spp.) y *Beilshmiadia* (4 spp.). La dominancia por lauráceas es una característica de los bosques montanos neotropicales (Gentry 1995) y tiene implicaciones importantes debido a que los frutos de las lauráceas son importantes en la dieta de muchas especies de la fauna, especialmente de las aves (p.ej. *Pharomacrus moccinno*, Walsh (1998), Cabrera (2000)). La familia Rubiaceae es la con segundo mayor número de especies en los bosques (15 spp., 5 spp. de *Psychotria*), representados principalmente por especies encontradas en el sotobosque (Cuadro 16).

Cuadro 15: Las 10 familias con mayor número de especies e individuos leñosos en los ecosistemas

	n.	Familia	n. Especies	Familia	n. Individuos
Bosque	1	LAURACEAE	21	LAURACEAE	122
	2	RUBIACEAE	10	FABACEAE/PAP.	64
	3	EUPHORBIACEAE	7	EUPHORBIACEAE	60
	4	ASTERACEAE	4	MYRTACEAE	60
	5	FABACEAE/PAP.	4	FABACEAE/MIM.	58
	6	MELIACEAE	4	URTICACEAE	50
	7	MORACEAE	4	PIPERACEAE	43
	8	PIPERACEAE	4	RUBIACEAE	35
	9	SOLANACEAE	4	ARALIACEAE	35
	10	URTICACEAE	4	FAGACEAE	29
	otras	38 Familias	60	otras	362
	Total	126	Total	918	
Café con Bosque	1	LAURACEAE	9	RUBIACEAE	158
	2	FABACEAE/PAP.	6	LAURACEAE	61
	3	EUPHORBIACEAE	4	FABACEAE/MIM.	31
	4	ASTERACEAE	3	EUPHORBIACEAE	28
	5	FABACEAE/MIM.	3	SAPINDACEAE	13
	6	FLACOURTIACEAE	3	FABACEAE/PAP.	12
	7	MORACEAE	3	ASTERACEAE	12
	8	RUBIACEAE	3	DESCONOCIDO	12
	9	VERBENACEAE	3	FLACOURTIACEAE	9
	10	ARALIACEAE	2	VERBENACEAE	8
	otras	21 Familias	26	otras	57
total	Total	65	Total	401	
Pasto	1	ASTERACEAE	1	LYTHRACEAE	100
	2	EUPHORBIACEAE	1	LOGANIACEAE	24
	3	FABACEAE/MIM.	1	SOLANACEAE	15
	4	LOGANIACEAE	1	STERCULIACEAE	14
	5	LYTHRACEAE	1	VERBENACEAE	5
	6	MALVACEAE	1	ASTERACEAE	3
	7	SIMAROUBACEAE	1	FABACEAE/MIM.	3
	8	SOLANACEAE	1	MALVACEAE	2
	9	STERCULIACEAE	1	EUPHORBIACEAE	1
	10	TILIACEAE	1	SIMAROUBACEAE	1
	otras	2 Familias	2	otras	2
	Total	12	Total	170	
Pasto con Árboles	1	SOLANACEAE	5	ASTERACEAE	164
	2	LAURACEAE	3	VERBENACEAE	44
	3	ASTERACEAE	2	SOLANACEAE	21
	4	EUPHORBIACEAE	2	MALVACEAE	17
	5	FABACEAE/MIM.	2	BORAGINACEAE	12
	6	MALVACEAE	2	LYTHRACEAE	12
	7	MYRTACEAE	2	EUPHORBIACEAE	6
	8	VERBENACEAE	2	LAURACEAE	5
	9	BORAGINACEAE	1	FABACEAE/MIM.	5
	10	LYTHRACEAE	1	MUERTO	3
	4 Familias	4	otras	5	
total	Total	26	Total	294	
Vegetación Secundaria	1	ASTERACEAE	11	ASTERACEAE	248
	2	EUPHORBIACEAE	7	LYTHRACEAE	244
	3	FABACEAE/MIM.	7	VERBENACEAE	90
	4	LAURACEAE	6	TILIACEAE	49
	5	SOLANACEAE	5	FABACEAE/MIM.	42
	6	FABACEAE/PAP.	4	EUPHORBIACEAE	34
	7	VERBENACEAE	4	SOLANACEAE	27
	8	DESCONOCIDO	3	ROSACEAE	27
	9	FLACOURTIACEAE	3	STERCULIACEAE	24
	10	RUBIACEAE	3	URTICACEAE	23
	otras	21 Familias	29	otras	119
	Total	82	Total	927	

Nota: Valores sumados para todos los estratos de los ecosistemas

Cuadro 16: Las 10 familias con mayor número de especies e individuos leñosos por clase de tamaño

	n.	Familia	n. Especies	Familia	n. Individuos
Arbol	1	LAURACEAE	18	LAURACEAE	127
	2	FABACEAE/PAP.	9	VERBENACEAE	109
	3	ASTERACEAE	8	EUPHORBIACEAE	80
	4	EUPHORBIACEAE	8	FABACEAE/MIM.	71
	5	FABACEAE/MIM.	8	TILIACEAE	45
	6	ARALIACEAE	4	ASTERACEAE	38
	7	DESCONOCIDO	4	FABACEAE/PAP.	36
	8	MORACEAE	4	URTICACEAE	35
	9	FLACOURTIACEAE	3	MYRTACEAE	32
	10	MELASTOMATACEAE	3	SAPINDACEAE	28
	otras	37 Familias	56	otras	249
	Total	125	Total	850	
Latizal Alto	1	LAURACEAE	12	VERBENACEAE	32
	2	ASTERACEAE	5	ASTERACEAE	28
	3	FABACEAE/MIM.	4	FABACEAE/MIM.	26
	4	FLACOURTIACEAE	4	ARALIACEAE	24
	5	DESCONOCIDO	3	LAURACEAE	22
	6	EUPHORBIACEAE	3	DESCONOCIDO	12
	7	FABACEAE/PAP.	3	URTICACEAE	12
	8	MELIACEAE	3	FABACEAE/PAP.	11
	9	MYRSINACEAE	3	MYRTACEAE	11
	10	URTICACEAE	3	MYRSINACEAE	10
	otras	25 Familias	38	otras	68
	Total	81	Total	256	
Latizal Bajo	1	LAURACEAE	16	LYTHRACEAE	242
	2	ASTERACEAE	12	ASTERACEAE	222
	3	RUBIACEAE	9	RUBIACEAE	163
	4	SOLANACEAE	7	BORAGINACEAE	37
	5	EUPHORBIACEAE	5	SOLANACEAE	32
	6	BORAGINACEAE	4	PIPERACEAE	31
	7	FABACEAE/PAP.	4	FABACEAE/MIM.	30
	8	MALPIGHIACEAE	4	EUPHORBIACEAE	28
	9	VERBENACEAE	4	URTICACEAE	28
	10	ARACEAE	3	LAURACEAE	27
	otras	40 Familias	62	otras	263
	Total	130	Total	1103	
Brinzal	1	LAURACEAE	9	ASTERACEAE	154
	2	RUBIACEAE	6	LYTHRACEAE	121
	3	SOLANACEAE	6	SOLANACEAE	36
	4	ARACEAE	4	MALVACEAE	29
	5	FABACEAE/MIM.	4	STERCULIACEAE	24
	6	ASTERACEAE	3	LOGANIACEAE	24
	7	EUPHORBIACEAE	3	RUBIACEAE	22
	8	FABACEAE/PAP.	3	LAURACEAE	20
	9	MALVACEAE	3	MYRTACEAE	19
	10	PIPERACEAE	3	EUPHORBIACEAE	18
	otras	23 Familias	29	otras	99
	Total	73	Total	566	

Nota: valores sumados para todos los 5 tipos de ecosistemas muestreados

Cuadro 17: Las 10 especies leñosas más abundantes en cada estrato en los ecosistemas

	Bosque		Café con Bosque		Pasto		Pasto con Árboles		Vegetación Secundaria		
n.	Especie	# I	Especie	# I	Especie	# I	Especie	# I	Especie	# I	
Arbol	1	<i>Sapium glandulosum</i>	27	<i>Sapium glandulosum</i>	20	<i>Lippia myriocephala</i>	3	<i>Lippia myriocephala</i>	12	<i>Lippia myriocephala</i>	53
	2	<i>Inga oerstediana</i>	24	<i>Beilschmiedia riparia</i>	15	<i>Picrasma excelsa</i>	1	<i>Sapium glandulosum</i>	5	<i>Triumfetta lappula</i>	39
	3	<i>Quercus oocarpa</i>	22	<i>Persea caerulea</i>	13	<i>Acacia pennatula</i>	1	<i>Persea caerulea</i>	3	<i>Cornulia pyramidata</i>	16
	4	<i>Eugenia costaricensis</i>	19	<i>Inga oerstediana</i>	12			Muerto	3	<i>Sinclairia polyantha</i>	14
	5	<i>Urera corallina</i>	17	<i>Cinnamomum costaricanum</i>	11			<i>Inga oerstediana</i>	3	Muerto	7
	6	<i>Lonchocarpus sp.1</i>	17	<i>Cupania glabra</i>	10			<i>Vernonia patens</i>	2	<i>Inga punctata</i>	6
	7	<i>Cinnamomum costaricanum</i>	16	<i>Guettarda macrosperma</i>	9			<i>Lippia controversa</i>	2	<i>Sapium glandulosum</i>	5
	8	<i>Quararibea asterolepis</i>	14	Desconocido sp.3	9			<i>Myrcianthes fragrans</i>	1	<i>Lysiloma microphyllum</i>	3
	9	<i>Myriocarpa sp.1</i>	13	<i>Tapiria mexicana</i>	8			<i>Ficus luerckheimii</i>	1	<i>Inga oerstediana</i>	3
	10	Muerto	13	<i>Nectandra martinicensis</i>	8			<i>Eugenia costaricensis</i>	1	<i>Croton draco</i>	3
otras	73 spp.	221	54 spp.	121			4 spp.	4	15 spp.	20	
Latizal Alto	1	<i>Dendropanax arboreus</i>	23	<i>Inga oerstediana</i>	5	<i>Acacia pennatula</i>	2	<i>Lippia controversa</i>	21	Desconocido sp.2	10
	2	<i>Eugenia costaricensis</i>	10	<i>Inga punctata</i>	4			<i>Vernonia patens</i>	8	<i>Ageratina ixocladon</i>	6
	3	<i>Urera corallina</i>	8	<i>Xylosma flexuosa</i>	1					<i>Vernonia patens</i>	5
	4	<i>Lonchocarpus sp.1</i>	8	<i>Vernonia patens</i>	1					<i>Lippia myriocephala</i>	5
	5	<i>Inga oerstediana</i>	7	<i>Guarea glabra</i>	1					<i>Cornulia pyramidata</i>	5
	6	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	6	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	1					<i>Ardisia revoluta</i>	4
	7	<i>Parathesis sp.1</i>	5							<i>Sapindus saponaria</i>	3
	8	<i>Casearia arguta</i>	5							<i>Verbesina oerstediana</i>	2
	9	<i>Lasianthea frulicosa</i>	4							<i>Sinclairia polyantha</i>	2
	10	<i>Inga punctata</i>	4							<i>Picrasma excelsa</i>	2
otras	44 spp.	62							19 spp.	26	
Latizal Bajo	1	<i>Piper arboreum</i>	26	<i>Coffea arabica</i>	154	<i>Pehria compacta</i>	3	<i>Vernonia patens</i>	25	<i>Pehria compacta</i>	166
	2	<i>Tournefortia glabra</i>	24	<i>Nectandra martinicensis</i>	1	<i>Lippia myriocephala</i>	2	<i>Lippia controversa</i>	14	<i>Adenaria floribunda</i>	78
	3	<i>Acalypha diversifolia</i>	22	<i>Lonchocarpus sp.4</i>	1	<i>Melochia lupulina</i>	1	<i>Cordia curassavica</i>	12	<i>Vernonia patens</i>	63
	4	<i>Piper amalago</i>	21	<i>Inga punctata</i>	1	<i>Croton draco</i>	1	<i>Lippia myriocephala</i>	5	<i>Ageratina pichinchensis</i>	62
	5	<i>Malvaviscus arboreus</i>	20	<i>Inga oerstediana</i>	1	<i>Acacia pennatula</i>	1	<i>Solanum torvum</i>	2	<i>Sinclairia polyantha</i>	34
	6	<i>Ardisia compressa</i>	18					<i>Pehria compacta</i>	2	<i>Rubus urticaefolius</i>	33
	7	<i>Eugenia costaricensis</i>	15							<i>Calea sp.1</i>	26
	8	<i>Lonchocarpus sp.3</i>	14							<i>Laportea aestuans</i>	23
	9	<i>Inga oerstediana</i>	14							<i>Melochia pyramidata</i>	14
	10	<i>Pehria compacta</i>	13							<i>Mimosa albida</i>	13
otras	81 spp.	231							56 spp.	178	
Prinzal	1	<i>Piper amalago</i>	26	<i>Coffea arabica</i>	31	<i>Pehria compacta</i>	102	<i>Ageratina pichinchensis</i>	111	<i>Ageratina pichinchensis</i>	91
	2	<i>Eugenia costaricensis</i>	21	<i>Inga oerstediana</i>	2	<i>Buddleja americana</i>	24	<i>Vernonia patens</i>	51	<i>Melochia pyramidata</i>	43
	3	<i>Cinnamomum costaricanum</i>	18	<i>Urera corallina</i>	1	<i>Melochia lupulina</i>	16	<i>Sida rhombifolia</i>	25	<i>Justicia crenata</i>	37
	4	<i>Piper arboreum</i>	17	<i>Tecoma siana</i>	1	<i>Physalis sp.1</i>	15	<i>Pehria compacta</i>	10	<i>Pehria compacta</i>	23
	5	<i>Malvaviscus arboreus</i>	16	<i>Sapindus saponaria</i>	1	<i>Ageratina pichinchensis</i>	3	<i>Cestrum tomentosum</i>	10	<i>Calea sp.1</i>	23
	6	<i>Tournefortia glabra</i>	15	<i>Piper nudifolium</i>	1	<i>Sida rhombifolia</i>	2	<i>Cestrum sp.1</i>	5	<i>Adenaria floribunda</i>	23
	7	<i>Pavonia sp.1</i>	14			<i>Triumfetta lappula</i>	1	<i>Solanum torvum</i>	3	<i>Triumfetta lappula</i>	18
	8	<i>Inga oerstediana</i>	12			<i>Pouzolzia phenacoides</i>	1	<i>Malvaviscus arboreus</i>	3	<i>Croton heterochrous</i>	15
	9	<i>Ardisia compressa</i>	12					<i>Lippia myriocephala</i>	3	<i>Vernonia patens</i>	13
	10	<i>Inga punctata</i>	11					<i>Lippia controversa</i>	2	<i>Melanthera aspera</i>	12
otras	64 spp.	184					5 spp.	5	33 spp.	100	

Nota: # I= Numero de individuos

Un hecho curioso en los bosques del ADMM es el reducido número de especies de Melastomataceae (5 spp.), reportada por Gentry (1995) como la segunda familia más rica en número de especies (después de Lauraceae) en los bosques montanos de América Central, y presentando 27 especies (2° familia más rica) en los bosques montanos bajos de Talamanca, Costa Rica (Kappelle y Zamora 1995). El bajo número de especies de Melastomataceae es aún más curioso considerando que esta familia tiende a aumentar su abundancia en bosques disturbados como los del ADMM.

La Fabaceae-Papilionideae es la segunda familia más abundante en los bosques del ADMM (Cuadro 15) debido a la abundancia de *Lonchocarpus sp.* (Cuadro 17). La familia Myrtaceae no aparece entre las diez con mayor número de especies, pero es la 4° con mayor número de individuos en los bosques debido a la presencia de muchos individuos de *Eugenia costaricensis* en todas las clases de tamaño del bosque (Cuadros 15 y 17). Esto tal vez sugiera que los bosques montanos del ADMM tienen una flora característica de transición altitudinal, pues Grau y Brown (1995) sugieren que los bosques montanos del norte de Argentina son dominados por Lauraceae y Fabaceae a elevaciones inferiores que 1000 msnm, y dominados por Myrtaceae arriba de los 1000 msnm.

La familia Euphorbiaceae aparece en tercer lugar en número de especies en los bosques por la diversidad de *Croton* (7 spp., Anexo 14), y se encuentra entre las con mayor número de individuos debido a la abundancia de *Sapium glandulosum* en la clase de tamaño arbórea (Cuadros 17 y 18). Euphorbiaceae no es citada por Gentry (1995) para los bosques montanos de Centroamérica debido a que esta es una familia predominantemente de especies ruderales o típicas de sucesión secundaria, y los bosques estudiados por Gentry son bosques maduros poco perturbados, lo que difiere de los bosques montanos del ADMM que son fragmentados y que probablemente ya han sufrido algún tipo de perturbación antropogénica. Las perturbaciones pasadas son también la causa probable de la abundancia de *Inga oerstediana* en los bosques (Cuadro 18), pues esta es una especie pionera de larga vida (Finegan 1996), así como *S. glandulosum*.

Cuadro 18: Las 10 especies leñosas ≥ 10 cm dap más importantes en 0.8 ha por ecosistema

	n.	Especie	A	D	F	AR	DR	FR	IVI	% IVI
Bosque	1	<i>Sapium glandulosum</i>	27	1.98	6	6.75	8.39	3.82	18.96	6.32
	2	<i>Quercus oocarpa</i>	22	1.37	3	5.50	5.80	1.91	13.21	4.40
	3	Muerto	13	1.09	7	3.25	4.62	4.46	12.33	4.11
	4	<i>Inga oerstediana</i>	24	0.71	5	6.00	3.01	3.19	12.19	4.06
	5	<i>Persea caerulea</i>	7	1.86	3	1.75	7.91	1.91	11.57	3.86
	6	<i>Sideroxylon portoricense</i>	8	1.73	3	2.00	7.33	1.91	11.24	3.75
	7	<i>Beilschmiedia sp.2</i>	7	1.75	2	1.75	7.44	1.27	10.46	3.49
	8	<i>Ficus tuerckheimii</i>	5	1.61	3	1.25	6.83	1.91	9.99	3.33
	9	<i>Quararibea asterolepis</i>	14	0.81	4	3.50	3.45	2.55	9.50	3.17
	10	<i>Cinnamomum costaricanum</i>	12	0.92	3	3.00	3.90	1.91	8.81	2.94
		Otras 72 Especies	261	9.73	118	65.25	41.33	75.16	181.74	60.58
	Total	400	23.55	157	100	100	100	300	100	
Café con Bosque	1	<i>Sapium glandulosum</i>	20	3.03	6	8.48	17.88	5.36	31.71	10.57
	2	<i>Inga oerstediana</i>	12	1.60	5	5.09	9.48	4.46	19.03	6.34
	3	<i>Persea caerulea</i>	13	1.38	6	5.51	8.15	5.36	19.02	6.34
	4	<i>Beilschmiedia riparia</i>	15	0.76	4	6.36	4.46	3.57	14.39	4.80
	5	<i>Cupania glabra</i>	10	0.66	4	4.24	3.88	3.57	11.69	3.90
	6	<i>Cinnamomum costaricanum</i>	11	0.56	4	4.66	3.29	3.57	11.52	3.84
	7	<i>Ficus tuerckheimii</i>	4	1.08	3	1.70	6.38	2.68	10.76	3.59
	8	<i>Tapirira mexicana</i>	8	0.31	4	3.39	1.83	3.57	8.79	2.93
	9	<i>Nectandra martinicensis</i>	8	0.24	3	3.39	1.44	2.68	7.51	2.50
	10	<i>Carpinus tropicalis</i>	1	0.95	1	0.42	5.61	0.89	6.93	2.31
		otras 54 Especies	134	6.37	72	56.78	37.60	64.29	158.66	52.89
	Total	236	16.93	112	100	100	100	300	100	
Pasto	1	<i>Lippia myriocephala</i>	3	0.05	1	60.00	45.86	33.33	139.19	46.40
	2	<i>Picrasma excelsa</i>	1	0.05	1	20.00	43.30	33.33	96.63	32.21
	3	<i>Acacia pennatula</i>	1	0.01	1	20.00	10.85	33.33	64.18	21.39
		otras No hay								
	Total	5	0.11	3	100	100	100	300	100	
Pasto con Arboles	1	<i>Sapium glandulosum</i>	5	1.18	3	13.51	33.58	13.64	60.73	20.24
	2	<i>Lippia myriocephala</i>	12	0.33	3	32.43	9.43	13.64	55.50	18.50
	3	<i>Inga oerstediana</i>	3	0.50	1	8.11	14.19	4.55	26.84	8.95
	4	Muerto	3	0.11	3	8.11	3.00	13.64	24.75	8.25
	5	<i>Myrcianthes fragrans</i>	1	0.49	1	2.70	13.83	4.55	21.08	7.03
	6	<i>Persea caerulea</i>	3	0.26	1	8.11	7.31	4.55	19.97	6.66
	7	<i>Ficus tuerckheimii</i>	1	0.28	1	2.70	8.02	4.55	15.27	5.09
	8	<i>Lippia controversa</i>	2	0.02	2	5.41	0.49	9.09	14.99	5.00
	9	<i>Vernonia patens</i>	2	0.02	2	5.41	0.45	9.09	14.94	4.98
	10	<i>Beilschmiedia brenesii</i>	1	0.16	1	2.70	4.51	4.55	11.76	3.92
		otras 4 Especies	4	0.18	4	10.81	5.19	18.19	34.18	11.40
	Total	37	3.53	22	100	100	100	300	100	
Vegetación Secundaria	1	<i>Triumfetta lappula</i>	39	1.43	3	23.08	35.85	9.38	68.30	22.77
	2	<i>Lippia myriocephala</i>	53	0.86	1	31.36	21.50	3.13	55.98	18.66
	3	<i>Cornutia pyramidata</i>	16	0.42	1	9.47	10.48	3.13	23.08	7.69
	4	<i>Sinclairia polyantha</i>	14	0.33	1	8.28	8.32	3.13	19.73	6.58
	5	Muerto	7	0.12	4	4.14	2.98	12.50	19.62	6.54
	6	<i>Inga punctata</i>	6	0.11	2	3.55	2.64	6.25	12.44	4.15
	7	<i>Inga oerstediana</i>	3	0.05	2	1.78	1.18	6.25	9.21	3.07
	8	<i>Croton draco</i>	3	0.17	1	1.78	4.15	3.13	9.05	3.02
	9	<i>Sapium glandulosum</i>	5	0.08	1	2.96	1.91	3.13	7.99	2.66
	10	<i>Erythrina berteroana</i>	2	0.13	1	1.18	3.13	3.13	7.44	2.48
		otras 15 Especies	21	0.31	15	12.43	7.87	46.88	67.17	22.39
	Total	169	3.98	32	100	100	100	300	100	

Nota: A = # individuos, D = Dominancia = Area basal (m²), IVI=Índice de Valor de Importancia (AR+DR+ FR)
F = Frecuencia = # subparcelas donde aparece un individuo de la especie, R= Valor Relativo (% del total)

En los cafetales con bosque, la familia Lauraceae es también la que presenta mayor número de especies (9 spp.), sin embargo el número de especies de la familia es menor que en los bosques. En los cafetales, la familia con mayor número de individuos es Rubiaceae debido a la gran densidad de plantas de café (*Coffea arabica*) en el sotobosque (Cuadro 17). La clase de tamaño de latizal bajo es dominado por *C. arabica*, y existen muy pocos brinzales de otras especies. Entre los individuos ≥ 10 cm dap, la familia Lauraceae es la segunda más abundante (*Beilschmiedia riparia*, *Persea caerulea*, *Cinnamomum costaricanum* y *Nectantra martinicensis* entre los diez árboles más abundantes), y así como en los bosques la familia Euphorbiaceae se encuentra bien representada tanto en número de especies (*Croton*) cuanto en número de individuos (*Sapium glandulosum*).

En los pastos, todas las 12 familias registradas son representadas por una sola especie (Cuadro 15), y la familia Lythraceae es la más abundante debido al grande número de brinzales de *Pehria compacta* (Cuadro 17). La familia Lauraceae, presente en todos los otros ecosistemas, no aparece en los pastos, ni tampoco las especies típicas de bosque y café con bosque.

