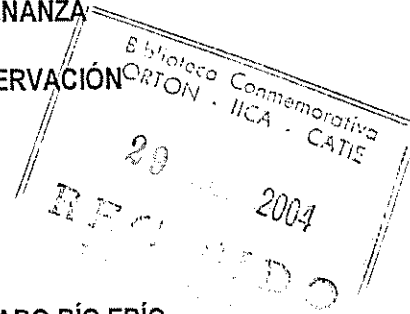


Cobertura arbórea y cercas vivas en un paisaje fragmentado,
Río Frío, Costa Rica

MARIO CHACÓN LEÓN

12
C2

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



COBERTURA ARBOREA Y CERCA VIVAS EN UN PAISAJE FRAGMENTADO RÍO FRÍO,
COSTA RICA.

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

Magister Scientiae

Por

Mario Chacón León

Turrialba, Costa Rica

2003

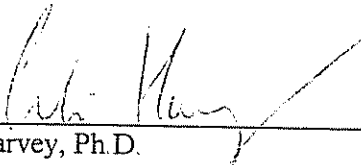
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma, por los miembros del Comité Asesor de Tesis del Estudiante: Mario Chacón León, por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgraduados del CATIE y aprobada por el comité Consejero del estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGÍSTER SCIENTIAE

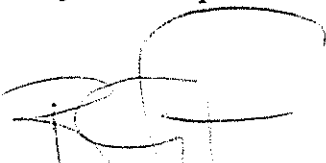
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité C onsejero d el Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

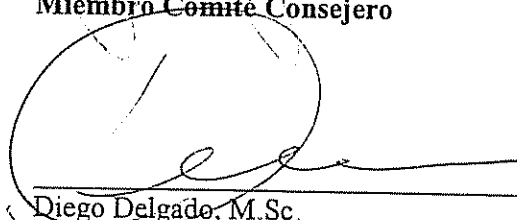
FIRMANTES:



Celia Harvey, Ph.D.
Consejero Principal.



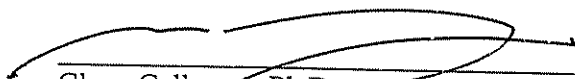
Bryan Finegan, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Diego Delgado, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Lucio Pedroni, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
**Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado**



Mario Alberto Chacón León
Candidato

DEDICATORIA

A la memoria de dos mujeres maravillosas:

Doña Lila, la abuela que me enseñó a trabajar fuerte y a reírme con la gente,
gracias por mostrarme los misterios de la vida que no se ven,
sino se tiene ojo de mujer.

Jannia Meléndez, mi mejor amiga de antes y después,
por mostrarme su corazón valiente e inspirarme en momentos difíciles.
Jannita, siempre hay pompas de jabón en el aire que me recuerdan tu presencia.

A mis padres y a hermano,
por enseñarme a dar sin esperar nada a cambio,
por mostrarme que nunca es tarde para remendar errores
y por haber inculcado en mí la honestidad, el respeto
y el amor hacia las personas que me rodean.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia y amigos, por haber hecho de mi lo que soy.

Al CATIE como institución, por el apoyo económico y por sus enseñanzas, en todos los sentidos. A todo su personal, muy especialmente a la Escuela de Posgrado y al personal de la Biblioteca.

Al Ministerio de Ciencia y Tecnología de Costa Rica, al Consejo Nacional para la Investigaciones Científicas y Tecnológicas y a la Asociación Proyectos Alternativos para el Desarrollo Social (PROAL) por el apoyo parcial en mi manutención durante estos dos años.

Al Proyecto FRAGMENT (Evaluación del impacto de árboles en la productividad de las fincas y la conservación de la biodiversidad regional en paisajes fragmentados) financiado por el Programa del Quinto Esquema de la Comunidad Europea "Confirming the International Role of Community Research", INCO-DEV Contract ICA4-CT-2001-10099, por el financiamiento en parte de este estudio.¹

A FINNIDA por el apoyo económico en la logística y la difusión de los resultados de esta investigación.

A Celia A. Harvey, por su orientación académica y científica, por su paciencia y habilidad para leer y releer innumerables borradores, por creer en este trabajo y por la oportunidad de poder difundir los resultados de esta investigación. Gracias profesora!