En los pastizales con árboles la familia Solanaceae tiene mayor número de especies (5 spp.) y es la tercera con mayor número de individuos, principalmente *Cestrum* y *Solanum* (típicos de sitios disturbados) en las clases de tamaño latizal bajo y brinzal (Cuadros 15, 16 y 17). La familia Asteraceae es la que tiene mayor número de individuos en pastos con árboles debido a la abundancia de *Ageratina pichinchensis* en la clase de tamaño de brinzales (Cuadros 15 y 17). La familia Verbenaceae es la segunda más abundante (Cuadro 15) debido a *Lippia myriocephala* (abundante en la clase de tamaño árboles) y *L. controversa* (abundante en la clase de tamaño latizales altos) (Cuadro 17). Sin embargo, así como en bosques y cafetales, la especie más importante es *Sapium glandulosum* (Euphorbiaceae), que alcanza los mayores diámetros en los pastos con árboles (Cuadro 18).

En la vegetación secundaria, Asteraceae es la familia con mayor número de especies y mayor número de individuos (Cuadro 15), siendo las especies más representativas *Vernonia patens*, *Ageratina ixiocladon* y *A. pichinchensis*, típicas de la sucesión temprana y de sitios disturbados. Lythraceae es la segunda familia más abundante en la vegetación secundaria, con sus dos únicas especies *Pehria compacta* y *Adenaria floribunda*

(arbustos) dominando la clase de tamaño de latizal bajo (Cuadros 15 y 17). Así como en los pastos con árboles, la Verbenaceae *Lippia myriocephala* es la más abundante entre los árboles en la vegetación secundaria (Cuadros 17 y 18). En el ADMM se han registrado 4 familias que no aparecieron en las muestras centroamericanas de Gentry (1995), siendo por él reportadas solamente para los Andes: Begoniaceae, Polygalaceae, Sterculiaceae y Ulmaceae, las tres últimas en vegetación secundaria.

En todos los tipos de ecosistemas, la familia Lauraceae es la que tiene mayor número de especies en todas las clases de tamaño (árboles, latizales altos, latizales bajos y brinzales) (Cuadro 16). Las familias Fabaceae-Mimosoideae y Asteraceae están entre aquellas con mayor número de especies en árboles y latizales altos, y las Rubiaceae aparecen con muchas especies en las clases de tamaño de latizal bajo y brinzal. Las Lauraceae son responsables por el mayor número de individuos de árboles y de latizales altos. Para latizales bajos y brinzales, las familias Lythraceae, Asteraceae, Rubiaceae y Piperaceae (con 5 spp. únicas de bosques) son las más abundantes en el conjunto de ecosistemas considerados (Cuadro 16).

En el Cuadro 18 son listadas las 10 especies más importantes (de mayor Índice de Valor de Importancia) en cada ecosistema, para individuos ≥ 10 cm dap. La importancia de las especies considera el número de individuos, la frecuencia con que es registrada en las parcelas, y también el espacio que ocupa en el ecosistema (estimado por su área basal). El área basal es calculada en base al dap de los individuos, y por lo tanto el valor de importancia solo se pudo calcular para las especies en la categoría de tamaño ≥ 10 cm dap (clase de tamaño arbórea del bosque). Se observa que *Sapium glandulosum* (Euphorbiaceae) es la especie más importante en los bosques, cafetales y pastizales con árboles. Los bosques son dominados por *S. glandulosum* (%IVI=6.32), una especie probablemente heliofita típica de sitios disturbados, con grandes diámetros (indicando que son árboles viejos), pero que no se están regenerando (ausencia de *S. glandulosum* en las clases de tamaño de sotobosque - Cuadro 17). La especie *Inga oerstediana* (Fabaceae-Mimosoideae) es también una especie heliofita durable indicadora de perturbaciones pasadas, y es la cuarta más importante en los bosques. Esto probablemente indica que los bosques del paisaje montano han sido bastante perturbados en el pasado, pero se encuentran en estadio avanzado de sucesión. La segunda especie más importante en los bosques (%IVI= 4.4) es *Quercus oocarpa*, una Fagaceae que caracteriza estos bosques. De hecho, los *Quercus* son un elemento florístico importante

en los bosques montanos primarios de Centroamérica (Gentry 1995). Los árboles muertos (sin identificación específica) de grandes diámetros son bastante frecuentes en los bosques (3° mayor valor relativo del IVI), lo que puede ser también una indicación de que el bosque está llegando al estado de madurez (mortalidad de árboles de ciclo de vida corto a mediano típicos de fases avanzadas de sucesión secundaria, Finegan 1996). Las Lauraceae son también bastante importantes en los bosques, con *Persea caerulea*, *Beilschmiedia* sp.2 y *Cinnamomum costaricanum* entre las diez más importantes. La Moraceae *Ficus tuerckheimii*, una especie estranguladora, importante productora de frutos para la fauna (Harvey y Harber 1999), está entre las más importantes en los bosques, los cafetales con bosque y los pastos con árboles.

Los cafetales con bosque tienen una composición de especies importantes parecida a los bosques, con dominancia de *Sapium glandulosum*, *Inga oerstediana* y lauráceas, sin embargo la importancia de *Quercus oocarpa* y de los árboles muertos es mucho menor en los cafetales, siquiera apareciendo entre las más importantes (Cuadro 18). Esto comprueba que los cafetales son implantados bajo el bosque ya existente y no por medio del plantío de árboles de sombra, y probablemente en el momento de la implantación del cafetal los árboles muertos y los *Quercus* son eliminados del ecosistema (o tal vez en los bosques escogidos para implantación de café los *Quercus* sean naturalmente raros). *Quercus oocarpa* es una especie útil (madera para postes y leña, Anexo 17) muy importante en los bosques (Cuadro 18), y es difícil encontrar una explicación satisfactoria para la poca importancia de la especie en los cafetales en comparación con los bosques en base a la información existente, siendo necesaria tal vez una investigación específica al respecto.

En los pastos con árboles, *Sapium glandulosum* es más importante por tener mayor área basal, y *Lippia myriocephala* es la segunda más importante por ser muy abundante. En los pastos solo fueron encontradas tres especies mayores que 10 cm dap, todas con poca área basal, y *Lippia myriocephala* es la más importante (Cuadro 18)

En la vegetación secundaria, la especie más importante es *Triumfetta lappula* (Tiliaceae), un árbol útil que alcanza grande valor de área basal en este ecosistema (1.43 m² / 0.8 ha, Cuadro 18). La familia Tiliaceae es conocida por tener muchas especies típicas de bosques secundarios (Finegan 1996). La especie *Lippia myriocephala* es la segunda más importante, con mayor área basal en vegetación secundaria que en los pastos o pastos

con árboles. Algunas de las especies más importantes en los bosques son también importantes en la vegetación secundaria, como por ejemplo *Inga oerstediana* y *Sapium glandulosum* (Cuadro 18).

Observando las distribuciones de abundancias (n. de individuos) por especies para la clase de tamaño arbórea (individuos ≥ 10 cm dap) en 0.8 ha (Figura 18), es posible notar que los bosques tienen mayor número de especies representadas por uno solo individuo, seguido por los cafetales con bosque, vegetación secundaria, pasto con árboles y pastos. Todos los ecosistemas presentan una tendencia más o menos decreciente de la curva especie x abundancia (Figura 18), indicando que pocas especies son muy abundantes. Los bosques tienen menor número de especies representadas por 2 individuos que los cafetales con bosque. En los cafetales con bosque solamente una especie (*Sapium glandulosum*) es representada por más de 17 individuos, mientras que en bosques y en vegetación secundaria hay muchas especies en esta clase de abundancia.

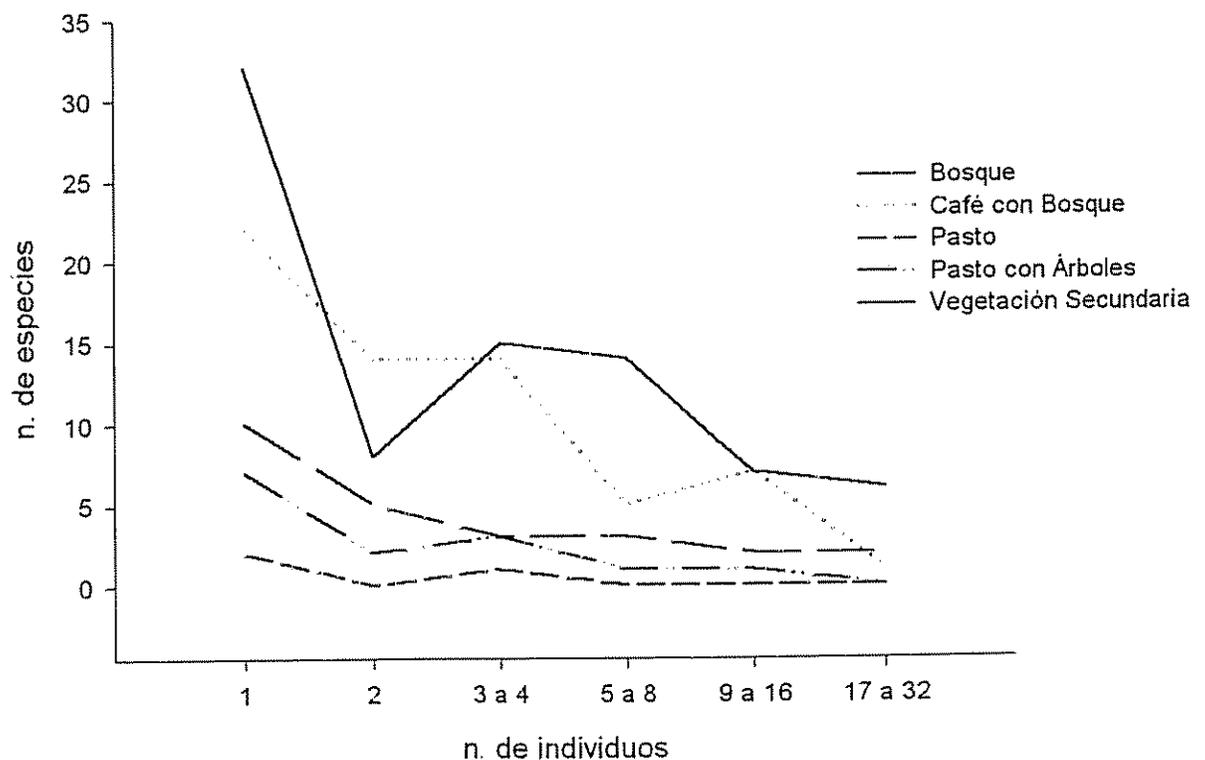


Figura 18: Numero de especies por clase de abundancia para individuos leñosos > 10 cm dap en 0.8 ha por ecosistema

Las curvas especies x área (Figuras 19 a, b, c y d) indican la acumulación del número de especies con el aumento del área muestreada. Para la clase de tamaño árboles, es interesante notar que las curvas especies x área de bosques y café con bosques siguen la misma tendencia (tienen pendientes similares), siendo que el número de especies no ha estabilizado para un tamaño de muestra de 8000 m², indicando que mayor número de especies sería encontrado si se aumentara el tamaño de la muestra. Las curvas de vegetación secundaria y pasto con árboles, también tienen tendencias similares que parecen empezar a estabilizar entre los 7000 a 8000 m². Los pastos tienen muy pocas especies en esta clase de tamaño y la pendiente de la curva es siempre muy baja (Figura 19 a).

En la clase de tamaño latizales altos (Figura 19 b), las curvas especies x área de pastos y pastos con árboles prácticamente se igualan, habiendo muy pocas especies en esta clase de tamaño en estos ecosistemas. En los cafetales con bosque hay también pocas especies, la pendiente de la curva es bastante baja y el número de especies en esta clase de tamaño prácticamente se estabiliza a partir de una muestra de 1500 m². Para la vegetación secundaria y aún más para los bosques, la pendiente de la curva especies x área es alta, y es muy probable que una muestra de 2400 m² no sea representativa del número de especies en estos ecosistemas.

En la clase de tamaño de latizales bajos la pendiente de la curva spp. x área es similar para pastos, pastos con árboles y café con bosques, siendo también similar el número de especies encontrado en estos ecosistemas, y las curvas prácticamente se superponen. Es posible considerar que una muestra de 600 m² es suficiente para reflejar la riqueza de los latizales bajos en estos ecosistemas porque aunque todavía se acumulen especies adicionales a partir de este tamaño de muestra, la tasa de acumulación es muy baja. Por otro lado, la pendiente de la curva spp. x área para bosques y vegetación secundaria en esta clase de tamaño es alta, y probablemente la muestra de 600 m² no es suficiente para representar la riqueza de especies de los latizales bajos. Para bosques, la pendiente de la curva para latizales bajos (Figura 19 c) es un poco menor que para latizales altos.

Para brinzales (Figura 19 d), la pendiente de la curva spp. x área de los bosques y la vegetación secundaria es similar a los latizales altos, y probablemente una muestra de 96 m² no es suficiente para reflejar la riqueza de especies de estos ecosistemas. Para brinzales, los pastos con árboles sobrepasan a los cafetales en número de especies y en

la pendiente de la curva. Los cafetales con bosques tienen menor número de especies en brinzales que los pastos, y la curvas spp. x área de estos ecosistemas (pastos, pastos con árboles y cafetales con bosque) parece querer estabilizarse a los 96 m².

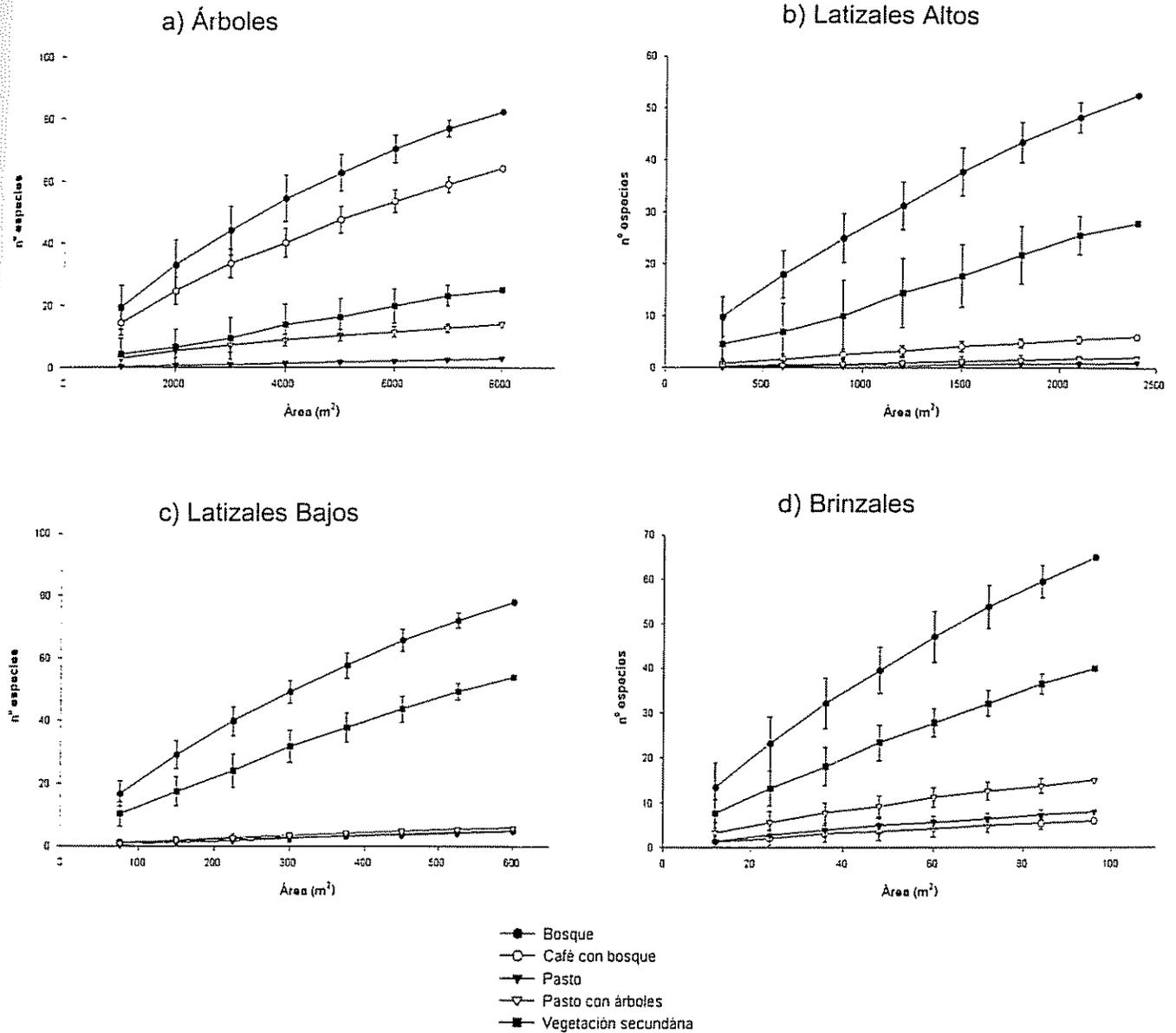


Figura 19: Curvas especies x área para cada clase de tamaño en los ecosistemas

4.5 Comparación de la composición entre ecosistemas

La composición de cada una de las parcelas de un tipo de ecosistema fue comparada contra cada una de las parcelas de otro tipo de ecosistema utilizando el índice de Jaccard promedio de las comparaciones (Cuadro 19). La composición de las parcelas de mismo tipo de ecosistema también fue comparada con el índice de Jaccard.

Cuadro 19: Comparación de la composición de los ecosistemas por medio del Índice de Similitud Jaccard

	Bosque	Café con bosque	Pasto	Pasto con árboles	Veg. Secundaria
Bosque	0,22 (0,06)				
Café con bosque	0,11 (0,05)	0,17 (0,07)			
Pasto	0,01 (0,01)	0,01 (0,02)	0,07 (0,11)		
Pasto con árboles	0,04 (0,03)	0,05 (0,05)	0,06 (0,10)	0,16 (0,11)	
Veg. Secundaria	0,05 (0,04)	0,05 (0,04)	0,05 (0,06)	0,12 (0,10)	0,14 (0,08)

Nota: valor del Índice de Jaccard promedio para comparación entre parcelas de 0.1 ha (desviación estándar)

Las parcelas de bosque son más similares entre sí ($C_j = 0.22$) mientras las parcelas de cafetales con bosque, pasto con árboles y vegetación secundaria son medianamente similares entre sí ($C_j = 0.17, 0.16$ y 0.14 respectivamente, Cuadro 19). Las más disimilares entre sí son las parcelas de pasto ($C_j = 0.07$), pero esta disimilaridad puede ser un artefacto debido a que en dos parcelas de pasto no se registró ningún individuo leñoso en ninguna clase de tamaño, y por lo tanto la similaridad florística de cualquier otra parcela con estas parcelas siempre fue cero. En todos los casos, la similaridad de las parcelas dentro del tipo de ecosistema fue siempre mayor que la similaridad entre ecosistemas (Cuadro 19).

Los ecosistemas florísticamente más similares fueron pasto con árboles y vegetación secundaria, con índice de Jaccard $C_j = 0.12$, siendo que la similaridad entre parcelas de vegetación secundaria es solo ligeramente mayor $C_j = 0.14$). Esta grande similaridad de la composición entre pasto con árboles y vegetación secundaria ($C_j = 0.12$) se debe probablemente a la fuerte influencia del pastoreo por el ganado en los ecosistemas (5 de las 8 parcelas de vegetación secundaria eran alteradas por pastoreo, Anexo 20). El ganado actúa como agente dispersor de determinadas especies y como supresor de otras especies más sensibles al pastoreo, principalmente en los estratos de latizal bajo y

brinzal, siendo probablemente la causa de la similitud entre pasto con árboles y vegetación secundaria.

Bosque y café con bosque fueron también bastante similares ($C_j = 0.11$), lo que probablemente se debe a que los cafetales fueron anteriormente bosques, y por lo tanto la composición del dosel no intervenido es similar. Los pastos resultaron disimilares de todos los otros tipos de ecosistemas (Cuadro 19), como aparece reflejado en los valores de IVI de los ecosistemas (Cuadro 18).

La consideración de la composición de los ecosistemas para fines de conservación y manejo de la biodiversidad, es necesario considerar atributos de las especies como su utilidad (Anexo 17) y su grado de endemismo (Anexo 18). En la clase de tamaño árboles, los cafetales con bosque y bosques tienen el mayor número de especies útiles (20 spp. y 18 spp. respectivamente, Cuadro 20), pero la vegetación secundaria (11 spp. útiles) y los pastos con árboles (5 spp. útiles) también presentan especies útiles en esta clase de tamaño. Los cafetales con bosque y pastos con árboles no tienen especies útiles en latizales altos. Los bosques tienen especies útiles en todas las clases de tamaño, siendo que la mayoría (75%) puede ser encontrada en la clase de tamaño árboles. En los cafetales con bosque las especies útiles se concentran en la clase de tamaño árboles. En los pastos con árboles y pastos hay pocas especies útiles, y estas se encuentran principalmente en las clases de tamaño árboles, latizal bajo y brinzal. En la vegetación secundaria hay mismo número de especies útiles en árboles y latizales bajos (11 spp., Cuadro 20), pero es posible encontrar varias especies útiles en las demás clases de tamaño del ecosistema.

Cuadro 20: Numero de especies leñosas útiles por clase de tamaño en los ecosistemas

		Clase de Tamaño				Total
		Árbol	Latizal Alto	Latizal Bajo	Brinzal	
Tipo de Parche	Bosque	18	11	12	10	24
	Café con Bosque	20	0	1	3	22
	Pasto	2	1	3	1	4
	Pasto con Árboles	5	0	2	3	7
	Vegetación Secundaria	11	9	11	6	11

El número de especies endémicas en la clase de tamaño árboles es mayor en los bosques (30 spp.), seguido por los cafetales (24 spp.) y la vegetación secundaria (8 spp., Cuadro 21). Los bosques tienen la mayor cantidad de especies endémicas en todas las clases de tamaño. La vegetación secundaria tiene un número relativamente alto de especies endémicas en la clase de tamaño de latizal bajo (20 spp. Cuadro 21). Los pastos tienen un número muy bajo (2 spp.) de especies endémicas. Los pastos con árboles tienen sus especies endémicas concentradas en las clases de tamaño árboles y brinzales. La vegetación secundaria tiene mayor número de especies endémicas (29 spp., principalmente en latizales bajos y brinzales) que los cafetales con bosque (25 spp., principalmente en árboles, Cuadro 21)

Cuadro 21: Numero de especies leñosas endémicas por clase de tamaño en los ecosistemas

		Clase de Tamaño				Total
		Árbol	Latizal Alto	Latizal Bajo	Brinzal	
Tipo de Parche	Bosque	30	17	25	20	44
	Café con Bosque	24	1	0	1	25
	Pasto	1	0	1	1	2
	Pasto con Árboles	6	1	3	4	8
	Vegetación Secundaria	8	5	20	10	29

4.6 Comparación de la diversidad entre ecosistemas

Los diferentes índices de diversidad confirman que los bosques son los ecosistemas más diversos del paisaje en cualquiera clase de tamaño. Los índices de diversidad calculados por Estimates para el conjunto de 8 muestras por ecosistema por clase de tamaño son presentados en el Cuadro 22 (detallados por parcela en el Anexo 19).

Para todas las clases de tamaño, hubo diferencias significativas entre la diversidad α de los ecosistemas (ANDEVA, $p < 0.0001$). Se aplicó la prueba de Tukey (error aceptable 5%) para discriminar las diferencias encontradas, y los resultados se presentan en el Cuadro 23.

Cuadro 22: Diferentes índices de diversidad de los ecosistemas por clase de tamaño

		Alfa (α)	Shannon (H)	Simpson (D)	Coef. Mezla (CM)
Arboles	B	31.24	3.89	37.95	4.88
	CB	28.88	3.75	34.92	3.69
	P	3.17	0.95	3.33	1.67
	PA	8.20	2.25	7.66	2.64
	VS	8.11	2.27	5.94	6.76
Latizal Alto	B	31.28	3.47	21.70	2.62
	CB	4.32	1.52	4.88	2.17
	P	0.80	0.00	1.00	2.00
	PA	0.49	0.59	1.71	14.50
	VS	17.55	3.07	21.52	2.46
Latizal Bajo	B	29.40	3.79	33.96	4.97
	CB	0.98	0.15	1.05	31.60
	P	5.71	1.49	7.00	1.60
	PA	1.66	1.46	3.77	10.00
	VS	13.91	2.88	9.60	12.24
Brinzal	B	24.27	3.68	31.95	5.06
	CB	2.03	0.70	1.43	6.17
	P	1.76	1.21	2.36	20.50
	PA	3.60	1.62	3.32	15.20
	VS	11.17	2.85	10.77	9.75

Nota: tamaño de muestra Arboles = 0.8 ha, Latizal Alto = 0.24 ha, Latizal Bajo = 0.06 ha y Brinzal = 0.0096 ha

Cuadro 23: Índice de diversidad α de Fisher de los ecosistemas por clase de tamaño

	Árbol	Latizal Alto	Latizal Bajo	Brinzal
Bosque	14.6 (9.1) a	13.3 (12.6) a	11.0 (6.1) a	7.5 (4.3) a
Vegetación Secundaria	1.9 (3.1) b	3.1 (3.6) b	3.1 (1.8) b	2.4 (1.4) ab
Café con Bosque	14.2 (8.3) a	0.2 (0.4) c	0.4 (0.3) c	1.0 (1.9) c
Pasto con Árboles	1.4 (1.4) b	0.1 (0.2) c	0.4 (0.5) c	1.1 (1.0) bc
Pasto	0.1 (0.2) b	0.1 (0.3) c	0.5 (1.0) c	0.4 (0.5) c

Nota: valor promedio de 8 parcelas de 0.1 ha para cada ecosistema, (desviación estándar), letras iguales para promedios estadísticamente iguales (aplicación de rangos previo a Tukey, $\alpha=0.05$)

Se observa que la diversidad de individuos leñosos ≥ 10 cm dap en los cafetales es estadísticamente igual a la diversidad en los bosques. La diversidad en la clase de tamaño árboles es estadísticamente igual para pastos, pastos con árboles y vegetación secundaria, aunque la diversidad en los pastos sea mucho menor (Cuadro 23). Esto es un hecho notable porque indica que la diversidad de árboles en pastizales con árboles y en vegetación secundaria es baja (comparable a un ecosistema simplificado con menos de

25 % de cobertura arbórea – pastos, Cuadro 2), pero puede variar mucho entre parcelas. Los pastos con árboles en conjunto la vegetación secundaria representan cerca de 24% del área del paisaje montano, y la funcionalidad y valor de estos parches en el paisaje para la biodiversidad podrían ser aumentados por medio del aumento de la riqueza y densidad de árboles en estos ecosistemas (p. ej. plantio de especies útiles nativas, protección de regeneración natural) para que su diversidad se asemeje más a los bosques y menos a las áreas sin árboles del paisaje.

Para los latizales altos y latizales bajos, los bosques tienen el promedio de diversidad alfa más alto de todos los ecosistemas, y difieren estadísticamente de la diversidad en la vegetación secundaria (segundo mayor promedio de diversidad en estas clases de tamaño, Cuadro 23). El alto valor de diversidad de la vegetación secundaria para latizales altos y latizales bajos (estadísticamente mayor que en P, PA o CB) sugiere que la vegetación secundaria puede jugar un papel importante en la conservación de individuos en estas clases de tamaño en el paisaje, y sin embargo la vegetación secundaria representa solamente un 4.4% del paisaje montano del ADMM (Cuadro 2).

La diversidad de brinzales en la vegetación secundaria, es estadísticamente igual a la diversidad de brinzales en los bosques y pastos con árboles (Cuadro 23), pero la composición de los brinzales en la vegetación secundaria es básicamente de especies de pioneras de rápido crecimiento adaptadas a condiciones perturbadas (Asteraceae, Lithraceae, Verbenaceae, secciones 4.4 y 4.5). El resultado de la comparación de la diversidad entre ecosistemas (Cuadro 23) sugiere que posiblemente los organismos dependientes de brinzales en los bosques pueden encontrar recursos en la vegetación secundaria, y los existentes en la vegetación secundaria podrían encontrar recursos en los pastos con árboles, pero los organismos existentes en bosques probablemente no encontrarían recursos en los pastos con árboles. Hay buen potencial de regeneración de especies leñosas en los pastos con árboles. Sin embargo, la diversidad de brinzales en pasto con árboles es bastante baja como para ser similar a la diversidad en pastos y cafetales con bosque a esta clase de tamaño.

La diversidad latizales altos en los cafetales con bosques es estadísticamente igual a la diversidad en pastos y pastos con árboles. Esto implica en un problema para estos ecosistemas, en la medida de que los latizales altos ocupan y generan un nicho ecológico en la estructura vertical de los ecosistemas, y además son estos los individuos que

deberían, al crecer, reemplazar a los árboles en el futuro. Considerando que los árboles en pastos con árboles y cafetales son remanentes ya viejos del bosque natural, o árboles de rápido crecimiento y vida corta, es de esperar que con la mortalidad natural de los árboles no haya individuos suficientes y ni riqueza de especies en la clase de latizal alto que pueda mantener la diversidad de especies de los ecosistemas en el tiempo. La misma situación se presenta en la clase de tamaño de latizales bajos, donde los cafetales con bosque tienen la misma diversidad que pastos y pastos con árboles. Es decir que en estas clases de tamaño (latizales altos y latizales bajos) los cafetales con bosques y pastos con árboles pueden ser considerados "vacíos" funcionalmente, similares a áreas sin árboles en lo que dice respecto a la oferta de nichos ecológicos para fauna y flora.

En resumen, los cafetales con bosque, aunque tengan dosel de diversidad similar a los bosques, son más similares a pastos para todas las clases de tamaño de sotobosque. La vegetación secundaria tiene baja diversidad de árboles, pero una diversidad intermedia de latizales altos y bajos, y diversidad alta de brinzales en relación a los otros ecosistemas del paisaje. Los pastos con árboles tienen diversidad similar a los pastos para todas las clases de tamaño, pero su diversidad de brinzales se asemeja también a la diversidad de brinzales de vegetación secundaria.

4.7 Comparación de la estructura entre ecosistemas

La caracterización de la estructura de los ecosistemas ya se consideró en los anteriores análisis debido a que los análisis de composición y diversidad fueron hechos para cada clase de tamaño de los individuos en los ecosistemas (árboles, latizal alto, latizal bajo y brinzal). Sin embargo, la estructura vertical de un ecosistema es lo que determina su funcionalidad para la mayoría de las especies de la fauna, al disponibilizar una diversidad de nichos ecológicos y facilitar los flujos de individuos entre ecosistemas en el paisaje. Para complementar el análisis de la estructura de los ecosistemas analizaron el número de individuos por unidad de área en las cuatro clases de tamaño (Figura 20, Cuadro 24), la altura total y el área basal de los ecosistemas (Anexo 20, Cuadro 26).

La distribución del número de individuos por clases de tamaño (Figura 20) es diferente para cada tipo de ecosistema (prueba X^2 (chi-cuadrado), $p= 0.001$), y muestra un patrón típico de J invertido en todos los ecosistemas con excepción de cafetales con bosque. Los

cafetales con bosque tienen una distribución en dos estratos, siendo bastante densos en las clases de tamaño árboles y latizales bajos, pero presentando una densidad de latizales altos menor que en pastos con árboles y la menor densidad de brinzales de todos los ecosistemas considerados, consecuencia de la simplificación del sotobosque para la producción de café (Figura 20, Cuadro 24).

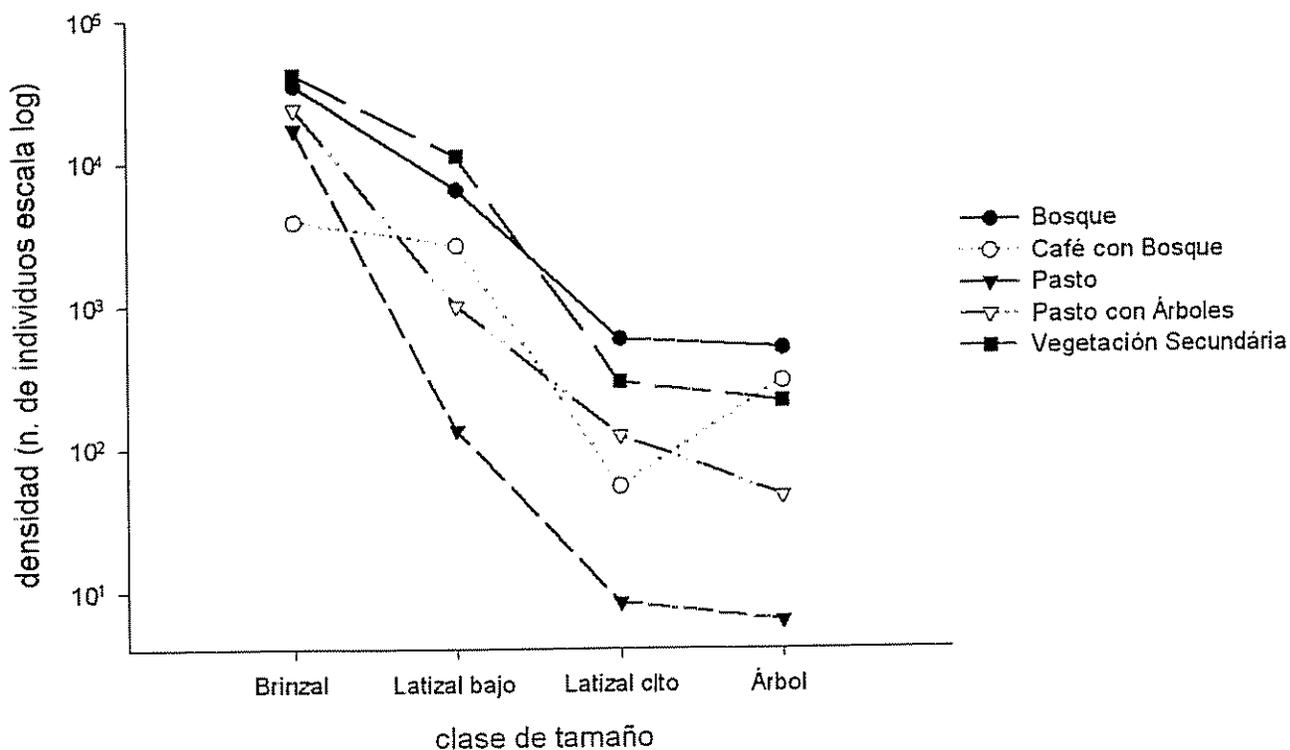


Figura 20: Número de individuos leñosos por hectárea en clases de tamaño en los ecosistemas

Cuadro 24: Numero de individuos leñosos por hectárea en cada clase de tamaño en los ecosistemas

	Bosque			Café con bosque			Pasto			Pasto con árboles			Vegetación secundaria		
	N/ ha	(sd)	% total	N/ ha	(sd)	% total	N/ ha	(sd)	% total	N/ ha	(sd)	% total	N/ ha	(sd)	% total
Árbol	500	(152)	1.2%	295	(153)	4.3%	6	(10)	0.03%	46	(31)	0.2%	211	(237)	0.4%
Latizal Alto	579	(213)	1.4%	54	(74)	0.8%	8	(23)	0.05%	121	(341)	0.5%	288	(383)	0.6%
Latizal Bajo	6467	(2178)	15.5%	2633	(1774)	38.5%	133	(214)	0.7%	1000	(1281)	4.0%	11017	(6305)	21%
Brinzal	34271	(15431)	81.9%	3854	(2779)	56.4%	17083	(23867)	99.2%	23750	(34503)	95.3%	40625	(24250)	78%

Nota: N/ha = densidad promedio extrapolada de 8 muestras de 1000 m² (árbol), 300 m² (latizal alto), 75 m² (latizal bajo) y 12 m² (brinzal). sd = desviación estándar en numero de individuos. % total = porcentaje del numero total de individuos leñosos/ha del ecosistema

Los bosques son los ecosistemas más densos en árboles y latizales altos del paisaje, y los parches de vegetación secundaria son los más densos en latizales bajos y brinzales (Cuadro 24, Figura 20). En los bosques el número de arboles y latizales altos es practicamente similar, lo que significa que en el futuro el reemplazo de los individuos mayores (árboles) va a depender de la tasa de mortalidad en los latizales altos. Los latizales bajos representan 15% y los brinzales 82% del total de individuos por hectarea en los bosques (Cuadro 24).

La vegetación secundaria es bastante densa en latizales bajos y brinzales, pero poco densa en árboles y latizales altos. En los pastos, los brinzales representan más de 99% del total de individuos leñosos del ecosistema. En los pastos con árboles, la densidad de árboles y latizales altos es cerca de 10 veces mayor (en % del total) que en los pastos, y la densidad de latizales bajos representa 4% de ecosistema. La densidad de árboles en pastos con árboles (promedio 46 árboles / ha, Cuadro 24) es mayor que la encontrada por Harvey y Harber (1999) en los pastos con árboles de Monte Verde, Costa Rica (promedio 25 árboles / ha), aunque la variación del número de árboles / ha en estos ecosistemas puede ser muy grande.

Si en el paisaje el área total de los ecosistemas fuera igual, los brinzales representarían 83.66% del total de individuos, los latizales bajos representarían 14.87%, los árboles 0.74% y los latizales altos 0.73%. En esta situación hipotetica, la vegetación secundaria contribuiría con 36% del total de individuos (es el ecosistema más denso en número de individuos/ha), los bosques 29%, los pastos con árboles 17% y los cafetales con bosque

solamente 4.78% del total de individuos en el paisaje. La densidad de árboles en los bosques montanos del ADMM es comparable a la densidad de árboles en los bosques de Monte Verde, Costa Rica (Cuadro 25).

Cuadro 25: Densidad de árboles en los bosques del ADMM y de Monteverde, Costa Rica**

	Area (ha)	n. individuos	Área basal (m ² /ha)	Elevación
ADMM*	1	500	31.1	1220 a 1439
Nadkarni plot 1**	1	585	66.3	1450
San Gerardo**	1	489	55.2	1150
Los Llanos**	1	644	34.6	1200

*datos extrapolados de 8 parcelas de 0.1 ha, ** fuente Harber 2000

El área basal promedio en 0.1 ha no difiere entre bosques y cafetales con bosque, ni entre pasto con árboles, pasto y vegetación secundaria (Tukey, $\alpha = 0.05$, Cuadro 26). El área basal en los pastos, pastos con árboles y vegetación secundaria es bajo, aunque estos ecosistemas sean utilizados para suplir buena parte de la demanda por madera (principalmente leña) existente en el ADMM, y este hecho señala la necesidad de manejar activamente estos ecosistemas para aumentar el área basal (p.ej. plantio o protección de árboles).

La altura promedio del individuo más alto de las parcelas de bosque no difiere de la altura promedio en cafetales con bosque (Tukey, $\alpha = 0.05$, Cuadro 26). La altura promedio del individuo más alto en los pastos con árboles no difiere de cafetales con bosque, vegetación secundaria y pastos, pero es diferente de la altura de los bosques (Cuadro 26).

Cuadro 26: Altura promedio y área basal de los árboles en los ecosistemas

	Altura promedio del individuo más alto (m)	Área basal promedio en 0.1 ha (m ²)
Bosque	33.0 (7.2) a	3.11 (0.68) a
Café con bosque	24.4 (8.9) ab	2.25 (1.14) a
Pasto	4.4 (3.5) c	0.01 (0.02) b
Pasto con árboles	14.5 (7.8) bc	0.58 (0.76) b
Vegetación secundaria	11.3 (7.7) c	0.55 (0.61) b

Nota: valor promedio de 8 parcelas de 0.1 ha para cada ecosistema, (desviación estándar), letras iguales para promedios estadísticamente iguales (Tukey, $\alpha=0.05$)

5 Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Análisis del Paisaje del ADMM

El paisaje del ADMM tiene todavía un buen porcentaje de bosque remanente, pero es un paisaje fragmentado. Aunque los fragmentos remanentes tienen buena continuidad espacial, la forma de los fragmentos es muy irregular, y el hábitat de borde predomina en los bosques del paisaje. La recuperación de hábitat interior es importante para proveer hábitat fuente de especies sensibles en el paisaje y mejorar su valor para la conservación de biodiversidad. La recuperación de hábitat interior en el paisaje del ADMM depende del mejoramiento de la forma de los fragmentos y del aumento de área boscosa total en el paisaje por medio de la recuperación de la cobertura boscosa de parches "no bosque" ubicados estratégicamente en el paisaje. La simulación 3 parece ser el escenario más promisorio para aumentar el área de hábitat interior y mantener la diversidad de ecosistemas del paisaje en el tiempo. Se recomienda la búsqueda de mecanismos para convertir la simulación 3 en realidad como parte de la estrategia de recuperación del valor del paisaje para la biodiversidad.

El criterio de ancho de borde adoptado afecta la estimación del área de hábitat interior en el paisaje. Aunque no existan estudios específicos sobre el efecto de borde en el ADMM, la consideración de un ancho de borde de 100 m (efectos en el ambiente físico) es probablemente muy liberal para un paisaje como el ADMM, donde la presión humana sobre los bosques es alta en términos de existencia de caminos, cacería, extracción de productos maderables y no maderables del bosque e invasión del ganado. Se recomienda medir el ancho real del hábitat de borde en los fragmentos por medio de estudios en el ambiente físico (gradientes de penetración de vientos, cambios de humedad e iluminación, presencia de especies indicadoras, etc.) así como estudios socio-culturales (penetración de caminos, distancias recorridas para cacería y extracción de productos, etc.), relacionando el efecto de borde a características reconocibles en fotografías aéreas, como la presencia de caminos y el tipo de ecosistema adyacente. También se recomienda acciones que limiten la penetración de las perturbaciones en los fragmentos, como p.ej. cercar el ganado, controlar la cacería y extracción de madera, limitar la utilización de agroquímicos cerca de los fragmentos, limitar la apertura de caminos y proteger los

bordes. La educación ambiental de los habitantes, especialmente los jóvenes y los propietarios de tierra del ADMM, juega un factor muy importante en este contexto.

El SIG posibilitó el análisis objetivo del paisaje orientado para la conservación, lo que hizo posible reconocer áreas prioritarias para recuperación en el paisaje fragmentado. Se recomienda a la administración del ADMM identificar los propietarios de estas áreas prioritarias, y que se establezcan mecanismos para su efectiva recuperación en el más corto plazo. Las acciones de incentivo directo a la recuperación de la cubierta boscosa en los parches identificados como prioritarios podrían ser por ejemplo: 1) el pago de servicios ambientales (servidumbre ambiental) para el abandono y la restauración de áreas prioritarias, 2) creación de viveros forestales comunitarios e distribución gratuita de plántulas de árboles nativos, 3) incentivo fiscal y distribución de insumos para la implantación de sistemas agroforestales densamente arborizados y reforestación comercial mixta con especies nativas y útiles, 4) programas de educación ambiental, educación para la utilización sostenible de las especies nativas maderables y no maderables. También se recomienda la incorporación de información de tenencia de la tierra y demás información socioeconómica existente para el ADMM al SIG generado, con la finalidad de contemplar la recuperación de las áreas prioritarias identificadas en los programas de desarrollo de las comunidades rurales.

El número de tipos de ambientes identificados en el paisaje es función de la cantidad de factores ambientales considerados. También sería deseable agregar al mapa de ambientes un factor ambiental que refleje las condiciones de los suelos, ya que estas también pueden contribuir para la diversidad de ecosistemas en el paisaje. Se recomienda conducir estudios de campo para probar si las comunidades naturales son realmente diferentes en estos ambientes.

El paisaje fragmentado es una entidad bastante dinámica, que sufre cambios en el tiempo. Se recomienda monitorear el patrón del paisaje con la medición de los mismos índices a intervalos regulares (p.ej. cada 5 años). Considerando que las fotografías aéreas utilizadas aquí son del año de 1997, se recomienda incluir un monitoreo del patrón en el plan operativo de 2002, preferiblemente que contemple la medición de los mismos índices descriptivos. Para facilitar el proceso, se recomienda la elaboración de macros de ArcView que generen salidas automáticas para el procedimiento de *Query Builder + Field Statistics* y que incluyan las operaciones realizadas para cálculo de índices por tipos y

categorías de ecosistemas en el paisaje. También se recomienda incentivar investigaciones futuras que prueben hipótesis relacionadas con la importancia funcional de los patrones observados del paisaje.

5.2 Análisis de la vegetación del paisaje montano en el ADMM

El paisaje montano del ADMM puede ser considerado de alta prioridad para la conservación de la biodiversidad, pues 27% de las especies del paisaje identificadas en el presente estudio son endémicas de Nicaragua o Centroamérica y los fragmentos de bosque montano del ADMM son tan ricos en especies como otros bosques montanos neotropicales maduros a elevaciones similares. Se recomienda que los parches del paisaje identificados como prioritarios para la recuperación sean manejados hacia la restauración del bosque en estado maduro, y para los parches no prioritarios el manejo debe darse con fines de producción sostenible y aumento de su valor de composición y estructura para la biodiversidad.

Los fragmentos de bosque del paisaje montano del ADMM pueden ser considerados típicos de la zona de vida bosque muy humedo premontano (bmh-P) por sus atributos de elevación y precipitación anual, pero también por aspectos de composición (especialmente a nivel de familias). Probablemente la mayoría de los fragmentos de bosques sufrieron fuertes perturbaciones en el pasado, lo que es indicado por la importancia de especies heliofitas. Sin embargo, estos bosques mantienen una diversidad y estructura comparable a otros bosques montanos maduros. Los fragmentos de bosque del paisaje montano del ADMM deben ser protegidos contra perturbaciones antropogénicas para que puedan alcanzar un estadio de madurez en el cual la comunidad vegetal esté en equilibrio dinámico y las poblaciones de las especies dependientes de hábitat interior puedan mantenerse viables. En el bosque se encuentran innumerables especies útiles en todas las clases de tamaño del ecosistema, y el manejo sostenible de múltiples especies maderables y no maderables puede ser una alternativa de producción en fragmentos no prioritarios para la conservación en el paisaje. Los fragmentos de bosque pueden también actuar como fuente de semillas de especies útiles y endémicas para la regeneración en los demás ecosistemas del paisaje.

La Vegetación Secundaria contribuye con grande número de especies únicas, endémicas y útiles en el paisaje. La composición florística de la vegetación secundaria es parecida a

la de pasto con árboles, probablemente debido a efectos del pastoreo por el ganado, y se recomienda restringir el pastoreo de animales en la vegetación secundaria para permitir el mayor desarrollo de especies típicas de bosque. Se recomienda aumentar el área total de vegetación secundaria en el paisaje, especialmente en áreas identificadas como prioritarias en el análisis del paisaje, debido al valor de conservación intrínseco de la vegetación secundaria y también porque este ecosistema es parte del proceso de sucesión que culmina en la recuperación del bosque. El incentivo al manejo sostenible de las especies útiles de la vegetación secundaria (especialmente latizales bajos) como alternativa de producción puede ser una estrategia para fomentar el interés de los campesinos en su recuperación. Debido a la importancia socioeconómica del pastoreo en la vegetación secundaria, se considera como una alternativa el abandono de áreas de pastos hasta que la vegetación secundaria recupere una densidad aceptable de latizales altos (cerca de 280 individuos/ha), posibilitando el manejo silvopastoril futuro de estas áreas.

Como es de esperar, el pasto es el ecosistema del paisaje con menor riqueza, diversidad y estructura. Es un ecosistema compuesto por pocas especies leñosas típicas de ambientes ruderales (principalmente en la clase de tamaño brinzales). La contribución de los pastos a la biodiversidad en el paisaje es muy baja, y se recomienda disminuir su área total en el paisaje por medio de la conversión a sistemas silvopastoriles o su abandono al proceso de regeneración de vegetación secundaria.