A Bryan Finegan por sus oportunas correcciones y por la escuela que inspira.

A Diego Delgado y Hugo Brenes por la amistad, por las excelentes observaciones, los buenos consejos y por sacarme de apuros en momentos claves.

A Cristian Brenes, por su amistad, por el montón de ideas y por la asesoría en sistemas de información geográfica.

A Patricia Hernández y Alexis Pérez por su amistad, por su compañía y por su valiosa colaboración logística y de campo.

A Mainor Mesen y Marco Otárola, ingenieros forestales, por su apoyo en la identificación botánica en el campo. Al Maestro Luis Poveda y a Pablo Sánchez por el apoyo en la identificación de especies en el Herbario Juvenal Valerio de la Universidad Nacional.

A la familia Chacón, allá en la Otoyá de Río Frio, por las bienvenidas, las despedidas y la amistad brindada durante la estadía de todo el equipo técnico de FRAGMENT/CATIE durante el trabajo de campo, y a las familias propietarias de las fincas donde trabajamos, por permitirnos conocerlos y además entrar a sus propiedades para la toma de datos.

A todos los amigos del CATIE y de Turrialba, no los nombro a todos, pero ellos saben quienes son, pura vida!

A Mauricio Alas y su familia, por que nuestra amistad fue símbolo de unión entre dos naciones.

A Mónica, por mostrarme que la tierra se siente con los pies descalzos y que el universo se toma con los brazos bien abiertos y de cara al sol.

¹ Los autores son los únicos responsables por el material reportado en este trabajo; esta publicación no representa la opinión de la Comunidad Europea y la misma no es responsable por el uso que se le de a la información que aquí aparece

ÍNDICE GENERAL	
Resumen general	1
I. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	5
1.0 Objetivo general.....	6
1.1 Objetivos específicos.....	6
II REVISIÓN DE LITERATURA	7
2.1 La ecología de paisaje como herramienta para la conservación	7
2.2 Fragmentación de bosques y consecuencias sobre las especies	10
2.2.0 El efecto de borde.....	11
2.2.1 Efecto de área.....	12
2.2.3 Efecto de aislamiento.....	13
2.3 Conectividad en paisajes fragmentados: importancia y función de la cobertura arbórea fuera del bosque	14
2.3.1 Importancia de la cobertura arbórea para la conservación.....	15
2.1.5 Bibliografía.....	19
3 ARTICULO I Caracterización espacial de hábitats y determinación de la diversidad arbórea de un paisaje fragmentado, Río Frio, Costa Rica	27
3.0 Resumen	27
3.1 INTRODUCCIÓN	29
3.1.0 OBJETIVOS.....	30
3.1.1 Objetivo general.....	30
3.1.2 Objetivos específicos.....	30
3.1.3 Hipótesis	30
3.2 MATERIALES Y MÉTODOS	31
3.2.0 Descripción del área de estudio.....	31
3.2.1 Composición y estructura de los diferentes hábitats presentes en el paisaje.	32
3.2.2 Composición, estructura y diversidad arbórea de diferentes hábitats	35
3.3 Resultados	38
3.3.0 Descripción espacial de los hábitats del paisaje en Río Frio	38
3.3.1 Caracterización arbórea	42
3.3.1.0 Descripción de los hábitats según los árboles con dap \geq 10 cm.	42
3.3.1.1 Descripción de los hábitats según los árboles con dap entre los 2.5 y los 10 cm	47
3.4 Discusión	47
3.5. Conclusiones.....	50

3.6 Implicaciones para la conservación	52
3.7 Bibliografía.....	52
Anexos.....	58
4 ARTICULO II Aportes de las cercas vivas en la estructura y conectividad física de un paisaje fragmentado tropical. Río Frio, Costa Rica.	65
4.0 Resumen	65
4.1 INTRODUCCIÓN	67
4.1.0 Objetivo General	68
4.1.1 Objetivos específicos.....	68
4.1.2 Hipótesis	69
4.2 METODOLOGÍA.....	69
4.2.0 Descripción del área de estudio.....	69
4.2.1 Caracterización de los diferentes hábitats presentes en el paisaje.....	70
4.2.3 Caracterización de cercas	71
4.2.4 Simulación de cambios en la estructura y conectividad del paisaje.....	73
4.3 RESULTADOS	76
4.3.0 Descripción general del paisaje	76
4.3.1 Descripción de los bloques de 100 ha para el muestreo de las cercas	79
4.3.2 Caracterización general de las cercas	80
4.3.3 Efectos de las cercas vivas sobre la estructura del paisaje y el patrón de conectividad	83
4.4 DISCUSIÓN	93
4.5 CONCLUSIONES	97
4.6 RECOMENDACIONES	98
4.7 IMPLICACIONES	98
4.8 Bibliografía.....	99