En los pastos con árboles, la densidad de árboles y latizales altos son bajos en relación a los bosques, cafetales con bosque y vegetación secundaria del paisaje. La diversidad es baja para todas las clases de tamaño, excepto brinzales que tienen diversidad similar a la vegetación secundaria. Se recomienda aumentar la densidad y diversidad de árboles en los pastos con árboles por medio de chapia selectiva y plantación de especies nativas útiles. El área basal en los pastos con árboles es baja, pero similar al área basal en vegetación secundaria, y se recomienda el manejo de *Lippia sp.* para producción sostenible de leña en los pastos.

Los cafetales con bosques tienen una diversidad y composición similares a los bosques en la clase de tamaño árboles, pero en las demás clases de tamaño son más similares a pastos, pastos con árboles y vegetación secundaria, consecuencia de su estructura vertical en 2 estratos: árboles y latizales bajos. Se recomienda restringir la conversión de



fragmentos de bosque a cafetales debido a esta pérdida de diversidad en los estratos de sotobosque del ecosistema, pero sería deseable convertir otros agroecosistemas menos diversos a cafetales con bosque, utilizando el plantio de especies nativas útiles y endémicas para composición del dosel.

Existen muchas especies útiles nativas en los bosques, cafetales y vegetación secundaria que podrían ser manejadas para aumentar el valor de los ecosistemas arborizados para los campesinos, pero hay poca información respecto a la producción y manejo sostenible de estas especies. Se recomienda hacer estudios que aumenten el conocimiento de la utilidad de las especies nativas y probar técnicas de manejo sostenible de las especies nativas por medio de estudios de crecimiento, rendimiento y mercado en el ADMM.

El plantio de árboles útiles y endémicas en sistemas agroforestales o silvopastoriles es una alternativa para aumentar la densidad y la diversidad y mejorar la composición en todos los estratos de los ecosistemas antropogénicos sin perjudicar la productividad agrícola en las fincas. En los pastizales y pastizales con árboles se recomienda aumentar la cobertura arborea por medio del plantio de cercas vivas y cortinas rompeviento, plantio de árboles de producción de forraje y frutales distribuidos en el pastizal (bancos de energía y proteína), y la utilización de árboles o arbustos nativos como barreras vivas en áreas de pendiente.

La distribución del número de individuos leñosos por clases de tamaño parece adecuada para describir la estructura vertical de la vegetación en los ecosistemas. Se recomienda monitorear los cambios de tales curvas en el tiempo para relacionarlos a la recuperación de los ecosistemas y las actividades de manejo.

Las curvas área-especie indican que el tamaño de muestra utilizado no fue suficiente para incluir todas las especies en ninguna clase de tamaño, y se recomienda aumentar en lo posible el tamaño de la muestra en posteriores estudios de la vegetación a esta escala. Sin embargo, el tamaño de las parcelas de muestreo se mostró adecuado para el trabajo de campo. Para aumentar el tamaño de muestra para los brinzales y latizales bajos, se recomienda alterar el diseño de la parcela de muestreo aumentando el número de subparcelas para estas clases de tamaño. Sería recomendable utilizar muestras de 1 ha para la clase de tamaño árboles en cada tipo de ecosistema para permitir mejores comparaciones con estudios realizados en otras áreas.

Aunque en el presente estudio se utilizó la diversidad α de Fisher para reflejar y comparar la diversidad de los ecosistemas, se recomienda probar la utilización del índice de diversidad de Simpson (D) en estudios posteriores porque es posible que la densidad de individuos en cada clase de tamaño sea más importante que la riqueza para mantener la funcionalidad del ecosistema (p.ej. flujos de individuos en dispersión en el paisaje).

El muestreo de la vegetación en los ecosistemas del paisaje montano probó ser una metodología que permite conocer los recursos existentes en el área, y en conjunto con los resultados del análisis del paisaje provee información suficiente para generar recomendaciones de manejo de los ecosistemas para la finalidad de recuperación del paisaje para la biodiversidad. Se recomienda hacer un muestreo semejante de la vegetación en los demás paisajes del ADMM para generar recomendaciones de manejo y permitir la comparación de la biodiversidad entre los paisajes del ADMM. Se recomienda también complementar la información por medio de valoraciones económicas de los ecosistemas.

Para lograr la recuperación del paisaje por medio del manejo de los ecosistemas se recomienda a la administración del ADMM una política que promueva el aumento de la densidad de árboles nativos en los ecosistemas antropogénicos. Las estrategias para lograr tal objetivo podrían ser, por ejemplo, la promoción de cursos de capacitación del campesino en la plantación y manejo de árboles y sistemas agroforestales, instalación de viveros forestales para donación de plántulas de especies nativas (como por ejemplo las especies nativas útiles y endémicas encontradas en las parcelas de muestreo en los bosques y vegetación secundaria) y realización de campañas masivas e intensivas de educación ambiental.

La metodología utilizada aquí para evaluar el patrón del ADMM podría ser adaptada y utilizada en otros paisajes fragmentados de interés para la conservación de la biodiversidad en los trópicos, como por ejemplo en áreas del Corredor Biológico Mesoamericano, zonas de amortiguamiento de áreas protegidas u otras áreas protegidas fragmentadas.

6 Literatura Citada

- Baskent, E. Z. y G. A. Jordan. 1995. Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Canadian Journal of Forest Research* 25 (11): 1830-1849.
- Begon, M.; J. L. Harper y C. R. Townsend. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. 3ª ed. Blackwell Science. Oxford. 1068 p.
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology* 10 (3): 191-199.
- Berry, J. K.; D. J. Buckley y K. McGarigal. 1998. Integrating landscape structure programs with ArcInfo. [<http://www.esri.com/library/userconf/proc98/PROCEED/TO450/PAP401/P401.HTM>] (20/09/2000)
- Bierregaard, R. O. Jr.; T. E. Lovejoy; V. Kapos; A. A. Santos y R. W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *Bioscience* 42 (11): 859-866.
- Boyle, T. J. B. y J. A. Sayer. 1995. Measuring, monitoring and conserving biodiversity in managed tropical forests. *Commonwealth Forestry Review* 74 (1): 20-25.
- Burger, W. 1995. Montane species-limits in Costa Rica and evidence for local speciation on altitudinal gradients. *In: Churchil, S.P. et al. (eds.). Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. The New York Botanical Garden.* p. 127 – 133.
- Burke, V. J. 2000. Landscape ecology and species conservation. *Landscape Ecology* 15: 1-3.
- Burley, J. y I. Gauld. 1995. Measuring and monitoring forest biodiversity. *In: Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests, IUFRO Symposium (1994, Chiang Mai, Thailand). Proceedings. Malaysia.* p. 19-46.
- Cabrera, E. M. 2000. Estimación de población y distribución espacial del quetzal (*Pharomachrus mocinno mocinno*) en la Reserva Natural Mirafior, departamento de Estelí y Jinotega, Nicaragua. Universidad Centroamericana, Facultad de Ciencias y Tecnología del Medio Ambiente. Borrador de tesis. 10 p.
- Chavez, A. G. M. 1998. Efecto de plantaciones forestales sobre la calidad de regeneración leñosa en la estación biológica la Selva, Costa Rica. Tesis de Maestría. CATIE, Turrialba. 60 p.
- Churchil, S. P.; H. Balslev; E. Forero y J. L. Luteyn (eds.). 1995. Introduction. *In: Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. The New York Botanical Garden.* p. xi – xiv.
- CBD - Convention on Biological Diversity. 1992. [<http://www.unep.ch/bio/conv-e.html>] (12/01/2000).
- Dale, V. H.; S. M. Pearson; H. L. Offerman y R. V O'Neil. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8 (4): 1027-1036.

- Dale, V. H.; H. Offerman; R. Frohn y R. H. Gardner. 1995. Landscape characterization and biodiversity research. *In: Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests*, IUFRO Symposium (1994, Chiang Mai, Thailand). Proceedings. Malaysia. p. 47-65.
- Delgado Rodriguez, L. D. 1995. Efecto en la riqueza, composición y diversidad florística producidos por el manejo silvícola de un bosque húmedo tropical de tierras bajas en Costa Rica. Tesis de maestría. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 97 p.
- Denslow, J. D. 1980. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia* 46: 18-21.
- Didham, R. K. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. *In: Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard Jr. (eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, London. p. 55-70.
- Donovan, T. M.; F. R. Thompson; J. Faaborg y J. R. Probst. 1995. Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. *Conservation Biology* 9 (6): 1380-1395.
- Delgado, D. y B. Finegan. 1999. Biodiversidad vegetal en bosques manejados. *Revista Forestal Centroamericana* 25: 14-20.
- Ekschmitt, K. y B. S. Griffiths, 1998. Soil biodiversity and its implications for ecosystem functioning in a heterogeneous and variable environment. *Applied Soil Ecology* 10 (3): 201-215.
- Fahrig, L. y G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree* 11 (3): 119-124.
- Finegan, B.; W. Palacios; N. Zamora y D. Delgado. 1998. Ecosystem-level forest biodiversity and its evaluation by Criteria and Indicators. *In: A. Franc et al. (eds) Indicators for sustainable forest management. Proceedings of the IUFRO/CIFOR/FAO Conference, Melbourne, Australia, 24-28 August 1998. In Press.*
- Finegan, B. y D. Delgado. 2000. Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology. In Press.*
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications* 3 (2): 202-205.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land mosaics - the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. 632 p.
- Forman, R. T. T. 1997. Designing landscapes and regions to conserve nature. *In: G. K. Meffe y C. R. Carroll (eds). Principles of conservation biology 2° ed.* Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA. p. 331-332.
- Forman, R. T. T. y M. Godron. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience* 31 (19): 733-740.
- Gauch Jr., H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, New York, NY. 298 p.

- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Ecology* 15: 1-84.
- Gentry, A. H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. *In: Churchil, S.P. et al. (eds.). Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. The New York Botanical Garden. p. 103-125.*
- Grainger, A.; S. Rose; Y. Trisurat y W.Y. Brockelman. 1995. A GIS approach to mapping spatial variation in tropical r *In: Churchil, S.P. et al. (eds.). Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. The New York Botanical*
- Grau, H. R. y A. D. Brown. 1995. Patterns of tree species diversity along latitudinal and altitudinal gradients in the Argentinean subtropical montane forests. *In: Churchil, S.P. et al. (eds.). Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. The New York Botanical Garden. p. 295-300.*
- Garden. p. ain forest biodiversity. *In: Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests, IUFRO Symposium (1994, Chiang Mai, Thailand). Proceedings. Malaysia. p. 335-353.*
- Gregorius, H. R. 1995. Measurement of genetic diversity with special reference to the adaptive potential of populations. *In: Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests, IUFRO Symposium (1994, Chiang Mai, Thailand). Proceedings. Malaysia. p. 145-175*
- Guevara, S.; J. Meave; P. Moreno-Casasola y J. Laborde. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetations Science* 3: 655-664.
- Guindon, C. F. 1996. The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica. *In: Schelhas, J. y R. Greenberg (eds). Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Washington, DC. p. 168-186.*
- Harber, W. A. 2000. Plants and Vegetation. *In: Nadkarni, N. M. y N. T. Wheelwright (eds). Monteverde, ecology and conservation of a tropical cloud forest. Oxford University Press, New York. p. 39-71.*
- Harvey, C. A. y W. A. Harber. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.
- Higgs, E. S. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology* 11 (2): 338-348.
- Hill, C. J. 1995. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insects. *Conservation Biology* 9 (6): 1559-1566.
- Hobbs, R. J. 1993. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? *Pacific Conservation Biology* 1: 29-38.
- Hobbs, R. J. y L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6 (3): 324-337.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4 (2): 93-110.
- Hockings, M. 1997. Evaluating management effectiveness - a framework for evaluating management of protected areas. Draft for discussion, IUCN, World commission on protected areas. 77 p.

- Hunter Jr., M. L.; G. L. Jacobson Jr. y T. Webb III. 1988. Paleocology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2 (4): 375-385.
- IUCN. 1996. 1996 IUCN red list of threatened animals. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 2000. IUCN red list of threatened species.
[http://www.redlist.org/categories_criteria.html#categories] (17/10/2000).
- Jennings, M. D. 2000. Gap analysis: concepts, methods and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5-20
- Kappelle, M. y N. Zamora. 1995. Changes in woody species richness along an altitudinal gradient in Talamacan montane *Quercus* forests, Costa Rica. *In: Churchil, S.P. et al. (eds.). Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. The New York Botanical Garden. p. 135-147.*
- Kattan, G. H. y H. Alvarez-López. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the colombian Andes. *In: Schelhas, J. y R. Greenberg (eds). Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Washington, DC. p. 3-18.*
- Kellman, M., R. Tackaberry y J. Meave. 1996. The consequences of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forests. *In: Schelhas, J. y R. Greenberg (eds). Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Washington, DC. p. 37-58.*
- Koop, H.; H. D. Rijksen y J. Wind. 1995. Tools to diagnose forest integrity; an appraisal method substantiated by silvi-star assessment of diversity and forest structure. *In: Boyle, T. J. B. y B. Boontawee (eds). Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. Proceedings of a IUFRO symposium held at Chiang Mai, Thailand. CIFOR, Malaysia. p. 309-333.*
- Kramer, E. A. 1997. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. *In: Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard Jr. (eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, London. p. 386-399.*
- Kremen, C.; I. Raymond y K. Lance. 1998a. An interdisciplinary tool for monitoring conservation impacts in Madagascar. *Conservation Biology* 12 (3): 549-563.
- Kremen, C.; V. Razafimahatratra; R. P. Guillery; J. Rakotomalala; A. Weiss y J. Ratsisompatrarivo. 1998b. Designing the Masoala National Park in Madagascar based on biological and socioeconomic data. *Conservation Biology* 13 (5): 1055-1068.
- Lapin, M. y B. V. Barnes. 1995. Using the landscape ecosystem approach to assess species and ecosystem diversity. *Conservation Biology* 9 (5): 1148-1158.
- Laurance, W. F. y C. Gascon. 1997. How to creatively fragment a landscape. *Conservation Biology* 11 (2): 577-579.
- Laurance, W. F., R. O. Bierregaard Jr., C. Gascon, R. K. Kidham, A. P. Smith, A. J. Lynam, V. M. Viana, T. E. Lovejoy, K. E. Sieving, J. W. Sites Jr., M. Andersen, M. D. Tocher, E. A. Kramer, C. Restrepo y C. Moritz. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. *In: Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard Jr. (eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, London. 616 p.*

- Lugo, A. E. 1990. Managing tropical forests in a time of climate change. Proceedings of southern regional technical work-planning conference of the national cooperative soil survey, San Juan, Puerto Rico. United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service. p. 14-25.
- Lugo, A. E. 1995. Management of tropical biodiversity. *Ecological Applications* 5 (4): 956-961.
- Lugo, A. E. y S. Brown. 1996. Management of land and species richness in the tropics. *In*: Szaro, R. C. y D. W. Johnston (eds). *Biodiversity in managed landscapes, theory and practice*. Oxford University Press, New York, Oxford. p. 280-295.
- MacArthur, R. H. y J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42 (3): 594-598.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17 (4): 373-387.
- Magurran, A. F. 1988. *Ecological diversity and its measurements*. Princeton University Press, New Jersey. 179 p.
- MARENA-Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales. 1999. *Biodiversidad en Nicaragua, un estudio de país*. MARENA, PANIF, Managua, Nicaragua. 469 p.
- MARENA-PANIF. 1999. *Plan de gestión ambiental del Paisaje Terrestre Protegido Mirafior-Moropotente*. Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales / Programa Ambiental Nicaragua Finlandia. Estelí, Nicaragua. 62 p.
- Matteucci, S. D. y A. Colma. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, D.C. 169 p.
- McClearn, D.; J. Kohler; K. J. McGowan; E. Cedeño; L. G. Carbone y D. Miller. 1994. Arboreal and terrestrial mammal trapping on gigante península, Monumento Natural Barro Colorado, Panama. *Biotropica* 26 (2): 208-213.
- McGarigal, K. y Marks, B. 1998. *Fragstats manual: metrics overview*. [<http://www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/manual/manmetrics.htm>] (20/09/2000).
- McIntyre, S. y G. W. Barrett. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6 (1): 146-147.
- McIntyre, S. y Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13 (6): 1282-1292. ✨
- Mladenoff, D. J. 1997. Quantifying landscape pattern and fragmentation. *In*: G. K. Meffe y C. R. Carroll (eds). *Principles of conservation biology* 2º ed. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA. p. 279-280. ✨
- Murdoch, W. W.; F. C. Evans y C. H. Peterson. 1972. Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* 53 (5): 819-829.
- Meyrat, A. 2000. *Mapa de ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua*. MARENA, *En Prensa*.
- Myers, N.; R. A. Mittermeier; C. G. Mittermeier; G. A. B. Da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 408: 853-858.

- Naiman, R. J.; H. Decamps y M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3 (9): 209-212.
- Noss, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation* 41 (1): 11-37.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4 (4):355-364.
- Noss, R. F. 1991. Landscape conectivity: different functions at different scales. *In: Hudson, W. E. (ed). Landscape Linkages and Biodiversity. Island Press, Washington, DC. p. 27 - 39.*
- Pielou, E. C. 1995. Biodiversity versus old-style diversity: measuring biodiversity for conservation. *In: Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests, IUFRO Symposium (1994, Chiang Mai, Thailand). Proceedings. Malaysia. p. 5-17.*
- Reid, W. V. y K. R. Miller. 1989. Keeping options alive: the scientific basis for conserving biodiversity. World Resources Institute. 128 p.
- Ricotta, C.; P. Corona y M. Marchetti. 1999. Informational Analysis of forest landscape spatial heterogeneity. *Contested Issues of Ecosystem Management. Harwort Press, Inc. p. 97-106.*
- Roberts, M. R. y F. S. Gilliam. 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecological Applications* 5 (4): 969-977.
- Rosemberg, D. K.; R. N. Barry y E. C. Meslow. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *Bioscience* 47 (10): 677-687.
- Rueda, R.; Flores, F. y Coronado, I. 2000. Usos de plantas representativas de la Reserva Natural Miraflor. MARENA, PANIF, UNAN-León, Managua, Nicaragua. 212 p.
- Salas Estrada, J. B. 1993. Árboles de Nicaragua. IRENA, Managua, Nicaragua. 388 p.
- Scheaffer, R. L., W. Mendenhall y L. Ott. 1987. Elementos de Muestreo. Grupo Editorial Iberoamerica, Mexico. 321 p.
- Schelhas, J. y R. Greenberg. 1996. The value of forest patches. *In: Schelhas, J. y R. Greenberg (eds). Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Washington, DC. p. xv - xxxvi.*
- Simberloff, D. y J. Cox. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1 (1): 63-71
- Slatkin, M. 1985. Gene flow in natural populations. *Annual Review of Ecological Systematics* 16: 393-430.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1981. Biometry. 2° ed. W. H. Freeman and Company, New York. 859 p.
- Sotomayor, M. 1995. Traditional farming systems and biodiversity in the High Andes of Bolivia. *In: Halladay, P.; Gilmour D. A. (eds). Conserving biodiversity outside protected areas - the role of traditional agro-ecosystems. IUCN, Cambridge. p. 50-62.*
- Soulé, M. E. 1984. Applications of genetics and population biology: the what, where and how of nature reserves. *In:Conservation, science and society: contributions to the*

- first international biosphere reserve congress, Minsk, USSR, 1983. UNESCO-UNEP, USSR. p. 252-264
- Stohlgren, T. J.; G. W. Chong; M. A. Kalkhan y L. D. Shell. 1997. Rapid assessment of plant diversity patterns: a methodology for landscapes. *Environmental Monitoring and Assessment* 48: 25-43.
- Stohlgren, T. J.; M. B. Coughenour; G. W. Chong; D. Binkley; M. A. Kalkhan; L. D. Shell; D.J. Buckley y J. K. Berry. 1997. Landscape analysis of plant diversity.
- Strittholt, J. R. y R. E. J. Boerner. 1995. Applying biodiversity gap analysis in a regional nature reserve design for the edge of Appalachia, Ohio (USA). *Conservation Biology* 9(6): 1492-1505
- Tabarelli, M.; W. Mantovani y C. A. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24 (2b): 283-292.
- Tekelenburg, T. y Eek, E. 1998. Resultados del proyecto piloto análisis ambiental estratégico (AAE) del Municipio de Estelí - pautas para planes y políticas de desarrollo sostenible. Secretaria del Medio Ambiente de la Alcaldía de Estelí, Nicaragua. 101 p.
- Tuomisto, H.; K. Ruokolainen; R. Kalliola; A. Linna; W. Danjoy y Z. Rodriguez. 1995. Dissecting amazonian biodiversity. *Science* (289): 63-66.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197
- Turner, I. M.; H. T. W. Tan; Y. C. Wee; A. B Ibrahim; P. T. Chew y R. T. Corlett. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology* 8 (3): 705-712.
- Turner, S. J. 1995. Scale, observation and measurement: critical choices for biodiversity research. *In*: Boyle, T. J. B. y B. Boontawee (eds). *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. Proceedings of a IUFRO symposium held at Chiang Mai, Thailand. CIFOR, Malaysia.* p. 97-111.
- Vanclay, J. K. 1992. Species richness and productive forest management. *In*: *Wise management of tropical forests. Proceedings of the Oxford Conference on Tropical Forests 1992.* Oxford Forestry Institute. p. 1-16.
- Vogelmann, J. E. 1995. Assessment of forest fragmentation in southern New England using remote sensing and geographic information systems technology. *Conservation Biology* 9 (2): 439-449.
- Walsh, B. 1998. Estudio preliminar del habitat reproductivo y alimenticio del quetzal (*Pharomachrus mocinno mocinno*) en el sur del macizo Kilambé, Reserva de la Biosfera Bosawas, Nicaragua. GTZ, SETAB, Managua, Nicaragua. 20 p.
- Walsh, B. 2000. Nicaragua. *In*: Kappelle, M. y A. D. Brown (eds.). *Bosques Neotropicales de Montaña.* En prensa.
- Webster, G. L. 1995. The panorama of neotropical cloud forests. *In*: Churchill, S.P. et al. (eds.). *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests.* The New York Botanical Garden. p. 53-77.

- Whittaker, R. H. 1970. *Communities and Ecosystems*. The Macmillan Company, USA. 158p.
- Wolters, V. 1998. Functional aspects of animal diversity in soil - introduction and overview. *Applied Soil Ecology* 10 (3): 185-190.
- WRI. 1992. *Estrategia global para la biodiversidad - pautas de acción para salvar, estudiar y usar en forma sostenible y equitativa la riqueza biótica de la Tierra*. WRI, IUCN, PNMUA. 244p.
- WCMC - World Conservation Monitoring Center. 1992. *Global biodiversity: status of the earth's living resources*. Chapman & Hall, London. xx + 594 p.
- Young, K. R. 1995. Biogeographical paradims useful for the study of tropical montane forests and their biota. *In*: Churchil, S.P. et al. (eds.). *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests*. The New York Botanical Garden. p. 79-87.

7 Anexos

Anexo 1: Definiciones oficiales de las categorías y tipos de ecosistemas identificados

Categoría de parche	Tipo de parche	Nombre [Código] y características descritas en la clasificación oficial Centroamérica-UNESCO (Meyrat 2000)
Bosque (Formado de árboles de al menos 8 a 10 metros de altura con copas que se entrelazan (cobertura del dosel >75%).	Bosque deciduo	Bosque Deciduo en sequía estacional de bajura (y submontano) de especies (latifoliadas o microfoliadas) (0-1200); IB1a (1o2) ; Bosque Deciduo en sequía estacional montano (y nuboso) (1200-1800); 1B1b "La mayoría de los árboles botan sus hojas simultáneamente en conexión con estaciones no favorables. La estación no favorable se caracteriza por sequía de invierno. La defoliación es regular cada año. La mayoría de los árboles con corteza gruesa y fisurada. La formación de bajura no presenta siempreverdes en ningún estrato, exceptuando ciertas suculentas. Lianas herbáceas y leñosas ocasionalmente presentes, también árboles con forma de "botella". El sustrato inferior esta compuesto por hierbas diseminadas: hemcriptófitas particularmente gramineas, geófitas y algunas terófitas. La formación montana presenta algunas sp. Siempreverdes en el sustrato inferior. Epifitas resistentes a sequía presentes o abundantes, frecuentemente de la forma barbada (ej <i>Usnea</i> o <i>Tillandsia usneoides</i>), pero dosel similar a la formación de bajura."
	Bosque semideciduo	Bosque Tropical (o subtropical) semideciduo montano (0-1200); IA3b(1) "Arboles mas altos en forma de botella. El sotobosque es compuesto de plántulas de los árboles y verdaderos arbustos leñosos. Plantas suculentas pueden estar presentes (ej. Catáceas cespitosas). Lianas terofíticas y hemcriptofíticas presentes. Hierbas pueden presentarse de forma diseminada, principalmente de graminoides hemcriptofíticas y hierbas medianas. Dosel más bajo que el bosque semideciduo de bajura, y cubierto con epifitas xerofíticas (diferentes <i>Tillandsia</i> , típicamente <i>T. usneoides</i>)"
	Bosque seco de galería	
	Bosque montano	Bosque tropical ombrófilo (lluvioso) latifoliado submontano (700-1200); Bosque tropical ombrófilo latifoliado montano (1200-1800) "Llamado también bosque lluvioso, es integrado de árboles siempreverdes con yemas con poco o sin protección a la sequía. Las hojas de muchas especies han adaptado sus ápices al goteo (puntas de desagüe). Algunos árboles pueden desfoliarse por pocas semanas. Compuesto de numerosas especies de árboles de rápido crecimiento, algunos excediendo los 50 m de altura, generalmente con corteza suave y raíces tablares. El sotobosque se presenta con grande numero de formas de vidas herbáceas. Presencia de pseudolianas (plantas que germinan en las ramas y después enraizan en el terreno) Alta frecuencia de epifitas vasculares, probablemente debido a la presencia de neblina. La formación montana es abundante en todo tipo de epifitas. La dimensión de los árboles es menos que en las formaciones de bajura y submontana (< 50m), igualmente las copas se introducen más en el ramaje de la copa. La corteza es más o menos dura. El sotobosque es abundante en plantas rosuladas como helechos arbóreos o pequeñas palmas; sobre el suelo se presentan muchas hierbas criptógamas higromórficas."
	Bosque montano de galería	
	Bosque mixto	Bosque tropical y subtropical siempreverde estacional submontano de especies latifolias como forma común y de especies aciculifolias 1A2b(1y2); Puede ser también 1A3a(2) o 1A3b(2), Bosque Tropical (o subtropical) semideciduo mixto submontano y montano. "Integrado predominantemente de árboles siempreverdes con cierta protección de yemas. Pero la reducción foliar en la época seca es notoria, frecuentemente con defoliación parcial. Es transicional entre las formaciones ombrófilas y las deciduas o semideciduas."
Área agrícola con árboles	Cafetales bajo bosque	
	Pasto con carbón	Bosque Abierto Deciduo Montano IIB1b ; Bosque Abierto predominantemente siempreverde; IIA "Rodales no compactados, formado de árboles al menos 5 m de altura y la mayoría de las coronas no se tocan entre si, pero cubren un 30% del área. Cobertura de graminea muchas veces presente."
	Pasto con robles	
	Pasto con árboles	
Vegetación secundaria	Carbonales	Bosque tropical deciduo microfilo submontano y montano IB1a(2); IB1b(2)
	Vegetación secundaria	Matorral de siempreverdes latifoliadas IIIA1(a, b, c, d??); Arbustal predominantemente deciduo IIB (1, 2 o 3, a, b...). "Integrada por fanerófitas (con órganos reproductivos visibles) de 0.5 a 5 m de altura. Se llama arbustal cuando la mayoría de los arbustos no se tocan entre si y hay gramineas en el sustrato. Se llama matorral cuando los arbustos se entrelazan entre si"
Área agrícola sin árboles	Pastos	
	Cultivos agrícolas	
	Otros	

Anexo 2: Problemática ambiental observada en el periodo de abril a julio de 2000 en el Paisaje de la zona de bosque montano

Descripción del problema	Consecuencias ambientales	Propuesta para mitigación
Grande cantidad de caminos cruzando los bosques	Fragmentación de los parches de bosques para especies sensibles. Mayor probabilidad de invasión y degradación del parche. Mayor facilidad para cacería.	Identificación de rutas alternativas. Cierre de caminos identificados en los parches de alto valor de conservación.
Pequeñas parcelas de agricultura y pasturas ubicadas en el centro de parches de bosque	Fragmentación Peor forma de los parches y aumento de área expuesta a efectos de borde. Aumento de cantidad de caminos en los bosques.	Identificación de dichas parcelas e incentivos económicos para el abandono de la actividad agrícola en tales áreas. Cierre de caminos. En parcelas ubicadas en fragmento de alto valor de conservación, incentivos para el manejo hacia la restauración.
Ausencia de comunidades de borde desarrolladas como consecuencia del avance de la frontera agrícola	Penetración de vientos y otros efectos de borde muy adentro del parche. Perturbación de las poblaciones animales.	Incentivos para detener el avance de la frontera agrícola. Educación ambiental hacia la conservación de los borde de los parches de bosque.
Aplicación de herbicidas y otros agroquímicos en las vecindades de parches de bosque	Precolación de químicos hacia los parches de bosque. Contaminación del suelo. Pérdida de animales y plantas sensibles a los químicos.	Incentivos al uso de tecnologías agrícolas alternativas a los químicos. Cambio de la actividad agrícola con químicos a otras actividades en áreas con pendiente acentuada.
Cacería deportiva, comercial y de subsistencia	Disminución de las poblaciones de animales silvestres y aumento del riesgo de extinción.	Prohibición, patrullaje, confisco huleas y otros equipos de cacería, confisco de carne, aplicación de multas, educación ambiental.
Cosecha de productos de los bosques (medicinales y ornamentales) sin control y sin criterios de sostenibilidad	Disminución de las poblaciones de plantas útiles y aumento del riesgo de extinción. Daños a la estructura del ecosistema.	Investigación para el manejo sostenible de especies útiles. Educación ambiental, viveros de plantas útiles nativas. Incentivos al manejo comunitario. Fiscalización del comercio.
Grande demanda por leña	Corte de madera fina de manera indiscriminada. Deterioro de vegetación secundaria y disminución de arborización en pasturas. Alteración de la distribución en clases de edades de los árboles en los bosques.	Plantío y manejo de árboles para leña. Viveros de árboles maderables para leña. Educación ambiental. Otras fuentes de energía (vientos, biogás, etc.)
Contaminación por basura	Polución visual, degradación del ambiente, nicho para desarrollo de vectores de enfermedades (plásticos y botellas), transmisión de parásitos y enfermedades.	Educación ambiental, talleres de compostaje y reutilización de basura. Basureros y advertencias en el bus. Creación de puestos comunitarios de colecta selectiva de basura.
Degradación de bosques y vegetación secundaria por ganado suelto	Daños a la regeneración natural e individuos en clases de tamaño menor que 1,5 m de altura. Dominancia de pocas especies no palatables al ganado en los parches de regeneración natural.	Establecimiento de normas e incentivos a la manutención del ganado en sus cercos e inhibidoras. Incentivo para cercar parches de bosque valiosos para la conservación.
Degradación de la vegetación secundaria por chapia selectiva	Disminución de la cantidad de vegetación secundaria en el paisaje.	Incentivos al abandono permanente de parcelas de vegetación secundaria en áreas prioritarias.
Conversión de bosques de galería y otros bosques a cafetales	Disminución de área de bosques en el paisaje y fragmentación difícil de identificar por monitoreos aéreos. Degradación de recursos hídricos.	Normativa clara respecto a conversión de bosques a cafetales. Prohibición de la actividad en parches valiosos para conservación y en bosques de galería. Incentivo para plantación de cafetales con sombra en otras áreas ya convertidas.
Polución de recursos hídricos por ganado y aguas negras	Degradación de la calidad de vida de las poblaciones humanas. Enfermedades en animales silvestres. Destrucción del hábitat de animales acuáticos o semi acuáticos. Degradación de equilibrio funcional de ecosistemas.	Incentivos para cercar fuentes de agua y bosques de galería. Incentivos para recuperación de bosques de galería. Educación ambiental. Instalación de letrinas.
Poco interés en plantío de árboles maderables	Dependencia de la regeneración natural para mantenimiento de poblaciones. Poca conectividad del paisaje.	Incentivos para plantío de árboles maderables nativos de la zona. Viveros forestales comunitarios. Distribución de plántulas. Incentivos a cercas vivas.
Plantío de especies exóticas	Aumento de población de especies exóticas en detrimento de las poblaciones de especies nativas.	Desincentivo a plantío de exóticas. Incentivo al plantío de especies nativas.
Falta de incentivos para conservación del bosque	Fragmentación del bosque por avance de la frontera agrícola.	Incentivos para conservación de bosque. Servidumbres ambientales. Proyectos de turismo. Manejo sostenible de productos no maderables de los bosques.
Falta de viveros de especies frutales y maderables nativos	Regeneración natural insuficiente para suplir la demanda por recursos.	Viveros comunitarios de especies nativas, especialmente frutales y maderables (leña).
Crecimiento poblacional elevado	Avance de la frontera agrícola, aumento de demanda por recursos, degradación del recurso hídrico.	Campañas para el planeamiento familiar. Distribución de anticonceptivos en los puestos de salud. Talleres de mujeres.
Cultura antropocéntrica y dominante hacia la naturaleza en general	Degradación de los recursos naturales en general. Cacería, cosecha de productos, deterioro de bosques, corte de leña y madera, actividades ilegales, baja calidad de vida.	Educación ambiental. Cursos y talleres de ecología y sistemas naturales.

Anexo 4: Medidas e índices generados en ArcView para describir de la estructura de los parches agrupados por Tipos y por Categorías.

Índice (Unidad)	Procedimiento de Cálculo
n° Parches	En tabla Parches, <i>Query Builder</i> para seleccionar los registros de la categoría o tipo correspondientes. Luego, activar el <i>Field Área</i> y la función <i>Field Statistics</i>
Área total (ha)	En tabla Parches, <i>Query Builder</i> para seleccionar los registros de la categoría o tipo correspondientes. Luego, activar el <i>Field Área</i> y la función <i>Field Statistics</i>
% del APMM (%)	A partir del índice de Área total. cálculo directo $\% = \text{Área } i \times 100 / \text{Área total APMM}$
Área promedio (ha)	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
Área mediana (ha)	Exportar la tabla Parches de ArcView a formato .txt, y procesamiento en Excel o Statistics
Rango (ha)	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
Desviación estándar (ha)	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
n° Parches grandes > 300 ha	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
Área parches grandes (ha)	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
n° Parches medianos entre 300 ha	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
Área parches medianos (ha)	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
n° Parches pequeños < 300 ha	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
Área parches pequeños (ha)	En Parches, utilizar <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
n° Parches interiores 300m	En Parches, seleccionar los bosques, crear un nuevo <i>Theme</i> con <i>Create Buffer</i> opción "only inside polygons", buffer distance 300m. Utilizar <i>Union Themes</i> entre el Buffer (Bordes) y Parches, creando <i>Core300</i> . En la tabla, <i>Query Builder</i> y <i>Field Statistics</i>
Área hábitat interior 300 m (ha)	En <i>Core300</i> utilizar <i>Field Statistics</i>
n° Parches interiores 100m	En Parches, seleccionar los bosques, crear un nuevo <i>Theme</i> con <i>Create Buffer</i> "only inside polygons", buffer distance 100m. Utilizar <i>Union Themes</i> entre el Buffer (Bordes) y Parches, creando <i>Core100</i> . En la tabla, <i>Query Builder</i> y <i>Field Statistics</i>
Área hábitat interior 100 m (ha)	<i>Core100</i> utilizar <i>Field Statistics</i>
n° de parches con distancia pequeña a parches de bosque (< 100 m)	En el Parches, seleccionar los bosques, crear un nuevo <i>Theme</i> con <i>Create Buffer</i> en anillos solamente afuera de los polígonos, distancia buffer entre anillos igual a 100m. Seleccionar los buffer con buffer distance igual a 100. En Parches, <i>Select by Theme Buffer</i> todos los parches que intersecten los buffer seleccionados. Para los parches de bosque la selección debe ser manual. En la tabla, <i>New Field Distancia</i> y <i>Field Calculator</i> para atribuir el valor "< 100 m" a los parches seleccionados.
n° Parches distancia mediana a parches de bosque (entre 100 y 300 m)	En Buffer seleccionar los buffer de 100 a 300 m. En Parches, <i>Select by Theme Buffer</i> todos los parches que intersecten los buffer. Para los parches de bosques, selección manual. En la tabla, <i>Field Calculator</i> en el <i>Field Distancia</i> para atribuir el valor "100 a 300 m" a los parches seleccionados
n° Parches distancia grande a parches de bosque (> 300 m)	En la tabla de Parches, <i>Field Calculator</i> en el <i>Field Distancia</i> para atribuir el valor "> 300 m" a todos los parches no seleccionados para distancia pequeña o mediana
Forma promedio	<i>New Field</i> , <i>Field Calculator</i> , <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i> $F = P / (2\pi * \sqrt{A/\pi})$, donde P = perímetro del parche, A= área del parche
Forma máximo	<i>Field Calculator</i> , <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
Forma mínimo	<i>Field Calculator</i> , <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
Perímetro total (km)	<i>New Field</i> , <i>Field Calculator</i> , <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
Perímetro promedio (km)	<i>New Field</i> , <i>Field Calculator</i> , <i>Query Builder</i> , <i>Field Statistics</i>
n° Parches adyacentes a bosques	Parches, seleccionar todos los bosques (<i>Query Builder</i>). <i>Select by Theme</i> los polígonos que intersectan los polígonos seleccionados de Parches. En la tabla, <i>Field Calculator</i>
% parches adyacentes a bosques	Cálculo directo

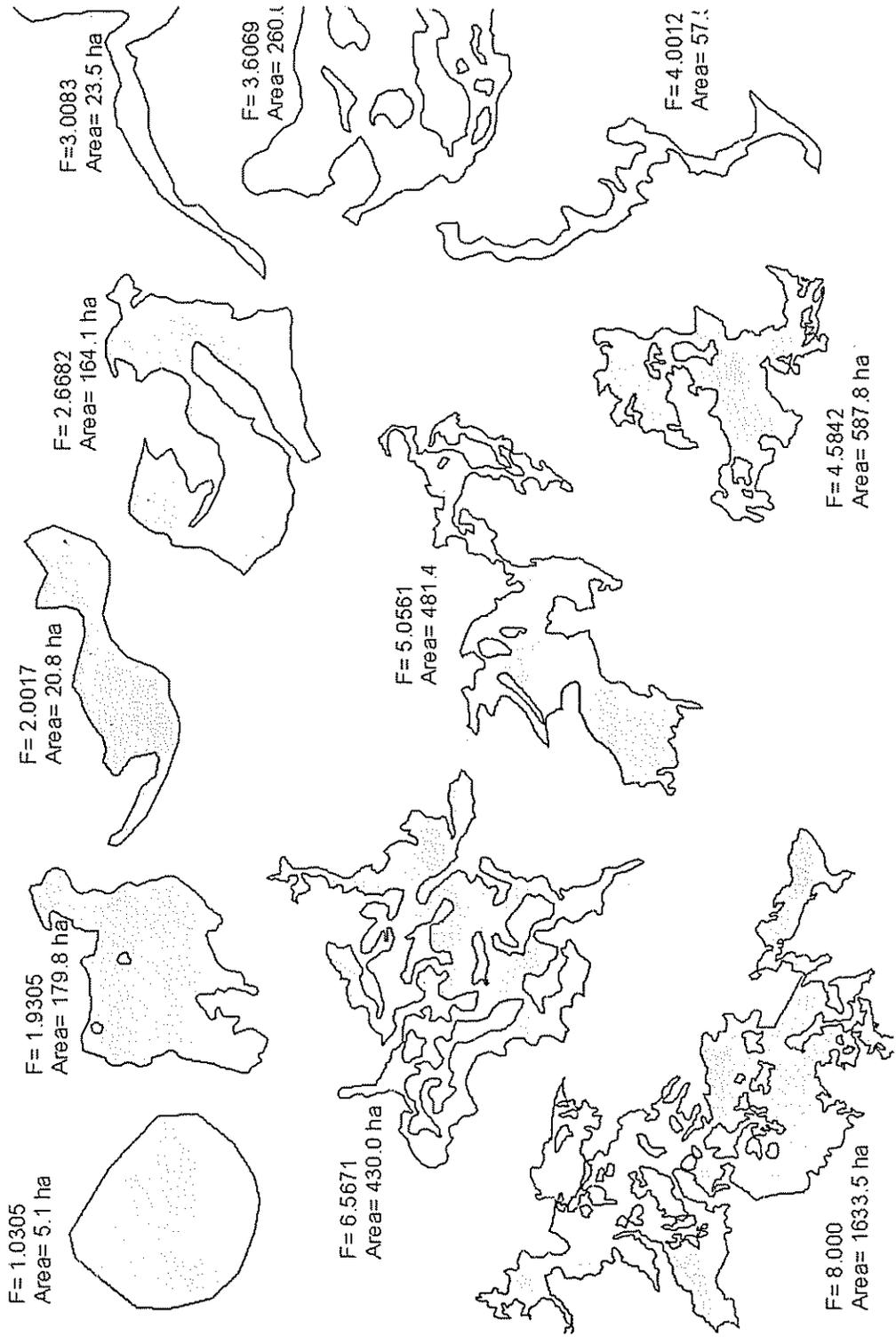
Anexo 5: Medidas e índices generados en ArcView para describir de la estructura del paisaje del ADMM

Medidas (unidad)	Procedimiento de Calculo
Numero de Parches	En la tabla de Parches , directamente el numero de poligonos registrados.
Densidad de parches (numero/km ²)	Calculo directo a partir de las estadísticas de la tabla Parches exportadas a Excel $d = n/A$, donde A= área total de los parches (km ²), n= numero de parches
Riqueza de parches	Pre establecido en la fase de fotointerpretación. También puede ser contado directamente por medio de <i>Query Builder</i> $R = \sum i$, donde i=tipo de parches, o i= categorías de parches
Area total (ha)	En la tabla de Parches activar el <i>Field Area</i> y utilizar función <i>Field Statistics</i>
Area mediana de parches (ha)	Exportar la tabla de Parches a formato texto, abrirlo en hoja de Microsoft Excel, y pedir función mediana seleccionando datos del <i>Field Area</i>
Area promedio de parches (ha)	En la tabla de Parches, activar el <i>Field Area</i> y utilizar función <i>Field Statistics</i>
Desviación estándar del tamaño de parches (ha)	En la tabla de Parches, activar el <i>Field Area</i> y utilizar función <i>Field Statistics</i>
Tamaño mínimo de parche (ha)	En la tabla Parches, activar el <i>Field Area</i> y utilizar función <i>Field Statistics</i>
Tamaño máximo de parche (ha)	En la tabla Parches, activar el <i>Field Area</i> y utilizar función <i>Field Statistics</i>
Rango de tamaño de parche (ha)	En la tabla Parches, activar el <i>Field Area</i> y utilizar función <i>Field Statistics</i>
n° parches de hábitat interior (borde 300m)	En la tabla de Core300 activar el <i>Field Area</i> y la función <i>Field Statistics</i>
Area de hábitat interior (borde 300 m) (ha)	En la tabla de Core300 activar el <i>Field Area</i> y la función <i>Field Statistics</i>
n° parches hábitat interior (borde 100 m)	En la tabla de Core100 activar el <i>Field Area</i> y la función <i>Field Statistics</i>
Area de hábitat interior (borde 100m) (ha)	En la tabla de Core100 activar el <i>Field Area</i> y la función <i>Field Statistics</i>
Forma promedio de los parches	En la tabla Parches, Add <i>Field</i> , con <i>Field Calculator</i> aplicar la formula de F, y luego utilizar función <i>Field Statistics</i> $F = P / (2\pi * \sqrt{A/\pi})$, donde F= indice de forma, P = perímetro del parche, A= área del parche Es un indice independiente del tamaño del parche. Es relevante porque el círculo es la figura con menor perímetro, y por lo tanto menor efecto de borde. F = 1 cuando los parches son un círculo, aumenta cuando se aleja de la forma circular.
Rango de Forma de los parches	Activar el <i>Field Forma</i> y utilizar función <i>Field Statistics</i>
Desviación estándar de la forma de los parches	Activar el <i>Field Forma</i> y utilizar función <i>Field Statistics</i>
Indice de Diversidad de Shannon (para tipos de parches)	Organizar una planilla en Excel con los índices de Área para cada tipo de parche y aplicar la formula directamente $H' = -\sum p_i \ln p_i$, (Magurran 1988), donde H' = indice de diversidad, $p_i = n_i / N$ n_i = área de los parches del tipo i, N= área total de parches (área total paisaje considerado)
Indice de Diversidad de Simpson (para tipos de parches)	Organizar una planilla en Excel con los índices de Área para cada tipo de parche y aplicar la formula directamente
Indice de Continuidad del Bosque (Vogelman 1995)	$FCI = \ln (\Sigma A / \Sigma P)$, donde FCI= indice de continuidad del bosque (forest continuity index), ΣA = suma del área de todos los poligonos de bosque (m ²), ΣP = suma del borde (o perímetro) de todos los poligonos de bosque (m). Valores altos implican mayor continuidad del bosque y valores bajos reflejan mayores niveles de discontinuidad o fragmentación. Calculo directo por medidas de la categoria bosques (Cuadro 4)

Anexo 6: Índices descriptivos de la estructura del paisaje generados en Fragstats*Info (McGarigal y Marks, 1998)