LISTA DE TABLAS

Cuadro 1. Algunas medidas e índices utilizadas por estudios de análisis de paisajes mediante FRAGTATS.	9
Cuadro 2. Variables a considerar para el análisis de cobertura arbórea de paisajes de bosque fragmentado.	10
Cuadro 3. Definición de los diferentes hábitats encontrados en Río Frio, Costa Rica	33
Cuadro 4. Medidas e índices (métricas) utilizadas en el análisis del paisaje calculados por el programa FRAGSTAT (detalles en Anexo 1).	34
Cuadro 5. Representación porcentual de cada uno de categorías de hábitats en el paisaje y tamaños promedios de parches (P) en 4,483 ha, Río Frio, Costa Rica.	39
Cuadro 6. Índices de forma y dimensión fractal para diferentes categorías de parches de hábitats. Río Frio, Costa Rica, 2003	
Cuadro 7. Valores de proximidad, distancia euclidiana, contraste y dispersión y yuxtaposición calculados para diferentes clases de parches con mayor presencia de cobertura arbórea. Río Frio, Costa Rica. 2003.	42
Cuadro 8. Valores relativos del total de individuos (I), área basal (G), frecuencia (F) e Índice de Valor de Importancia (%IVI) de las diez especies mas importantes para los árboles con dap \geq 10 cm, en bosques densos intervenidos y bosques riparios, Río Frio, Costa Rica. 2003.	44
Cuadro 9. Valores relativos del total de individuos (I), área basal (G), frecuencia (F) e Índice de Valor de Importancia (%IVI) de las diez especies mas importantes para los árboles con dap \geq 10 cm, en pasturas con alta cobertura arbórea y en pasturas con baja cobertura arbórea Río Frio, Costa Rica. 2003.	45
Cuadro 10. Valores totales y promedios del número de familias, especies e individuos para los hábitats bosque denso intervenido (BD), boques riparios (BR) y pasturas con alta (PAC) y baja (PAC) densidad de cobertura arbórea Río Frio, Costa Rica. 2003.	46
Cuadro 11. Valores de diversidad según Simpson y Shannon para los hábitats bosque denso intervenido (BD) y boques riparios (BR). Río Frio, Costa Rica. 2003.	46
Cuadro 12. Valores del coeficiente de similitud de Czekanowski para los hábitats bosque denso intervenido (BD), bosque ripario (BR), pasto con alta densidad de cobertura arbórea (PAC) y pasto con baja densidad de cobertura arbórea (PBC). Río Frio, Costa Rica. 2003	47
Cuadro 14. Definición de los diferentes hábitats encontrados en Río Frio, Costa Rica. 2003	71
Cuadro 15. Lista de variables y fundamentos para el análisis del aporte de las cercas vivas en la estructura y conectividad del paisaje.	75
Cuadro 16. Tipos de nodos y número de cercas que conectan.	76
Cuadro 17. Representación porcentual de cada uno de los hábitats en el paisaje y tamaños promedios de parches en 4,483 ha. Río Frio, Costa Rica. 2003.	76
Cuadro 18. Valores de densidad de parches, proximidad y distancia euclidiana para diferentes clases de parches con mayor presencia de cobertura arbórea. Río Frio, Costa Rica. 2003.	79
Cuadro 19. Número de parches (#p) y áreas (ha) de los hábitats en los cinco bloques (100 ha) para el análisis de cercas Río Frio, Costa Rica, 2003.	80
Cuadro 20. Lista de especies en las cercas vivas por orden de abundancia según muestreo de 5 árboles por cerca viva. Río Frio. Costa Rica. 2003.	82
Cuadro 21. Características de las cercas vivas y cercas muertas según variables por bloque de 100 ha y del total del área muestreada. Río Frio. Costa Rica. 2003.	83
Cuadro 22. Características de composición, estructura y conectividad para los 5 bloques (en la misma fila) con los escenarios sin cercas vivas, con cercas vivas encontradas en el campo y la simulación de cerca muertas como cercas vivas, Río Frio, Costa Rica, .2003.	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de Río Frio en Costa Rica. La foto ejemplifica las características de los distintos hábitats de la zona.	31