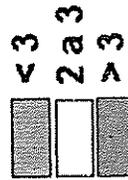
Medida – Abreviación (Unidad)	Rango y Descripción
Índice de área interior total – TCAI (%)	$0 < TCAI < 100$; $TCAI = 0$ cuando el paisaje no contiene área interior del tipo de parche correspondiente. TCAI se aproxima a 100 cuando los parches del tipo correspondiente, debido a su tamaño, forma y ancho de borde contienen casi totalmente área interior. En este caso, el tipo de parche considerado fue la categoría Bosques. TCAI es igual a la suma del área interior de cada parche (m^2) del tipo de parche correspondiente, dividido por la suma de áreas de cada parche del mismo tipo, multiplicado por 100 (para convertirlo a porcentaje). Por lo tanto TCAI es igual al porcentaje de un tipo de parche en el paisaje que es área interior basado en un ancho de borde específico. En este caso, 300m.
Distancia promedio al vecino mas próximo - MNN (m)	$MNN > 0$, sin límites; Es la suma de la distancia (m) al parche vecino mas próximo de mismo tipo, basado en la distancia de un borde hacia el otro para cada parche del tipo correspondiente, dividido por el número de parches de mismo tipo.
Desviación Estándar del vecino mas próximo – NNSD (m)	$NNSD > 0$ sin límites; Es la raíz cuadrada del error promedio (desviación de la media) en la distancia al vecino mas próximo de los parches.
Coefficiente de Variación del vecino mas próximo – NNCV (%)	$NNCV > 0$ sin límites; Es la variabilidad en la distancia al vecino mas próximo relativo a la distancia promedio. (desviación estándar dividido por promedio multiplicado por 100)
Índice de forma promedio – MS	$MSI > 1$ sin límite; $MSI = 1$ cuando todos los parches del tipo correspondiente son circulares, y aumenta sin límites mientras la forma del parche se toma mas irregular. Es la suma del perímetro(m) dividido por la raíz cuadrada de la área (m^2) para cada parche, ajustado por una constante de un círculo estándar, dividido por el número de parches. Es decir, es el índice de forma promedio de los parches del tipo correspondiente.
Índice de forma promedio pesado por área – AWMSI	$AWMSI > 1$ sin límites; $AWMSI = 1$ cuando todos los parches del tipo correspondiente son circulares, y aumenta sin límites mientras la forma del parche se torna mas irregular. Es el índice de forma promedio de los parches del tipo correspondiente, pesado por el área de los parches de manera que parches mayores pesen más que parches menores.
Porcentaje de Área interior del paisaje – CPLAND (%)	$0 < CPLAND < 100$; Es el porcentaje del paisaje compuesto de área interior del tipo de parche correspondiente
Área Interior total – TCA (ha)	$TCA > 0$ sin límites; $TCA = 0$ cuando cualquier parte del parche esta dentro de una distancia especificada de borde a partir del perímetro del parche. TCA se aproxima a CA cuando la distancia de borde especificada disminuye y cuando la forma del parche es simplificada. Es la suma de las áreas interiores de cada parche del tipo correspondiente
Área total del paisaje – TA (ha)	$TA > 0$ sin límites; Es el área (m^2) del paisaje dividido por 10000 para convertir a hectáreas
Índice del mayor parche – LPI (%)	$0 < LPI < 100$; LPI se aproxima a 0 cuando el mayor parche del tipo correspondiente se hace mas pequeño. Es el porcentaje del paisaje compuesto del mayor parche. Es el área del parche mayor dividido por el área total del paisaje multiplicado por 100.
Número de parches – NP	$NP > 1$ sin límite; Es el número de parches del tipo correspondiente
Densidad de Parches – PD (numero / 100 ha)	$PD > 0$ sin límites; Es el número de parches (PD) dividido por el área total del paisaje, multiplicado por 10000 y 100 (para convertir a 100 ha)
Tamaño promedio de parche – MPS (ha)	$MPS > 0$ sin límites ; Es la suma de las áreas (m^2) de todos los parches del tipo correspondiente, dividido por el número de parches de mismo tipo.
Desviación Estándar del tamaño de parche – PSSD (ha)	$PSSD > 0$ sin límites, $PSSD = 0$ cuando todos los parches en la clase son de mismo tamaño o solo hay un parche (no hay variabilidad en tamaño de parche); Es la raíz cuadrada del error promedio (desviación de la media) en el tamaño de parche.
Coefficiente de variación de tamaño de parche – PSCV (%)	$PSCV > 0$ sin límites ; Es la variabilidad en el tamaño de parches relativo al tamaño promedio. (desviación estándar dividido por promedio multiplicado por 100)
Número de áreas Interiores - NCA	$NCA > 0$ sin límites, $NCA = 0$ cuando $TCA = 0$, o sea, cuando cada sitio en los parches del tipo correspondiente están en el rango de una distancia de borde especificada a partir del perímetro del parche. $NCA > 1$ cuando, debido a complejidad de forma del parche, este contiene mas que 1 área interior. Es la suma del número de áreas interiores disjuntas contenidas en cada parche del tipo correspondiente o sea, el número de áreas interiores disjuntas del paisaje.
Densidad de Área Interior - CAD(numero / 100 ha)	$CAD > 0$ sin límites ; Es la suma del número de áreas interiores disjuntas, dividido por el área total del paisaje, multiplicado por 100 (para convertir en 100 ha)
Desviación Estándar de Área Interior de Parches – CASD1 (ha)	$CASD1 > 0$ sin límites ; Representa la variación de área interior entre parches, y es la raíz cuadrada del error promedio (desviación del promedio) en área interior de parches
Coefficiente de Variación en Área Interior de Parches – CACV1 (%)	$CACV1 > 0$ sin límites; Es la variabilidad en el área interior relativa al área interior promedio

Anexo 7: Ilustración del aumento en el valor del índice de forma de los parches con el aumento de su complejidad espacial



Anexo 8: Ilustración de valores de conservación atribuidos a los parches según sus características de área, forma y aislamiento

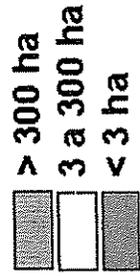
Forma



Aislamiento



Area



Anexo 9: Descriptores de Composición, Diversidad y Estructura de las Categorías de Parches en el ADMM calculados con ArcView

	Bosques	Vegetación Secundaria.	Sistemas Agroforestales	Áreas sin Árboles
n° Parches	241	72	245	453
Area (ha)	12090.09	1025.92	6900.29	7822.35
% del APMM	43.43	3.69	24.79	28.10
Area promedio (ha)	50.17	14.25	28.16	17.27
Area mediana (ha)	9.73	6.27	10.40	4.78
Rango (ha)	980.49	100.56	823.84	1633.03
Desviación estandar (ha)	121.73	19.48	64.24	85.48
n° Parches grandes (> 300 ha)	10	0	1	2
Area parches grandes (ha)	5587.81	0.00	824.45	2275.35
n° Parches medianos(3 a 300 ha)	173	52	184	283
Area parches medianos (ha)	6410.13	992.73	5963.79	5281.60
n° Parches pequeños (< 3 ha)	58	20	60	168
Area parches pequeños (ha)	92.15	33.19	112.05	265.39
n° Parches interiores (borde300m)	17	nc	nc	nc
Area habitat interior 300 m (ha)	370.29	nc	nc	nc
n° Parches interiores 100m	111	nc	nc	nc
Area habitat interior 100 m (ha)	3390.02	nc	nc	nc
n° Parches distancia pequeña	201	59	231	409
n° Parches distancia mediana	39	9	6	32
n° Parches distancia grande	1	4	8	12
Forma promedio	2.05	1.54	1.69	1.55
Forma maximo	6.82	3.16	4.95	8.00
Forma mínimo	1.03	1.06	1.08	1.03
Perimetro total (km)	1267.99	140.01	731.36	987.87
Perimetro promedio (km)	5.26	1.99	2.985	2.18
Índice de continuidad (ln ΣA/ΣP)	4.56	4.29	4.54	4.37
n° Parches adyacentes a bosques	201	48	215	386

Nota: nc=índice no calculado

Anexo 10: Descriptores de Composición, Diversidad y Estructura de los Tipos de Parches en el ADMM calculados con ArcView

	Bosques				Vegetación Secundaria				Sistemas Agroforestales						Áreas sin Árboles		
	Montano	Mixto	Deciduo	Semi deciduo	Galería	V.eg. Secund	Carbonal	Café Bosque	Pasto Arboles	Pasto Carbon	Pasto Robles	Pasto	Cultivos	Otros			
n° Parches	53	18	92	30	48	56	16	26	168	13	38	252	183	18			
Área (ha)	2557.83	2362.00	4995.31	702.11	1472.84	995.54	30.39	166.3	4833.36	997.58	903.03	6089.51	1693.16	39.6			
% del APMM	9.19	8.48	17.94	2.52	5.29	3.58	0.11	0.60	17.36	3.58	3.24	21.87	6.08	0.14			
Tamaño de parche promedio (ha)	48.26	131.22	54.30	23.40	30.68	17.78	1.90	6.40	28.77	76.74	23.76	24.16	9.25	2.20			
Tamaño de parche mediano (ha)	11.94	11.40	9.49	7.17	9.21	12.53	2.00	2.80	11.88	3.75	13.66	5.67	4.35	2.18			
Rango de tamaño de parche (ha)	687.65	979.53	706.41	157.08	191.84	100.37	3.50	34.63	264.65	823.49	93.07	1633.00	251.32	6.91			
Desviación estándar de tamaño (ha)	116.57	271.33	119.47	37.94	45.59	20.79	0.93	9.30	43.48	227.29	26.08	112.59	22.67	2.09			
Tamaño máximo de parche (ha)	688.59	981.03	707.02	157.62	192.48	101.16	4.1	35.44	265.27	824.45	94.60	1633.53	251.83	7.41			
Índice de forma del mayor parche	4.76	5.27	4.06	2.66	6.82	3.16	1.08	1.15	3.02	4.95	1.71	8.0	4.9	1.12			
n° Parches grandes (> 300 ha)	2	3	5	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0			
Área parches grandes (ha)	1119.21	2050.27	2418.33	0	0	0	0	0	0	824.45	0	2275.35	0	0			
n° Parches medianos (3 a 300 ha)	41	11	62	18	41	50	2	11	135	6	32	171	108	4			
Área parches medianos (ha)	1421.68	303.66	2542.40	681.43	1460.97	985.59	7.15	137.7	4775.14	162.03	888.93	3687.32	1571.94	22.3			
n° Parches pequeños (< 3 ha)	10	4	25	12	7	6	14	15	33	6	6	79	75	14			
Área parches pequeños	16.94	8.07	34.58	20.68	11.87	9.95	23.24	28.63	58.22	11.09	14.10	126.84	121.22	17.3			
n° Parches interiores (borde 300m)	4	3	9	1	0	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc			
Área habit interior 300 m (ha)	55.61	148.06	166.38	0.24	0.00	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc			
n° Parches interiores 100m	28	9	42	12	20	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc			
Área habit interior 100 m (ha)	702.29	916.87	1546.08	133.07	91.71	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc			
n° Parches distancia pequeña	48	18	76	17	42	50	9	26	161	7	37	240	160	9			
n° Parches distancia mediana	5	0	16	12	6	6	3	0	1	4	1	7	19	6			
n° Parches distancia grande	0	0	0	1	0	0	4	0	6	2	0	5	4	3			
Forma promedio	1.90	2.38	2.38	1.72	2.50	1.63	1.24	1.31	1.75	1.70	1.64	1.64	1.43	1.48			
Forma maximo	6.57	5.27	5.27	4.89	6.82	3.16	1.65	1.99	3.62	4.95	2.38	8.00	4.98	3.50			
Forma minimo	1.05	1.11	1.11	1.09	1.16	1.08	1.06	1.08	1.09	1.09	1.14	1.04	1.04	1.03			
Perimetro total (km)	259.68	184.81	476.28	87.26	259.95	130.53	9.47	26.53	53.24	72.37	102.21	700.30	273.69	13.88			
Perimetro promedio (km)	4.90	10.27	5.18	2.91	5.42	2.33	0.59	1.02	3.16	5.57	2.69	2.78	1.49	0.77			
n° Parches adyacentes a bosques	48	18	76	17	42	45	3	25	151	5	34	233	144	9			

Nota: nc=Índice no calculado

Anexo 11: Índices descriptivos del paisaje en el ADMM calculados con ArcView

Medida	Valor
Numero de parches	1011
Densidad de parches	3.63 parches/km ²
Riqueza de parches	4 categorías; 15 tipos de parches
Área total del Paisaje	27838.65 ha = 278.39 km ²
Área total de Bosques en el paisaje	12090.09 ha
Área mediana de parches	6,226 ha
Área promedio de parches	27,536 ha
Desviación estándar (ha) del tamaño de parches	89,42 ha
Tamaño mínimo	0,50 ha
Tamaño máximo	1633,53 ha
Rango de tamaño	1633,03 ha
Numero de parches de hábitat de bosque interior (borde 300m)	17
Área de hábitat de bosque interior (borde 300m)	370,29 ha
Numero de parches de hábitat de bosque interior (borde 100m)	111
Área de hábitat de bosque interior (borde 100m)	3390,02 ha
Forma promedio de los parches	1,7008
Rango de forma de los parches	6,9695
Desviación estándar de la forma de parches	0,8033
Índice de Diversidad de Shannon (para tipos de parche)	2,1889
Índice de Diversidad Simpson (para tipos de parche)	0,1366
Índice de continuidad del Bosque	4.557
Relación Área /Perímetro de Bosques	95.3

Anexo 12: Índices descriptivos del paisaje en el ADMM calculados con Fragstats*Info

Medida	Valor
Numero de parches	860
Densidad de parches	3.089 parches / 100 ha
Densidad de parches	0.054 km ²
Numero de parches de bosque *	126
Tamaño promedio de parche de bosque *	95.953 ha
Coefficiente de variación del tamaño de parche *	464.959%
Desviación estándar del tamaño de parche *	446.142 ha
Densidad de parches de bosque *	1.042/100 ha
Densidad de parches *	0.008 km ²
Dimensión fractal promedio *	1.314
Dimensión fractal promedio pesado por área *	1.408
Índice de forma promedio *	1.967
Índice de forma promedio pesado por área *	10.514
Índice del mayor parche *	31.383%
Numero de parches de área interior *	29
Densidad de área interior *	0.24/100 ha
Área interior total *	530.63 ha
% del paisaje en área interior *	4.389
Índice de área interior *	4.389%
Área interior promedio por parche *	4.211 ha
Índice de área interior promedio *	0.302%
Desviación estándar de área interior *	25.586 ha
Coefficiente de variación de área interior *	607.599%
Área promedio por interior disjunto *	18.298 ha
Desviación estándar de área interior disjunta *	27.275
Coefficiente de variación de área interior disjunta *	195.548%
Vecino más próximo promedio *	67.263 m
Desviación estándar del vecino mas próximo *	75.337 m
Coefficiente de variación del vecino mas próximo *	112.004%
Diversidad de Shannon	2.225
Equidad de Shannon	0.822
Diversidad de Simpson	0.865
Diversidad Simpson modificada	2.001
Equidad de Simpson	0.927
Equidad de Simpson modificada	0.739

* medida calculada solamente para la categoría parches de bosque

Anexo 14: Lista de especies para el paisaje de bosque montano en el ADMM

n.	FAMILIA	ESPECIE	AUTORIDAD	Forma	UTIL	DIST	Ecosistema
1	ACANTHACEAE	<i>Hansteinia sp.1</i>		arbusto	0	0	B
2	ACANTHACEAE	<i>Justicia crenata</i>	(Leonard) Durkee	arbusto	0	1	VS
3	ACANTHACEAE	<i>Justicia sp.1</i>		hierba	0	0	B
4	ACANTHACEAE	<i>Justicia sp.2</i>		arbusto	0	0	B
5	ACANTHACEAE	<i>Poikilacanthus sp.1</i>		hierba	0	0	B
6	ACANTHACEAE	<i>Ruellia hookeriana</i>	(Nees) Hemsl.	arbusto	0	2	VS
7	AMARANTHACEAE	<i>Iresine calea</i>	(Ibañez.) Standl.	liana	0	2	B
8	AMARANTHACEAE	<i>Iresine diffusa</i>	Humb. & Bonpl. ex Willd.	hierba	0	6	VS
9	AMARANTHACEAE	<i>Pleuropetalum pleiogynum</i>	(Kuntze) Standl.	arbusto	0	5	B
10	AMARYLLIDACEAE	<i>Bomarea edulis</i>	(Tussac) Herbert.	liana	0	5	VS
11	ANACARDIACEAE	<i>Spondias sp.1</i>		arbol	0	0	B, VS
12	ANACARDIACEAE	<i>Spondias sp.2</i>		arbol	0	0	VS
13	ANACARDIACEAE	<i>Spondias sp.3</i>		arbol	0	0	VS
14	ANACARDIACEAE	<i>Tapirira mexicana</i>	Marchand.	arbol	0	2	B, CB
15	ANNONACEAE	<i>Desmopsis bibracteata</i>	(B.L. Rob.) Saff.	arbol	0	2	B
16	AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex lamprophylla</i>	Standl.	arbol	0	2	B
17	ARACEAE	<i>Anthurium microspadix</i>	Schott.	liana	0	5	B
18	ARACEAE	<i>Monstera adansonii</i>	Schott.	liana	0	5	B
19	ARACEAE	<i>Philodendron aurantiifolium</i>	Schott.	epifita	0	2	B
20	ARACEAE	<i>Philodendron aurantiifolium ssp.</i>	Schott.	epifita	0	2	B
21	ARACEAE	<i>Philodendron sp.1</i>		liana	0	0	B
22	ARACEAE	<i>Philodendron sp.2</i>		liana	0	0	B
23	ARACEAE	<i>Philodendron tenue</i>	K. Koch. & Agustin.	liana	0	5	B
24	ARACEAE	<i>Syngonium sp.1</i>		liana	0	0	B
25	ARALIACEAE	<i>Dendropanax arboreus</i>	(L.) Decne.	arbol	1	5	B
26	ARALIACEAE	<i>Dendropanax sp.1</i>		arbol	0	0	CB
27	ARALIACEAE	<i>Oreopanax sp.1</i>		arbol	0	0	B
28	ARALIACEAE	<i>Oreopanax xalapensis</i>	(Kunth) Decne. & Planch.	arbol	0	2	B, CB
29	ARECACEAE	<i>Chamaedorea costaricana</i>	Oerst.	palma	1	4	B
30	ASCLEPIADACEAE	<i>Asclepias curassavica</i>	L.	hierba	1	6	B
31	ASCLEPIADACEAE	<i>Gonolobus barbatus</i>	H.B.K.	liana	0	2	B, VS
32	ASCLEPIADACEAE	<i>Gonolobus sp.1</i>		liana	0	0	VS
33	ASTERACEAE	<i>Ageratina ixiocladon</i>	(Benth.) R. M. King & H.	arbol	0	2	VS
34	ASTERACEAE	<i>Ageratina pichinchensis</i>	(Kunth) R.M. King & H.	arbusto	0	2	P, PA, VS
35	ASTERACEAE	<i>Bidens sp.1</i>		hierba	0	0	VS
36	ASTERACEAE	<i>Calea sp.1</i>		arbusto	0	0	VS
37	ASTERACEAE	<i>Critonia daleoides</i>	DC.	arbol	0	2	CB
38	ASTERACEAE	<i>Critonia sp.1</i>		arbol	0	0	B
39	ASTERACEAE	<i>Lasianthaea fruticosa</i>	(L.) Km. Becker.	arbol	0	2	B, VS
40	ASTERACEAE	<i>Liabum bourgeau</i>	Hieron.	arbusto	0	5	B
41	ASTERACEAE	<i>Melanthera aspera</i>	(Jacq.) Small	arbol	0	4	VS
42	ASTERACEAE	<i>Melanthera nivea</i>	(L.) Small.	arbusto	0	4	VS
43	ASTERACEAE	<i>Melanthera sp.1</i>		arbusto	0	0	VS
44	ASTERACEAE	<i>Montanoa guatemalensis</i>	B.L. Rob. & Greenm.	arbusto	0	2	VS
45	ASTERACEAE	<i>Oyedaea verbesinoides</i>	DC.	arbusto	0	1	VS
46	ASTERACEAE	<i>Polymnia maculata</i>	Cav.	hierba	0	2	VS
47	ASTERACEAE	<i>Senecio arborescens</i>	Steetz	arbol	0	2	B

n.	FAMILIA	ESPECIE	AUTORIDAD	Forma	UTIL	DIST	Ecosistema
48	ASTERACEAE	<i>Sinclairia polyantha</i>	(Klatt) Rydb.	arbusto	0	3	VS
49	ASTERACEAE	<i>Verbesina oerstediana</i>	Benth.	arbol	0	3	VS
50	ASTERACEAE	<i>Verbesina turbacensis</i>	Kunth in Humb.	arbusto	0	5	VS
51	ASTERACEAE	<i>Vernonia patens</i>	Kunth.	arbol	0	5	CB, PA, VS
52	ASTERACEAE	<i>Vernonia sp.1</i>		arbol	0	0	CB
53	BEGONIACEAE	<i>Begonia glabra</i>	Aubl.	hierba	1	5	B
54	BETULACEAE	<i>Carpinus tropicalis</i>	(Donn.Sm) Lundell.	arbol	0	2	B, CB
55	BIGNONIACEAE	<i>Macfadyena unguis-cati</i>	(Kunth.) Sandw.	liana	0	5	B
56	BIGNONIACEAE	<i>Tecoma stans</i>	(L.) Juss.	arbusto	1	6	CB
57	BOMBACACEAE	<i>Quararibea asterolepis</i>	Pittier	arbol	0	3	B, CB
58	BORAGINACEAE	<i>Cordia croatii</i>	Kunth.	arbol	0	1	B
59	BORAGINACEAE	<i>Cordia curassavica</i>	(Jacq.) Roem. & Schult.	arbusto	0	6	PA
60	BORAGINACEAE	<i>Cordia spinescens</i>	L.	arbusto	0	7	B, VS
61	BORAGINACEAE	<i>Ehretia latifolia</i>	DC. in A. DC.	arbol	0	2	CB, VS
62	BORAGINACEAE	<i>Tournefortia glabra</i>	L.	arbusto	0	5	B
63	CAPRIFOLIACEAE	<i>Viburnum sp.1</i>		arbol	0	0	B
64	CAPRIFOLIACEAE	<i>Viburnum sp.2</i>		arbol	0	0	B
65	CAPRIFOLIACEAE	<i>Viburnum sp.3</i>		arbol	0	0	B
66	CELASTRACEAE	<i>Euonymus costaricensis</i>	Standl.	arbol	0	1	B
67	CLETHRACEAE	<i>Clethra lanata</i>	Mart. & Gal.	arbol	0	2	B
68	CLETHRACEAE	<i>Clethra sp.1</i>		arbol	0	0	B
69	CLUSIACEAE	<i>Clusia sp.1</i>		arbusto	0	0	B
70	CLUSIACEAE	<i>Vismia baccifera</i>	(L.) Triana y Planch.	arbusto	0	3	B
71	COMMELINACEAE	<i>Commelina diffusa</i>	Burm. F.	hierba	0	6	B
72	COMMELINACEAE	<i>Commelina erecta</i>	L.	hierba	1	6	B
73	COMMELINACEAE	<i>Tradescantia poelliae</i>	Burm. F.	zacate	0	2	B
74	COMMELINACEAE	<i>Tradescantia zanonina</i>	(L.) Sw.	hierba	0	5	B
75	CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea sp.1</i>		liana	0	0	VS
76	CUCURBITACEAE	<i>Cayaponia sp.1</i>		liana	0	0	B
77	CUCURBITACEAE	<i>Psiguria bignoniacea</i>	(Poepp. & Endl.) Wunderlin	liana	0	5	B
78	CYATHEACEAE	<i>Alsophila firma</i>	(Baker) D. S. Conant	helecho	1	5	B
79	CYATHEACEAE	<i>Cyathea stolzei</i>	A. R. ex Lellinger.	helecho	0	3	B
80	DENNSTAEDTIACEAE	<i>Saccoloma inaequale</i>	(Kunze) Mett.	helecho	1	5	B
81	DESCONOCIDO	<i>Desconocido sp.1</i>		arbol	0	0	B, CB, VS
82	DESCONOCIDO	<i>Desconocido sp.2</i>		arbol	0	0	B, VS
83	DESCONOCIDO	<i>Desconocido sp.3</i>		arbol	0	0	CB, VS
84	DESCONOCIDO	<i>Desconocido sp.4</i>		arbol	0	0	B, VS
85	DESCONOCIDO	<i>Desconocido sp.5</i>		hierba	0	0	B
86	EUPHORBIACEAE	<i>Acalypha diversifolia</i>	Jacq.	arbol	0	5	B, VS
87	EUPHORBIACEAE	<i>Alchomea glandulosa</i>	(Pax) Pax in Engl.	arbol	0	3	B
88	EUPHORBIACEAE	<i>Alchomea latifolia</i>	Sw.	arbol	0	3	B
89	EUPHORBIACEAE	<i>Croton axillaris</i>	M II. Arg.	arbol	0	2	CB, VS
90	EUPHORBIACEAE	<i>Croton draco</i>	(Klotzsch) Webster.	arbol	1	3	B, CB, P, PA, VS
91	EUPHORBIACEAE	<i>Croton heterochrous</i>	M II. Arg.	arbusto	0	1	VS
92	EUPHORBIACEAE	<i>Croton niveus</i>	M II. Arg.	arbol	1	5	CB
93	EUPHORBIACEAE	<i>Croton smithianus</i>	Croizat.	arbol	0	3	VS
94	EUPHORBIACEAE	<i>Croton sp.1</i>		arbol	0	0	B, VS
95	EUPHORBIACEAE	<i>Croton tonduzii</i>	Pax	arbol	0	1	B
96	EUPHORBIACEAE	<i>Sapium glandulosum</i>	(L.) Morong.	arbol	1	5	B, CB, PA, VS

n.	FAMILIA	ESPECIE	AUTORIDAD	Forma	UTIL	DIST	Ecosistema
97	EUPHORBIACEAE	<i>Tragia sp.1</i>		liana	0	0	VS
98	FABACEAE/CAES	<i>Senna pallida</i>	(Vahl) H.S. Irwin & Barneby	arbusto	0	2	VS
99	FABACEAE/CAES	<i>Senna papillosa</i>	(Britton & J. Rose) H.S. Irwi	arbol	0	5	B, CB, VS
100	FABACEAE/MIM.	<i>Acacia pennatula</i>	(Cham. & Schldl.) Benth.	arbol	1	5	P, VS
101	FABACEAE/MIM.	<i>Albizia adinocephala</i>	(Donn. Sm.) Britton & Rose	arbol	0	2	VS
102	FABACEAE/MIM.	<i>Calliandra calothyrsus</i>	Meisn.	arbol	1	5	VS
103	FABACEAE/MIM.	<i>Inga alba</i>	(Sw.) Willd.	arbol	0	5	B
104	FABACEAE/MIM.	<i>Inga densiflora</i>	Benth.	arbol	0	5	CB
105	FABACEAE/MIM.	<i>Inga mortoniana</i>	J. Leon	arbol	0	1	B
106	FABACEAE/MIM.	<i>Inga oerstediana</i>	Benth.	arbol	0	5	B, CB, PA, VS
107	FABACEAE/MIM.	<i>Inga punctata</i>	Willd.	arbol	0	5	B, CB, VS
108	FABACEAE/MIM.	<i>Lysiloma microphyllum</i>	Benth.	arbol	0	2	VS
109	FABACEAE/MIM.	<i>Mimosa albida</i>	Humb. & Bonpl. ex Willd.	arbusto	0	5	VS
110	FABACEAE/MIM.	<i>Zapoteca tetragona</i>	(Willd.) H.M. Hern.	arbusto	0	5	PA
111	FABACEAE/PAP.	<i>Calopogonium sp.1</i>		liana	0	0	B
112	FABACEAE/PAP.	<i>Dalbergia tilarana</i>	N. Zamora	arbol	0	1	VS
113	FABACEAE/PAP.	<i>Diphysa americana</i>	(Mill.) M. Sousa	arbol	0	2	CB, VS
114	FABACEAE/PAP.	<i>Erythrina berteroaana</i>	Urb.	arbol	1	5	B, CB, VS
115	FABACEAE/PAP.	<i>Lonchocarpus minor</i>	M. Sousa.	arbol	0	1	CB
116	FABACEAE/PAP.	<i>Lonchocarpus sp.1</i>		arbol	0	0	B, CB
117	FABACEAE/PAP.	<i>Lonchocarpus sp.2</i>		arbusto	0	0	B
118	FABACEAE/PAP.	<i>Lonchocarpus sp.3</i>		arbol	0	0	B, CB
119	FABACEAE/PAP.	<i>Lonchocarpus sp.4</i>		arbol	0	0	B, CB
120	FABACEAE/PAP.	<i>Platymiscium dimorphandrum</i>	Donn. Sm.	arbol	0	2	VS
121	FAGACEAE	<i>Quercus cortesii</i>	Liebm.	arbol	0	2	B
122	FAGACEAE	<i>Quercus oleoides</i>	Schldl. & Cham	arbol	1	2	B
123	FAGACEAE	<i>Quercus oocarpa</i>	Liebm.	arbol	1	2	B, CB
124	FAGACEAE	<i>Quercus seemannii</i>	Liebm.	arbol	0	2	B
125	FLACOURTIACEAE	<i>Casearia aculeata</i>	Jacq.	arbol	0	5	B, VS
126	FLACOURTIACEAE	<i>Casearia arguta</i>	Kunth in Humb.	arbol	0	5	B, CB
127	FLACOURTIACEAE	<i>Casearia corymbosa</i>	Kunth.	arbol	1	5	B, CB, VS
128	FLACOURTIACEAE	<i>Xylosma flexuosa</i>	(Kunth) Hemsl.	arbol	0	2	B, CB, VS
129	FLACOURTIACEAE	<i>Xylosma quichensis</i>	Donn. Sm.	arbol	0	2	B
130	GESNERIACEAE	<i>Besleria sp.1</i>		arbusto	0	0	VS
131	HELICONIACEAE	<i>Heliconia latispatha</i>	Benth.	musa	0	5	B
132	HELICONIACEAE	<i>Heliconia sp.1</i>		musa	0	0	B
133	ICACINACEAE	<i>Calatola costaricensis</i>	Standl.	arbol	1	2	B
134	LAURACEAE	<i>Beilschmiedia brenesii</i>	C. K. Allen	arbol	0	1	B, CB, PA
135	LAURACEAE	<i>Beilschmiedia riparia</i>	Miranda.	arbol	0	1	B, CB, PA
136	LAURACEAE	<i>Beilschmiedia sp.1</i>		arbol	0	0	CB
137	LAURACEAE	<i>Beilschmiedia sp.2</i>		arbol	0	0	B
138	LAURACEAE	<i>Cinnamomum cinnamomifolium</i>	(Kunth) Kosterm	arbol	0	5	VS
139	LAURACEAE	<i>Cinnamomum costaricanum</i>	(Mez & Pittier) Kosterm.	arbol	1	1	B, CB
140	LAURACEAE	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	(Ruiz & Pav.) Kosterm.	arbol	0	5	B, CB, VS
141	LAURACEAE	<i>Licaria sp.1</i>		arbol	0	0	B
142	LAURACEAE	<i>Nectandra martinicensis</i>	Mez.	arbol	0	5	B, CB
143	LAURACEAE	<i>Nectandra miraffloris</i>	Van der Werff.	arbol	1	1	B, CB
144	LAURACEAE	<i>Nectandra salicifolia</i>	(Kunth) Nees	arbol	0	2	B
145	LAURACEAE	<i>Nectandra sp.1</i>		arbol	0	0	B

n.	FAMILIA	ESPECIE	AUTORIDAD	Forma	UTIL	DIST	Ecosistema
146	LAURACEAE	<i>Ocotea helictenifolia</i>	(Meisn.) Hemsl.	arbol	1	2	B, CB
147	LAURACEAE	<i>Ocotea leucoxylon</i>	(Sw.) Laness.	arbol	0	5	B
148	LAURACEAE	<i>Ocotea meziana</i>	Kunth.	arbol	0	1	B
149	LAURACEAE	<i>Ocotea puberula</i>	(Rich.) Nees	arbol	0	5	B
150	LAURACEAE	<i>Ocotea sp.1</i>		arbol	0	0	B
151	LAURACEAE	<i>Ocotea sp.2</i>		arbol	0	0	VS
152	LAURACEAE	<i>Ocotea sp.3</i>		arbol	0	0	B
153	LAURACEAE	<i>Ocotea sp.4</i>		arbol	0	0	VS
154	LAURACEAE	<i>Ocotea sp.5</i>		arbol	0	0	VS
155	LAURACEAE	<i>Ocotea sp.6</i>		arbol	0	0	B
156	LAURACEAE	<i>Ocotea sp.7</i>		arbol	0	0	B
157	LAURACEAE	<i>Ocotea valeriana</i>		arbol	0	1	B
158	LAURACEAE	<i>Persea americana</i>	Mill.	arbol	1	7	B
159	LAURACEAE	<i>Persea caerulea</i>	(Ruiz & Pav.) Mez.	arbol	1	5	B, CB, PA, VS
160	LOGANIACEAE	<i>Buddleja americana</i>	L.	arbusto	0	5	B, P, VS
161	LORANTHACEAE	<i>Struthanthus quercicola</i>	(Schltdl. Y Cham.) Blume.	arbusto	0	2	VS
162	LYTHRACEAE	<i>Adenaria floribunda</i>	Kunth in Humb.	arbusto	0	5	B, VS
163	LYTHRACEAE	<i>Pehria compacta</i>	(Rusby) Sprague	arbusto	0	3	B, P, PA, VS
164	MALPIGHIACEAE	<i>Bunchosia sp.1</i>		arbol	0	0	VS
165	MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys laurifolia</i>	(L.) A. Juss.	arbol	0	5	B
166	MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys obovata</i>	(Small) Cuatrec. & Croat	liana	0	2	VS
167	MALPIGHIACEAE	<i>Malpighia glabra</i>	L.	arbol	1	6	B, VS
168	MALPIGHIACEAE	<i>Malpighia sp.1</i>		arbol	0	0	B
169	MALPIGHIACEAE	<i>Stigmaphyllon lindenianum</i>	A. Juss.	liana	0	3	VS
170	MALPIGHIACEAE	<i>Tetrapteryx schiedeana</i>	Schltdl. & Cham.	arbusto	0	2	B
171	MALVACEAE	<i>Malvaviscus arboreus</i>	Cav.	arbusto	1	5	B, PA
172	MALVACEAE	<i>Pavonia sp.1</i>		arbusto	0	0	B
173	MALVACEAE	<i>Sida rhombifolia</i>	L.	arbusto	0	6	P, PA
174	MARANTACEAE	<i>Calathea macrosepala</i>	K. Schum.	musa	0	3	VS
175	MELASTOMATACEAE	<i>Clidemia densiflora</i>	(Standl.) Gleason	arbusto	0	3	B
176	MELASTOMATACEAE	<i>Conostegia montana</i>	(Sw.) D. Don ex DC.	arbol	0	5	B
177	MELASTOMATACEAE	<i>Miconia serrulata</i>	(DC.) Naudin	arbol	0	5	B
178	MELASTOMATACEAE	<i>Miconia sp.1</i>		arbol	0	0	B
179	MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina sp.1</i>		arbusto	0	0	VS
180	MELIACEAE	<i>Cedrela odorata</i>	L.	arbol	1	5	B
181	MELIACEAE	<i>Guarea glabra</i>	Vahl.	arbol	0	5	B, CB
182	MELIACEAE	<i>Guarea sp.1</i>		arbol	0	0	B
183	MELIACEAE	<i>Trichilia havanensis</i>	Jacq.	arbol	0	5	B, VS
184	MENISPERMACEAE	<i>Cissampelos pareira</i>	L.	liana	0	6	VS
185	MONIMIACEAE	<i>Mollinedia pinchotiana</i>	Standl.	arbol	0	1	B
186	MONIMIACEAE	<i>Mollinedia sp.1</i>		arbol	0	0	B
187	MORACEAE	<i>Ficus morazaniana</i>	W.C. Burger.	arbol	0	2	B
188	MORACEAE	<i>Ficus sp.1</i>		arbol	0	0	CB
189	MORACEAE	<i>Ficus tuerckheimii</i>	Standl.	arbol	0	2	B, CB, PA
190	MORACEAE	<i>Sorocea trophoides</i>	Wc. Burger.	arbol	0	2	B
191	MORACEAE	<i>Trophis mexicana</i>	(Liebm.) Bureau en A. DC.	arbol	0	2	B
192	MORACEAE	<i>Trophis racemosa</i>	(L.) Urb.	arbol	0	5	B, CB
193	MUERTO	Muerto		arbol	0	0	B, PA, VS
194	MYRSINACEAE	<i>Ardisia compressa</i>	Kunth.	arbol	0	5	B, VS

n.	FAMILIA	ESPECIE	AUTORIDAD	Forma	UTIL	DIST	Ecosistema
195	MYRSINACEAE	<i>Ardisia revoluta</i>	Kunth in Humb.	arbol	0	2	VS
196	MYRSINACEAE	<i>Myrsine coriacea</i>	(Sw.) R. Br. ex Roem. & Sc	arbol	0	5	B
197	MYRSINACEAE	<i>Parathesis sp.1</i>		arbol	0	0	B, CB
198	MYRTACEAE	<i>Eugenia acapulcensis</i>	Steud.	arbol	0	3	B, CB, VS
199	MYRTACEAE	<i>Eugenia costaricensis</i>	O. Berg	arbol	0	1	B, PA
200	MYRTACEAE	<i>Myrcianthes fragrans</i>	(Sw.) McVaugh	arbol	0	5	B, CB, PA
201	MYRTACEAE	<i>Myrciaria floribunda</i>	(H. West ex Willd.) O. Berg	arbusto	0	5	B
202	NYCTAGINACEAE	<i>Neea sp.1</i>		arbol	0	0	B, CB
203	NYCTAGINACEAE	<i>Pisonia aculeata</i>	L.	liana	0	6	B
204	NYCTAGINACEAE	<i>Pisonia macranthocarpa</i>	(Donn. Sm.) Donn. Sm.	arbol	0	5	CB
205	OXALIDACEAE	<i>Oxalis corniculata</i>	L.	hierba	1	7	P
206	PIPERACEAE	<i>Peperomia sp.1</i>		hierba	0	0	B
207	PIPERACEAE	<i>Piper amalago</i>	L.	arbusto	0	6	B
208	PIPERACEAE	<i>Piper arboreum</i>	Aubl.	arbol	0	6	B
209	PIPERACEAE	<i>Piper bredemeyeri</i>	J. Jacq.	arbusto	0	5	B
210	PIPERACEAE	<i>Piper hispidum</i>	Sw.	arbusto	0	6	B
211	PIPERACEAE	<i>Piper nudifolium</i>	C. DC.	arbusto	0	1	B, CB
212	PIPERACEAE	<i>Piper umbellatum</i>	L.	arbusto	0	6	VS
213	POACEAE	<i>Chusquea simpliciflora</i>	Munro.	bambu	1	5	B, VS
214	POACEAE	<i>Opismenus burmannii</i>	(Retz) Beauv.	zacate	0	6	B
215	POACEAE	<i>Panicum sp.1</i>		zacate	0	0	B
216	POACEAE	<i>Pseudechinolaena polystachya</i>	(Kunth) Stapf.	zacate	0	6	B
217	POLYGALACEAE	<i>Securidaca diversifolia</i>	Pol.	liana	0	6	VS
218	PROTEACEAE	<i>Roupala montana</i>	Aubl.	arbol	0	5	B
219	PTERIDACEAE	<i>Pteris pungens</i>	Willd.	helecho	0	5	B
220	RANUNCULACEAE	<i>Clematis grossa</i>	Benth.	liana	0	2	VS
221	RHAMNACEAE	<i>Rhamnus oreodendron</i>	L. O. Williams	arbol	0	1	B
222	ROSACEAE	<i>Prunus brachybotrya</i>	Zucc.	arbol	0	3	B
223	ROSACEAE	<i>Prunus sp.1</i>		arbusto	0	0	B
224	ROSACEAE	<i>Rubus urticaefolius</i>	Poir.	arbusto	0	2	VS
225	RUBIACEAE	<i>Coffea arabica</i>	L.	arbusto	1	7	B, CB
226	RUBIACEAE	<i>Chiococca sp.1</i>		liana	0	0	B
227	RUBIACEAE	<i>Chione sylvicola</i>	(Standl.) W.C. Burger in C	arbusto	0	3	B
228	RUBIACEAE	<i>Faramea sp.1</i>		arbusto	0	0	B
229	RUBIACEAE	<i>Guettarda macrosperma</i>	Donn. Sm.	arbol	1	2	B, CB, VS
230	RUBIACEAE	<i>Hamelia axillaris</i>	Sw.	arbusto	0	5	B, VS
231	RUBIACEAE	<i>Hamelia patens</i>	Jacq.	arbusto	1	6	B
232	RUBIACEAE	<i>Hoffmannia arborescens</i>	Donn. Sm.	arbusto	0	1	B
233	RUBIACEAE	<i>Palicourea sp.1</i>		arbol	0	0	CB
234	RUBIACEAE	<i>Psychotria comigera</i>	Dwyer	hierba	0	1	B
235	RUBIACEAE	<i>Psychotria chagrensis</i>	Standl.	arbusto	0	5	B
236	RUBIACEAE	<i>Psychotria officinalis</i>	(Aubl.) Sandwith	arbusto	0	5	B
237	RUBIACEAE	<i>Psychotria pubescens</i>	Sw.	arbusto	0	3	B, VS
238	RUBIACEAE	<i>Psychotria sp.1</i>		arbusto	0	0	B
239	RUBIACEAE	<i>Spermacoce assurgens</i>	Ruiz & Pav.	hierba	0	6	P
240	RUTACEAE	<i>Casimiroa sapota</i>	Oerst.	arbol	1	2	CB
241	SABIACEAE	<i>Meliosma sp.1</i>		arbol	0	0	B, CB
242	SAPINDACEAE	<i>Cupania glabra</i>	Sw.	arbol	0	4	B, CB, VS
243	SAPINDACEAE	<i>Sapindus saponaria</i>	L.	arbol	1	6	B, CB, VS

n.	FAMILIA	ESPECIE	AUTORIDAD	Forma	UTIL	DIST	Ecosistema
244	SAPINDACEAE	<i>Serjania rhombea</i>	Randlk.	liana	0	5	B
245	SAPINDACEAE	<i>Serjania sp.1</i>		liana	0	0	B, VS
246	SAPOTACEAE	<i>Sideroxylum contrerasii</i>	(Hemsl.) T. D. Penn.	arbol	0	2	B
247	SAPOTACEAE	<i>Sideroxylum persimile</i>	(Hemsl.) T.D. Penn.	arbol	0	5	B
248	SAPOTACEAE	<i>Sideroxylum portoricense</i>	(Pittier) T.D. Penn.	arbol	0	2	B, CB
249	SIMAROUBACEAE	<i>Picramnia antidesma</i>	(DC.) W.W. Thomas	arbusto	0	5	B
250	SIMAROUBACEAE	<i>Picramnia sp.1</i>		arbol	0	0	B
251	SIMAROUBACEAE	<i>Picrasma excelsa</i>	(Sw.) Planch.	arbol	0	5	B, P, VS
252	SMILACACEAE	<i>Smilax engleriana</i>	F. W. Apt.	liana	0	1	B
253	SOLANACEAE	<i>Acnistus arborescens</i>	(L.) Schldl.	arbol	1	5	B, CB, PA, VS
254	SOLANACEAE	<i>Cestrum fragile</i>	Francey	arbol	0	1	B
255	SOLANACEAE	<i>Cestrum megalophyllum</i>	Dunal.	arbusto	0	6	B, PA
256	SOLANACEAE	<i>Cestrum sp.1</i>		arbusto	0	0	PA
257	SOLANACEAE	<i>Cestrum tomentosum</i>	L. F.	arbol	0	5	PA, VS
258	SOLANACEAE	<i>Cestrum warszewiczii</i>	Klotzsch	arbusto	0	1	VS
259	SOLANACEAE	<i>Physalis sp.1</i>		arbusto	0	0	P
260	SOLANACEAE	<i>Solanum hazenii</i>	Britton	arbusto	0	5	VS
261	SOLANACEAE	<i>Solanum sp.1</i>		arbusto	0	0	B
262	SOLANACEAE	<i>Solanum sp.2</i>		hierba	0	0	B
263	SOLANACEAE	<i>Solanum torvum</i>	Sw.	arbusto	1	2	PA, VS
264	STAPHYLEACEAE	<i>Turpinia occidentalis</i>	(Sw.) G. Don.	arbol	1	5	B, CB, VS
265	STERCULIACEAE	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Lam.	arbol	1	5	CB
266	STERCULIACEAE	<i>Melochia lupulina</i>	Sw.	arbusto	0	5	P, PA, VS
267	STERCULIACEAE	<i>Melochia pyramidata</i>	L.	arbusto	0	6	VS
268	STYRACACEAE	<i>Styrax argenteus</i>	K. Presl.	arbol	1	2	B, CB
269	STYRACACEAE	<i>Styrax nicaraguensis</i>	P. Fritsch.	arbol	0	1	CB
270	SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos limoncillo</i>	Humb. & Bonpl.	arbol	0	2	B
271	SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos sp.1</i>		arbol	0	0	B
272	TECTARIACEAE	<i>Ctenitis sp.1</i>		helecho	0	0	B
273	TECTARIACEAE	<i>Ctenitis submarginalis</i>	(Lansd. y Fisch.) Ching.	helecho	0	5	B
274	TILIACEAE	<i>Triumfetta lappula</i>	L.	arbol	1	5	B, CB, P, VS
275	ULMACEAE	<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume	arbol	1	6	VS
276	URTICACEAE	<i>Laportea aestuans</i>	(L.) Chew	arbusto	0	6	VS
277	URTICACEAE	<i>Myriocarpa obovata</i>	Donn. Sm.	arbol	0	2	B
278	URTICACEAE	<i>Myriocarpa sp.1</i>		arbol	0	0	B
279	URTICACEAE	<i>Phenax sonneratii</i>	(Poir.) Wedd.	hierba	0	5	VS
80	URTICACEAE	<i>Pouzolzia phenacoides</i>	Killip.	arbusto	0	5	P, PA
81	URTICACEAE	<i>Urera corallina</i>	(Liebm.) Wedd.	arbol	0	5	B, CB
82	URTICACEAE	<i>Urera elata</i>	(Sw.) Griseb.	arbusto	0	5	B
83	VERBENACEAE	<i>Comutia pyramidata</i>	L.	arbol	1	2	B, CB, VS
84	VERBENACEAE	<i>Lantana camara</i>	L.	arbusto	1	7	VS
85	VERBENACEAE	<i>Lippia controversa</i>	Moldenke.	arbusto	0	2	CB, PA, VS
86	VERBENACEAE	<i>Lippia myriocephala</i>	Schldl. & Cham.	arbol	1	2	B, CB, P, PA, VS
87	VITACEAE	<i>Vitis tiliifolia</i>	Humb. & Bonpl. ex Roem.	liana	1	3	B, VS
88	WOODSIACEAE	<i>Diplazium cristatum</i>	(Desr.) Alston	helecho	0	5	B

Anexo 15: Error del Muestreo en base al número de individuos leñosos

Arboles						
Observaciones	Bosque montano(B)	Café con bosque (CB)	Pasto (P)	Pasto con Árboles (PA)	Vegetación Secundaria (VS)	
1	48	38	0	3	1	
2	52	18	1	10	4	
3	49	30	0	7	0	
4	21	28	3	7	18	
5	61	36	1	1	43	
6	75	14	0	1	48	
7	47	59	0	4	0	
8	47	13	0	4	55	
Promedio n. Ind.	50	29.5	0.625	4.625	21.125	
Varianza datos	230.571	233.143	1.125	9.982	564.125	
Area tota (ha)	2510	121.1	1401.4	1438	321.1	
Intesidad muestral (%)	0.03	0.66	0.06	0.06	0.25	
Error muestral	5.37	5.40	0.38	1.12	8.40	
Intervalo confianza	12.70	12.77	0.89	2.64	19.86	

Latzal Alto						
Observaciones	Bosque montano(B)	Café con bosque (CB)	Pasto (P)	Pasto con Árboles (PA)	Vegetación Secundaria (VS)	
1	8	1	0	0	0	
2	20	0	2	0	2	
3	13	1	0	0	2	
4	26	0	0	0	3	
5	10	0	0	0	33	
6	23	7	0	29	19	
7	21	2	0	0	7	
8	18	2	0	0	3	
Promedio n. Ind.	17.375	1.625	0.25	3.625	8.625	
Varianza datos	41.125	5.411	0.500	105.125	132.839	
Area tota (ha)	2510	121.1	1401.4	1438	321.1	
Intesidad muestral (%)	0.01	0.20	0.02	0.02	0.07	
Error muestral	2.27	0.82	0.25	3.63	4.07	
Intervalo confianza	5.36	1.94	0.59	8.57	9.64	

Latzal Bajo						
Observaciones	Bosque montano(B)	Café con bosque (CB)	Pasto (P)	Pasto con Árboles (PA)	Vegetación Secundaria (VS)	
1	21	41	1	11	1	
2	69	33	4	0	123	
3	39	12	3	1	88	
4	61	0	0	0	158	
5	44	19	0	25	61	
6	35	25	0	18	80	
7	61	8	0	5	98	
8	58	20	0	0	52	
Promedio n. Ind.	48.5	19.75	1	7.5	82.625	
Varianza datos	267.429	177.643	2.571	92.286	2235.982	
Area tota (ha)	2510	121.1	1401.4	1438	321.1	
Intesidad muestral (%)	0.00	0.05	0.00	0.00	0.02	
Error muestral	5.78	4.71	0.57	3.40	16.72	
Intervalo confianza	13.67	11.14	1.34	8.03	39.54	

Brinzal						
Observaciones	Bosque montano(B)	Café con bosque (CB)	Pasto (P)	Pasto con Árboles (PA)	Vegetación Secundaria (VS)	
1	11	0	20	36	41	
2	49	1	81	3	29	
3	49	7	17	1	25	
4	70	6	1	1	48	
5	41	3	2	121	86	
6	23	9	43	7	94	
7	53	3	0	49	56	
8	33	8	0	10	11	
Promedio n. Ind.	41.125	4.625	20.5	28.5	48.75	
Varianza datos	342.982	11.125	820.286	1714.286	846.786	
Area tota (ha)	2510	121.1	1401.4	1438	321.1	
Intesidad muestral (%)	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	
Error muestral	6.55	1.18	10.13	14.64	10.29	
Intervalo confianza	15.49	2.79	23.95	34.62	24.33	