Figura 2. Ubicación del área de estudio en Costa Rica. Recuadro con distribuciones de los órdenes del suelo.	32
Figura 3. Distribución relativa de los polígonos de potrero según densidades baja, media y alta de cobertura arbórea, Río Frio, Costa Rica, 2003.	33
Figura 4. Representación de las 32 parcelas de muestro de vegetación, Río Frio, Costa Rica, 2003.	36
Figura 5. Mapa del uso del suelo, región de Río Frio, Costa Rica, 2003.	38
Figura 6. Distribución porcentual del área y número de parches para distintos hábitats o categorías. Río Frio, Costa Rica, 2003.	40
Figura 7. Curva de acumulación de especies en los distintos tipo de hábitats. Río Frio, Costa Rica. 2003. Datos de 8 parcelas de 20 x 100 m para cada hábitat.	43
Figura 8. Número promedio de individuos con $dap \geq 10$ cm según clases diamétricas para los hábitats bosque denso intervenido (BD), bosque ripario (BR), pasto con alta densidad de cobertura arbórea (PAC) y pasto con baja densidad de cobertura arbórea (PBC), Río Frio, Costa Rica. 2003. Letras distintas significan que son diferentes en un rango diamétrico según Duncan.	45
Figura 9. Ubicación del área de estudio en el país. La foto ejemplifica las características de los distintos hábitats de la zona.	70
Figura 10. Distribución de las distancias mínimas en metros del punto central entre parches de fragmentos de bosque remanentes y bosques riparios. Los puntos indican la distancia mínima promedio al vecino más cercano de cada uno de los fragmentos. Río Frio, Costa Rica. 2003	72
Figura 11. Localización de los 5 bloques en el área de estudio y secuencia del proceso de interpretación de la foto aérea de 1998. Río Frio, Costa Rica. 2003	72
Figura 12. Representación de los 3 escenarios para entender el aporte de las cercas vivas a la conectividad. Aporte actual de las cercas vivas: se obtiene de la comparación entre el escenario original (con cercas vivas originales) y la simulación eliminando cercas vivas. Aporte potencial de las cercas vivas: se obtiene de la comparación entre escenario original y la simulación de todas las cercas muertas como si fuesen cercas vivas.	74
Figura 13. Distribución relativa de los polígonos de potrero según densidades de cobertura arbórea baja, media y alta Río Frio, Costa Rica, 2003.	77
Figura 14. Mapa del uso del suelo, región de Río Frio, Costa Rica. 2003	78
Figura 15. Representación gráfica de los hábitats en cada uno de los bloques para el análisis de cercas. Río Frio, Costa Rica, en base a fotografía aérea 1998 y comprobación de campo.	81
Figura 16. Porcentaje de cercas según tipos de hábitats adyacentes en 500 ha, Río Frio, Costa Rica, 2003. Cada abreviatura significa los hábitats a cada lado de una cerca, Pot=potrero, Pal=palmito, Bos=bosque, Rip=ripario.	82
Figura 17. Representación de los hábitats en los bloques 1 (a) y 2 (b). Se muestran la simulación sin cercas vivas y el escenario con cercas muertas simulando cercas vivas. Río Frio. Costa Rica. (Nótese el cambio y la posición de las cercas vivas en los distintos escenarios)	84
Figura 18. Promedios del área de potrero en tres escenarios de paisajes en Río Frio Costa Rica. 2003	88
Figura 19. Porcentaje de cambio del área de pastos en tres escenarios de paisajes, Río Frio, Costa Rica, 2003. Letras distintas indican diferencias significativas entre los escenarios ($p < 0.05$).	88
Figura 20. Número de parches de potrero en tres escenarios de paisaje en Río Frio, Costa Rica. 2003. Letras distintas indican diferencias significativas entre escenarios ($p < 0.05$).	89
Figura 21. Área promedio de los parches de potrero en tres escenarios de paisajes en Río Frio, Costa Rica. 2003.	89
Figura 22. Área de cerca vivas en tres escenarios de paisajes en Río Frio, Costa Rica. 2003. Letras	90