Nota: valor de t 0.05 (2), 7 gl = 2.365

Anexo 16: Forma de vida y categoría de distribución de las especies identificadas

Forma de vida	#E	#I	Categoría de Distribución de las Especies								
			0	1	2	3	4	5	6	7	
Bosque											
arbol	102	1041	25	14	24	6	1	29	2	1	
arbusto	35	273	9	2	1	5	0	12	4	2	
bambu	1	33	0	0	0	0	0	1	0	0	
epifita	2	5	0	0	2	0	0	0	0	0	
helecho	7	48	1	0	0	1	0	5	0	0	
hierba	11	260	5	1	0	0	0	2	3	0	
liana	18	51	7	1	2	1	0	6	1	0	
musa	2	13	1	0	0	0	0	1	0	0	
palma	1	141	0	0	0	0	1	0	0	0	
zacate	4	87	1	0	1	0	0	0	2	0	
total	183	1952	49	18	30	13	2	56	12	3	
total leñosas	137	1314	34	16	25	11	1	41	6	3	
Café con Bosque											
arbol	63	305	13	6	17	3	1	22	1	0	
arbusto	4	196	0	1	1	0	0	0	1	1	
hierba	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	
Total	68	503	14	7	18	3	1	22	2	1	
Pasto											
arbol	5	17	0	0	1	1	0	3	0	0	
arbusto	7	167	1	0	1	1	0	3	1	0	
hierba	2	36	0	0	0	0	0	0	1	1	
Total	14	220	1	0	2	2	0	6	2	1	
Pasto con Arboles											
arbol	14	148	1	3	2	1	0	7	0	0	
arbusto	12	216	1	0	3	1	0	4	3	0	
Total	26	364	2	3	5	2	0	11	3	0	
Vegetación Secundaria											
arbol	55	457	13	1	13	4	2	21	3	0	
arbusto	35	855	4	4	8	3	1	8	3	2	
bambu	1	15	0	0	0	0	0	1	0	0	
hierba	4	112	1	0	1	0	0	1	1	0	
liana	13	38	4	0	3	2	0	1	2	0	
musa	1	23	0	0	0	1	0	0	0	0	
Total	109	1500	22	5	25	10	3	32	9	2	

Nota: #E = numero de especies, #I = numero de individuos

Categorías de distribución de las especies:

0= no identificada,

1= presente solamente en Nicaragua y más uno o dos países;

2= presente en Mesoamérica (México a Panamá);

3= presente en Mesoamérica y extremo noroeste de Sudamérica (Colombia y Ecuador);

4= presente en Mesoamérica y Norteamérica;

5= presente en Mesoamérica y Suramérica;

6= presente en Norteamérica, Mesoamérica y Suramérica (especie pantropical),

7= exótica cosmopolita

Anexo 17: Lista de especies útiles encontradas en las parcelas de muestreo

n.	Familia	Genero	especie	forma de vida	nombre comun	observación	Utilidad
1	Araliaceae	Dendropanax	arboresus	arbol	desconocido		leña, artesanía
2	Areaceae	Chamaedorea	costaricana	palma	Pacaya		ornamental
3	Asclepiadaceae	Asclepia	curassavica	hierba	desconocido		medicinal
4	Begoniaceae	Begonia	glabra	hierba	Pavana		ornamental
5	Bignoniaceae	Tecoma	slans	arbolito	Amariguito, sardinitillo	amb. pert.	medicinal, ornamental, leña
6	Commelinaceae	Cornelina	erecta	hierba	zacate	amb. pert.	medicinal
7	Cyatheaceae	Alsophila	firma	heliacho	heliacho arborescente		ornamental, masetas
8	Dennstaedtiaceae	Saccoloma	inaequale	heliacho	desconocido		ornamental
9	Euphorbiaceae	Sapum	glandulosum	arbol	Lechoso		cerca-viva
10	Euphorbiaceae	Croton	niveus	arbol	Quinita		medicinal
11	Euphorbiaceae	Croton	draco	arbol	sangre drago		medicinal
12	Fabaceae - Mim	Acacia	pennatula	arbol	carbon		leña, forraje
13	Fabaceae - Mim	Calliandra	calothyrsus	arbol	desconocido	amb. pert.	leña, forraje
14	Fabaceae - Pap	Erythrina	berteroana	arbol	coralito		comestible, fermentación chicha, artesanía madera, cerca-viva
15	Fagaceae	Quercus	oleoides	arbol	roble	endemica	maderable (poste, construcción, carbon)
16	Fagaceae	Quercus	occarba	arbol	roble		maderable
17	Flacourtiaceae	Casearia	corymbosa	arbol	comida de culebra		medicinal
18	Icacinaeae	Calatola	costaricensis	arbol	desconocido	endemica	comestible, medicinal
19	Lauraceae	Persea	americana	arbol	Aguate	exotica	comestible, medicinal
20	Lauraceae	Cinnamomum	costaricanum	arbol	Aguate	endemica	leña, sombra
21	Lauraceae	Ocotea	helicterifolia	arbol	Aguate	endemica	leña, sombra
22	Lauraceae	Nectandra	mirafioris	arbol	Aguate pachon	endemica	leña, sombra, vulnerable
23	Malpighiaceae	Malpighia	glabra	arbol	Aguate pachon	endemica	leña, sombra, vulnerable
24	Malvaceae	Malva viscus	arboresus	arbolito	saral		comestible, medicinal, ornamental, cascara para curtir pieles
25	Meliaceae	Cedrela	odorata	arbol	Amapola		medicinal, ornamental
26	Oxalidaceae	Oxalis	corniculata	hierba	desconocido		maderable, medicinal, artesanía, vulnerable
27	Poaceae	Chusquea	simpliciflora	bambu	Zacate	amb. pert., exot medicinal	artesanía
28	Rubiaceae	Colfea	arabica	arbolito	café		comercial, alimentación
29	Rubiaceae	Guettarda	macrosperma	arbol	comida de ardilla	endemica	leña
30	Rubiaceae	Hamelia	patens	arbolito	Pinta machete		medicinal
31	Rubiaceae	Casimiroa	sapota	arbol	Malazano	endemica	comestible, medicinal, cerca-viva
32	Sapindaceae	Sapindus	saponaria	arbol	Pacon	endemica	medicinal, maderable, leña
33	Solanaceae	Acnitulus	arborescens	arbol	Quitite, lengua de vaca	amb. pert.	comestible, ornamental
34	Solanaceae	Solanum	torvum	arbolito	Lava plato	amb. pert., endt medicinal	
35	Staphyleaceae	Turpinia	occidentalis	arbol	Oreja de coyote		cerca-viva
36	Sterculiaceae	Guazuma	ulmifolia	arbol	quazimo de ternero	amb. pert.	comestible, medicinal, leña
37	Syracaceae	Syrax	argenteus	arbol	Alamo	endemica	leña, ornamental, otro (se hace incenso)
38	Tiliaceae	Triumfetta	lappula	arbol	Majagua	amb. pert.	fibra, otros (savia para producción de azúcar y branqueador)
39	Ulmaceae	Trema	micrantha	arbol	capulim		fibra, medicinal, maderable
40	Verbenaceae	Lantana	camara	arbolito	desconocido	exotica	comestible, medicinal
41	Verbenaceae	Lippia	myriocephala	arbol	manpaz	amb. pert., endt leña, sombra	
42	Verbenaceae	Cornutia	pyramidata	arbol	Cucaracha	amb. pert., endt ornamental	
43	Vitaceae	Vitis	lilifolia	liana	bejuco de uva		comestible, medicinal

Nota: amb.pert. = típica de ambientes perturbados o ruderal, exótica = especie no nativa, endemica = ocurre solamente en Mesoamerica

Anexo 18: Lista de especies de plantas endémicas de Nicaragua o Mesoamerica encontradas en las parcelas de muestreo

n.	Especie	arbol	latizal		brinzal	Ecosistema
			alto	bajo		
1	<i>Ageratina ixocladon</i>	X	X	X	X	P, PA, VS
2	<i>Ageratina pichinchensis</i>	X				VS
3	<i>Albizia adinocephala</i>	X				VS
4	<i>Ardisia revoluta</i>	X	X			VS
5	<i>Beilschmiedia brenesii</i>	X	X			B, CB, PA
6	<i>Beilschmiedia riparia</i>	X	X			B, CB, PA
7	<i>Calatola costaricensis</i>	X	X	X		B
8	<i>Carpinus tropicalis</i>	X				B, CB
9	<i>Casimiroa sapota</i>	X				CB
10	<i>Cestrum fragile</i>	X				B
11	<i>Cestrum warszewiczii</i>	X	X			VS
12	<i>Cinnamomum costaricanum</i>	X	X	X	X	B, CB
13	<i>Clematis grossa</i>	X				VS
14	<i>Clethra lanata</i>	X				B
15	<i>Cordia croatii</i>	X	X			B
16	<i>Cornutia pyramidata</i>	X	X	X		B, CB, VS
17	<i>Critonia daleoides</i>	X				CB
18	<i>Croton axillaris</i>	X	X			CB, VS
19	<i>Croton heterochrous</i>	X			X	VS
20	<i>Croton honduzii</i>	X				B
21	<i>Dalbergia filarana</i>	X				VS
22	<i>Desmopsis bibracteata</i>	X				B
23	<i>Diphysa americana</i>	X	X			CB, VS
24	<i>Ehretia latifolia</i>	X	X			CB, VS
25	<i>Eugenia costaricensis</i>	X	X	X	X	B, PA
26	<i>Euonymus costaricensis</i>	X	X	X		B
27	<i>Ficus morazaniana</i>	X	X			B
28	<i>Ficus luerckheimii</i>	X				B, CB, PA
29	<i>Gonolobus barbatus</i>	X			X	VS
30	<i>Guettarda macrosperma</i>	X	X	X		B, CB, VS
31	<i>Heteropterys obovata</i>	X				VS
32	<i>Hoffmannia arborescens</i>	X	X		X	B
33	<i>Ilex lamprophylla</i>	X				B
34	<i>Inga mortoniana</i>	X				B
35	<i>Iresine calea</i>	X			X	B
36	<i>Justicia crenata</i>	X				B
37	<i>Lasiantha fruticosa</i>	X	X	X	X	VS
38	<i>Lippia contraversa</i>	X	X	X		B, VS
39	<i>Lippia myrsocephala</i>	X	X	X	X	CB
40	<i>Lonchocarpus minor</i>	X	X	X	X	B
41	<i>Lysitoma microphyllum</i>	X				CB
42	<i>Mollinedia picholiana</i>	X	X			VS
43	<i>Montanoa guatemalensis</i>	X				B
44	<i>Myriocarpa obovata</i>	X	X			VS
45	<i>Nectandra mirabilis</i>	X	X	X		B, CB
46	<i>Nectandra salicifolia</i>	X	X	X	X	B
47	<i>Ocotea helicterifolia</i>	X	X	X	X	B, CB
48	<i>Ocotea meziana</i>	X				B
49	<i>Ocotea valeriana</i>	X				B
50	<i>Oreopanax xalapensis</i>	X	X			B, CB
51	<i>Phitodendron aurantiifolium</i>	X	X			B, CB
52	<i>Piper nudifolium</i>	X			X	B
53	<i>Platymiscium dimorphandrum</i>	X			X	B
54	<i>Polymnia maculata</i>	X			X	VS
55	<i>Psychotria cornigera</i>	X			X	VS
56	<i>Quercus cortesii</i>	X	X			B
57	<i>Quercus oleoides</i>	X	X			B
58	<i>Quercus oocarpa</i>	X	X			B
59	<i>Quercus seemanii</i>	X	X			B, CB
60	<i>Rhamnus oreodendron</i>	X				B
61	<i>Rubus urticaefolius</i>	X	X			B
62	<i>Ruellia hookeriana</i>	X	X			VS
63	<i>Senecio arborescens</i>	X	X			VS
64	<i>Senna pallida</i>	X			X	B
65	<i>Sideroxylum contrerasii</i>	X	X	X		VS
66	<i>Sideroxylum portoricense</i>	X	X	X	X	B
67	<i>Smilax engleriana</i>	X	X		X	B, CB
68	<i>Solanum torvum</i>	X	X		X	B
69	<i>Sorocea trophoides</i>	X	X	X	X	PA, VS
70	<i>Struthanthus quercicola</i>	X			X	B
71	<i>Styrax argenteus</i>	X			X	VS
72	<i>Styrax nicaraguensis</i>	X				B, CB
73	<i>Symplocos limoncillo</i>	X				CB
74	<i>Tapirra mexicana</i>	X	X			B
75	<i>Tetralerys schiedeana</i>	X			X	B, CB
76	<i>Tradescantia poelliae</i>	X				B
77	<i>Trophis mexicana</i>	X	X		X	B
78	<i>Xylosma flexuosa</i>	X	X	X	X	B, CB, VS

Anexo 19: Diversidad de especies leñosas en las parcelas de muestreo

S	Arbol						Latizal Alto						Latizal Bajo						Brinzal						
	S	N	CM	Alfa	H	D	S	N	CM	Alfa	H	D	S	N	CM	Alfa	H	D	S	N	CM	Alfa	H	D	
	B1	9	48	5.33	3.27	1.827	5.556	6	8	1.33	10.91	1.667	9.333	10	21	2.10	7.478	1.999	7.241	5	11	2.20	3.538	1.37	4.23
B2	22	52	2.36	14.39	2.775	16.37	11	20	1.82	10.03	2.25	13.57	17	69	4.06	7.209	2.219	6.534	13	49	3.77	5.781	2.01	6	
B3	25	49	1.96	20.44	3.024	25.02	10	13	1.30	19.86	2.245	26	21	39	1.86	18.55	2.821	20.03	16	49	3.06	8.266	2.43	10.9	
B4	14	21	1.50	18.35	2.438	15	7	2.6	3.71	3.143	1.456	3.25	13	61	4.69	5.06	2.001	5.382	11	70	6.36	3.666	2.03	7.06	
B5	34	61	1.79	31.66	3.343	35.88	6	10	1.67	6.333	1.609	6.428	14	44	3.14	7.088	2.203	6.524	15	41	2.73	8.526	2.39	10.3	
B6	18	75	4.17	7.51	2.318	7.794	12	23	1.92	10.12	2.232	10.54	21	35	1.67	22.17	2.931	31.32	9	23	2.56	5.442	2.08	10.1	
B7	21	47	2.24	14.57	2.776	17.72	17	21	1.24	41.59	2.78	52.5	21	61	2.90	11.33	2.599	10.52	24	53	2.21	16.91	2.84	15	
B8	14	47	3.36	6.745	2.398	11.26	7	18	2.57	4.207	1.519	4.026	18	58	3.22	8.941	2.437	9.183	13	33	2.54	7.911	2.33	10.2	
CB1	18	38	2.11	13.38	2.586	13.26	1	1	0.00	0	0	0	1	41	0.00	0.184	0	1	0	0	0.00	0	0	0	
CB2	12	18	1.50	15.74	2.351	17	0	0	0.00	0	0	0	2	33	16.50	0.468	0.135	1.064	1	1	1.00	0	0	0	
CB3	12	30	2.50	7.413	2.37	14.03	1	1	1.00	0	0	0	1	12	12.00	0.259	0	1	1	7	7.00	0.349	0	1	
CB4	14	28	2.00	11.14	2.381	11.45	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	1	6	6.00	0.342	0	1	
CB5	15	36	2.40	9.653	2.49	13.7	0	0	0.00	0	0	0	2	19	9.50	0.563	0.206	1.117	1	3	3.00	0.525	0	1	
CB6	9	14	1.56	10.88	2.069	13	2	7	3.50	0.935	0.682	2.333	3	25	8.33	0.89	0.334	1.185	2	9	4.50	0.797	0.53	1.64	
CB7	21	59	2.81	11.65	2.768	15.55	2	2	1.00	0.69	0	0	1	8	8.00	0.301	0	1	1	3	3.00	0.525	0	1	
CB8	11	13	1.18	33.83	2.351	39	1	2	2.00	0.795	0	1	1	20	20.00	0.221	0	1	5	8	1.60	5.706	1.39	4.67	
P1	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	1	1	1.00	0	0	0	4	20	5.00	1.503	0.8	1.76	
P2	1	1	1.00	0	0	0	1	2	2.00	0.795	0	1	2	4	2.00	1.591	0.562	2	1	81	81.00	0.16	0	1	
P3	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	2	3	1.50	2.622	0.636	3	2	17	8.50	0.588	0.22	1.13	
P4	1	3	3.00	0.525	0	1	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	1	1	1.00	0	0	0	
P5	1	1	1.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	2	2	1.00	0	0	0	
P6	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	2	43	21.50	0.434	0.69	2.02	
P7	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	
P8	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	
PA1	1	3	3.00	0.525	0	1	0	0	0.00	0	0	0	3	11	3.67	1.358	0.759	1.896	3	36	12.00	0.778	0.79	2.14	
PA2	4	10	2.50	2.47	0.94	2.142	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	4	121	30.25	0.794	0.42	1.27	
PA3	4	7	1.75	3.878	1.153	3.5	0	29	14.50	0.487	0.589	1.705	2	18	9.00	0.575	0.529	1.577	3	7	2.33	1.988	0.96	3	
PA4	7	7	1.00	0	1.94	0	0	0	0.00	0	0	0	1	1	1.00	0	0	0	1	8	49	6.13	2.714	1.66	4.59
PA5	1	1	1.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	1	1	1.00	0	0	0	
PA6	1	1	1.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	2	25	12.50	0.511	0.692	2.083	4	10	4.10	4.213	1.92	5.69	
PA7	2	4	2.00	1.591	0.562	2	0	29	14.50	0.487	0.589	1.705	2	18	9.00	0.575	0.529	1.577	3	7	2.33	1.988	0.96	3	
PA8	2	4	2.00	1.591	0.562	2	0	0	0.00	0	0	0	1	5	5.00	0.375	0	1	8	49	6.13	2.714	1.66	4.59	
VS1	1	1	1.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	3	10	3.33	1.453	0.9	2.5
VS2	2	4	2.00	1.591	0.562	2	1	0	0.00	0	0	0	1	8	123	15.38	1.914	1.097	2.217	3	29	9.67	0.84	0.6	1.54
VS3	0	0	0.00	0	0	0	1	2	2.00	0.795	0	1	10	88	8.80	2.903	1.471	3.112	5	25	5.00	1.879	1.26	3.23	
VS4	3	18	6.00	1.027	0.683	1.645	3	3	1.00	1.09	0	0	11	158	14.36	2.689	1.274	2.309	11	48	4.36	4.464	1.79	4.7	
VS5	16	43	2.69	9.232	2.061	4.104	14	33	2.36	9.18	2.32	8.949	14	61	4.36	5.686	2.293	8.97	6	86	14.33	1.467	0.98	2.33	
VS6	8	48	6.00	2.741	1.727	4.82	9	19	2.11	6.688	1.882	6.576	15	80	5.33	5.449	1.803	3.495	11	94	8.55	3.231	1.46	2.77	
VS7	0	0	0.00	0	0	0	4	7	1.75	3.878	1.351	7	11	98	8.91	3.178	1.915	5.678	6	56	9.33	1.703	1.19	2.39	
VS8	2	55	27.50	0.407	0.156	1.076	1	3	3.00	0.525	0	1	8	52	6.50	2.64	1.5	3.142	3	11	3.67	1.358	0.76	1.9	

Nota: S= numero de especies, N= numero de individuos, CM= coeficiente de mezcla (S/N), Alfa= indice alfa de Fisher, H= indice de Shannon, D= indice de Simpson
 B= Bosque, CB = Café con bosque, P= Pasto, PA = Pasto con árboles, VS = Vegetación secundaria

Anexo 20: Altura del árbol más alto, área basal, altitud, ubicación topográfica, suelos, pendiente y alteración antropogénica en las parcelas de muestreo

	codigo parcela	Altura arbol mas alto (m)	G (m ²)	Altitud (msnm)	ubicación topografica	alteración antropogenica	textura del suelo	color suelo	pendiente (grados)
Bosque	B 1	41	3.287	1300	ladera	enfermedad	arena	café	28.75
	B 2	33	2.82	1220	bajo	pastoreo, caminos	arcilla	café	8.5
	B 3	30	3.286	1385	bajo		arcillo-arenoso	café	8
	B 4	35	3.26	1425	cimo		arcillo-limoso	café	12
	B 5	38	4.48	1439	bajo	tala de arboles	arcilla	café	2
	B 6	21.5	2.261	1400	cimo	pastoreo	arcillo-arenoso	café	2
	B 7	41	3.073	1360	ladera	agroquimicos	arcillo-arenoso	café	14
	B 8	25	2.401	1375	ladera		arcilla	negro	27
	Promedio	33.06	3.11						12.78
	sd	7.19	0.68						10.23
Café con Bosque	CB 1	33	3.411	1215	ladera	enfermedad	arcillo-arenoso	café	13.5
	CB 2	32.5	2.082	1400	ladera	enfermedad	arcillo-arenoso	café	17.5
	CB 3	17.5	1.076	1300	ladera	enfermedad	arcillo-arenoso	café	21.5
	CB 4	25.75	3.942	1375	ladera	enfermedad	arcillo-arenoso	café	9
	CB 5	25	2.626	1285	ladera	enfermedad	arcillo-arenoso	café	35
	CB 6	14	0.532	1229	ladera	enfermedad	arcillo-limoso	negro	24
	CB 7	12.5	1.766	1335	cimo	enfermedad	arcillo-limoso	negro	5.5
	CB 8	35	2.574	1250	cimo		arcilla	negro	16.5
	Promedio	24.41	2.25						17.81
	sd	8.88	1.14						9.23
Pasto	P 1	2	0	1415	bajo	pastoreo	arena	café	2
	P 2	3.75	0.012	1200	cimo	pastoreo, plaga	arcilla	negro	2
	P 3	6.5	0	1298	ladera	pastoreo	arcillo-arenoso	negro	15
	P 4	7.75	0.052	1410	cimo	pastoreo	arcillo-arenoso	café	4
	P 5	10.5	0.049	1408	cimo	pastoreo	arcillo-arenoso	café	1
	P 6	1.5	0	950	ladera	pastoreo	arcillo-limoso	café	14
	P 7	1	0	1400	bajo	pastoreo, agroquimi	arcilla	café	3
	P 8	2	0	1275	cimo	pastoreo, agroquimi	arcilla	negro	14
	Promedio	4.38	0.01						6.88
	sd	3.48	0.02						6.24
Pasto con Arboles	PA 1	11	0.258	1259	ladera	pastoreo	arcillo-arenoso	café	14
	PA 2	9.5	0.218	1330	ladera	pastoreo	arcillo-arenoso	café	10
	PA 3	24	0.472	1250	cimo	pastoreo, tala de arl	arcilla	negro	16
	PA 4	19	0.861	1400	cimo	pastoreo	arcillo-arenoso	café	2
	PA 5	4.75	0.008	1380	cimo	pastoreo, quema	arcilla	ocre	8.5
	PA 6	6.5	0.008	1380	ladera	pastoreo, tala de arl	arcilla	café	4
	PA 7	16.5	0.508	1350	ladera	pastoreo	arcilla	café	13
	PA 8	25	2.333	1400	ladera	pastoreo	arcilla	ocre	14
	Promedio	14.53	0.58						10.19
	sd	7.76	0.76						5.06
Vegetación Secundá	VS 1	2	0.019	855	ladera	pastoreo	arcilla	negro	10
	VS 2	10	0.045	1325	bajo	pastoreo	arcillo-arenoso	café	6
	VS 3	5	0	1140	ladera		arcilla	ocre	25.5
	VS 4	14	0.605	1150	ladera		arcilla	negro	19
	VS 5	27.5	1.287	1150	ladera		arcillo-arenoso	negro	14
	VS 6	13.75	1.396	1350	ladera	pastoreo	arcillo-arenoso	negro	24.5
	VS 7	8	0	1360	cimo	pastoreo	arcilla	café	17
	VS 8	10.5	1.051	1375	cimo	pastoreo	arcillo-arenoso	ocre	7
	Promedio	11.34	0.55038						15.38
	sd	7.70	0.61585						7.47