distintas indican diferencias significativas entre los escenarios ($p < 0.05$).	
Figura 23. Número de parches de cercas en tres escenarios de paisajes en Río Frío Costa Rica. 2003. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	90
Figura 24 Número total de nodos en 100 ha encontrados en tres escenarios de paisajes. Río Frío Costa Rica. 2003. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	91
Figura 25. Índice de conexión de cercas para tres escenarios de paisajes. Río Frío Costa Rica. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	91
Figura 26. Número de conexiones entre cercas vivas con bosques en tres escenarios de paisajes en Río Frío, Costa Rica. 2003. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$), Prueba de Duncan.	92
Figura 27. Distancias promedios entre parches de bosques densos, bosques riparios y cercas vivas en tres escenarios de paisajes en Río Frío Costa Rica. 2003. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$), Prueba de Duncan.	92

Resumen general

Palabras clave: árboles en línea, conectividad, ecología de paisaje, fragmentación, sistemas agroforestales

La fragmentación de bosques ha provocado la reducción y el deterioro de hábitats cambiando además la estructura y la composición de los elementos que componen el paisaje. Este estudio pretendió caracterizar la estructura, diversidad y composición espacial de los hábitats que conforman un paisaje fragmentado, y determinar los aportes que las cercas vivas pueden dar a la estructura y a la conectividad física en Río Frio, región atlántica de Costa Rica. Mediante fotos aéreas, herramientas SIG y comprobación de campo se identificaron los distintos hábitats presentes, los cuales fueron caracterizados y analizados mediante métricas de estructura, composición y arreglo espacial en 4,883 ha del área en estudio. Para caracterizar la composición, estructura, riqueza y diversidad de árboles en diferentes hábitats del paisaje, se seleccionaron al azar 32 parcelas (8 por cada hábitat) de 100 x 20 m (0.2 ha), que se ubicaron en fragmentos de bosques densos, bosques riparios y pasturas con alta y baja densidad de cobertura arbórea. Para conocer los aportes de las cercas vivas a la estructura y conectividad del paisaje, se midieron y caracterizaron todas las cercas vivas en 500 ha (segmentadas en 5 bloques de 1x1 Km) En estos bloques se determinaron las cercas vivas y las cercas muertas y se hicieron simulaciones del paisaje mediante herramientas SIG

Los resultados obtenidos indican que el paisaje donde se realizó este estudio estaba dominado por áreas de pasturas con pocos fragmentos de bosques densos intervenidos, los cuales eran pequeños, de formas irregulares y estuvieron distanciados a sus vecinos más próximos a una distancia promedio de 315 m. Para el paisaje en general, en las 32 parcelas se registraron 1,157 árboles en total en las clases diamétricas mayores a 10 cm dap, agrupados en 145 especies pertenecientes a 46 familias. Entre las principales especies en el paisaje estuvieron *Pentaclethra macroloba*, *Stryphnodendron microstachyum* y *Goethalsia meiantha*. Los bosques densos intervenidos y bosques riparios fueron similares en su riqueza, composición y diversidad árboles, pero fueron diferentes de las pasturas en estas características. Según la composición florística, parece ser que en las pasturas con alta densidad de cobertura arbórea los árboles presentes son remantes de bosque, mientras que en las pasturas con baja densidad de cobertura arbórea parecen ser árboles regenerados o plantados por los productores de la zona

Del total de cercas registradas en las 500 ha, el 45.5% fueron cercas vivas y 55.5% fueron cercas conformadas por postes de madera (cercas muertas). La longitud total de las cercas vivas en el paisaje fue de 25.3 km y estuvieron conformadas principalmente por árboles de las especies *Erythrina costarricense*, *Erythrina poeppigiana* y *Gliricidia sepium*. Las simulaciones de escenarios del paisaje, lograron determinar que las cercas vivas pueden transformar extensas aéreas de potrero a unidades de potrero más pequeñas, reduciendo áreas de potrero de 31.8 ha en

promedio a unidades pequeñas de 2.1 ha. También que las cercas vivas pueden conectar a fragmentos de bosques densos intervenidos y a bosques riparios y crear una red de cercas con una estructura compleja. Se encontró que las cercas vivas pueden reducir las distancias promedio entre las copas de los árboles de cercas vivas y los bosques densos y bosques riparios. En el paisaje de 500 ha donde se llevó a cabo este estudio, las distancias entre estos bosques eran de 527 metros y se determinó que si todas las cercas encontradas en el paisaje fuesen cercas vivas, estas distancias entre copas de árboles se disminuiría sustancialmente a 71 m en promedio, pudiendo ayudar a disminuir el tiempo y desgaste energético invertido por los organismos cuando realizan movimientos en áreas abiertas.

Este estudio refuerza la importancia que pueden tener los distintos hábitats que conforman un paisaje fragmentado para la conservación de especies de árboles y analiza como las cercas vivas pueden favorecer la conectividad física de bosques a escalas espaciales más amplias.

Abstract

Keywords: agroforestry systems, connectivity, fragmentation, isolated trees, landscape ecology

Forest fragmentation leads to the reduction and deterioration of habitats, and changes the structure and composition of the landscape. The study, conducted in the Atlantic region of Costa Rica (Rio Frio), characterized the diversity and the spatial structure and composition of habitats in a fragmented landscape, and explored the contribution of livefences on the structure and physical connectivity of this landscape.

The different habitat types were identified through aerial photos, GIS tools and field verification, and were characterized and analyzed on the basis of structure, composition and spatial patterns within the 4,883 ha study area. To characterize the composition, structure, richness and diversity of trees in the different habitat types, 32 randomly selected plots of 100m x 20m (0.2 ha) were installed in dense intervened forest habitat, riparian forest habitat, pastures with high tree cover density and pastures with low tree cover density (8 plots per habitat). To understand the contribution of livefences on the structure and connectivity of the landscape, all fences (both live and "dead") in a 500-hectare sample (segmented in 5 blocks of 1 km x 1 km) were measured and characterized. On the basis of the information collected, GIS tools were used to conduct landscape simulations.

The results obtained indicated that the landscape was dominated by areas of pasture harboring few fragments of dense intervened forest habitat that tended to be small, irregular and at an average spacing of 315 m. A total of 1,157 trees with a DBH larger than 10 cm were registered in the 32 surveyed plots, representing 145 species in 46 families. The principal species were *Pentaclethra macroloba*, *Stryphnodendron microstachyum* and *Goethalsia meiantha*. The dense intervened forest habitats and the riparian forest habitats were found to be similar in richness, composition and tree diversity, but differed from pastures in these aspects. The floristic composition indicated that the trees in pastures with high tree cover density probably stemmed from forest remnants, whilst in pastures with low tree cover density, the trees were either regenerating or deliberately planted.

Within the 500 ha plot, it was found that 45.5% of fences were livefences and 54.5% were of the "dead" type (using wooden fence posts). The total length of livefences in the surveyed area was 25.3 km, consisting principally of *Erythrina costarricense*, *Erythrina poeppigiana* and *Gliricidia sepium*.

The landscape simulations demonstrated that livefences had the potential to transform extensive areas of pasture into smaller parcels (from an average of 31.8 ha to 2.1 ha), as well as creating a complex network connecting forest

habitats. By increasing the extent of the livefences through the replacement of all traditional fences, the average distances between forest habitats could be significantly reduced from 527 m to 71 m, which in turn could reduce the time and effort required by fauna to travel from one tree shelter to another.

This study strengthened the importance of different habitats for the conservation of tree species on a landscape-level, and analyzed how livefences in tropical areas may favor the physical connectivity of forests on a broader spatial scale

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

Se estima que en la actualidad la biodiversidad del planeta esta compuesta por entre siete y veinte millones de especies, de las cuales apenas se han descubierto, colectado y nombrado alrededor de 1.75 millones (FNUAP 1997, UNEP-World Conservation Monitoring Centre 2000), siendo en los bosques tropicales donde se encuentra más de la mitad de las especies de la biota mundial (Willson 1988) Lamentablemente procesos como el urbanismo, los incendios forestales y la deforestación, han dado como resultado la fragmentación de los bosques nativos (Kattan 2002), provocando un aumento en la tasa de extinción de especies de entre 50 a 100 veces más rápida que la tasa natural. Se prevé que para las primeras dos décadas del siglo XXI se puedan haber perdido entre un 2% y un 25% del total de especies que de la tierra (Heywood y Watson 1995, FNUAP 1997).

Una de las causas de la pérdida de especies es la fragmentación de bosques. La fragmentación es el resultado de un proceso de deforestación causado por el ser humano y que ha provocado con el tiempo, la transformación de lo que fueron en el pasado áreas continuas de bosques naturales, por un paisaje conformado por distintos ecosistemas, tales como fragmentos bosques, bosques riparios, zonas agropecuarias y zonas urbanas (Kattan 2002, Kattan y Alvarez-López 1996, Saunders *et al* 1991, Urban *et al* 1987). Las principales consecuencias que resultan de la fragmentación son la reducción y el deterioro de hábitats, el aislamiento o interrupción de la conectividad y la perturbación del clima en el paisaje (Saunders *et al* 1991, Bennett 1999, Kattan 2002). El problema principal radica en que con la fragmentación se altera la ecología del paisaje (debido a cambios en su estructura y composición), provocando la reducción de las poblaciones de organismos y llegando incluso a su extinción (Bennett 1999, Kattan 2002)

Para tratar de reducir estas alteraciones ecológicas y sus impactos sobre la diversidad biológica, se debe de procurar que las poblaciones que componen los fragmentos de bosque remanentes cuenten con recursos y condiciones necesarias para su alimentación, reproducción y realización de movimientos en paisajes dominados por actividades agrícolas y ganaderas (Noss 1991, Meffe y Carrol 1997, Bennett 1999). En este sentido, los componentes arbolados del paisaje como bosques riparios, pasturas con árboles y las cercas vivas, pueden aportar a proveer un paisaje menos hostil para los organismos que actual (Noss 1991, Baudry *et al* 2000, Klein 2001, Millán de la Peña *et al* 2003).

Por ejemplo, se sabe que los árboles aislados en potrero aportan al aumento de la riqueza de especies animales y vegetales en estos hábitats, pudiendo servir como reservorios de especies autóctonas y como áreas de refugio para organismos dispersores de semillas (Guevara *et al* 1992, 1993, 1994, Harvey 2000a, Matthew y Horvitz 2000). Sobre las cercas vivas aun existe poca información sobre los aportes para la conservación de la biodiversidad, pero se sabe que son ambientes que están disponibles para que muchas especies puedan proveerse de hábitats y recursos (Baudry *et al* 2000, Klein 2001). Tambien se sabe que las cercas vivas pueden funcionar como zonas de refugio o

brindar conectividad al servir como corredores para trasladarse de un lugar a otro ('stepping stone'), como parece ser el caso para algunos insectos (Millán de la Peña *et al.* 2003, Joyce *et al.* 1999), para algunos mamíferos pequeños y para ciertas especies de aves (Jhonson y Beck 1988, Bennett 1990, Guevara *et al.* 1994, Guevara *et al.* 1998, Harvey 1999, Harvey 2000a), además de funcionar como corredores biológicos para plantas, insectos, aves y mamíferos pequeños (Burel 1992, 1996)

Aun existen muchos vacíos de información a escala de paisaje sobre las características de los elementos o hábitats que conforman los paisajes fragmentados tropicales, sobre la diversidad arbórea presente en estos hábitats y como las cercas vivas pueden contribuir a conformación de la estructura y a la conectividad física del paisaje. Esta información que puede ser de suma utilidad para entender a escala de paisaje los distintos problemas ecológicos relacionados con los organismos (Meffe y Carrol 1997, Guariguata y Kattan 2002, Turner *et al.* 2001)

El propósito de éste estudio fue generar información que enriqueciera el conocimiento sobre la estructura y composición de los elementos que conforman los paisajes fragmentados de zonas tropicales, conocer como los ecosistemas forestales y los sistemas silvopastoriles contribuyen a la conservación de la diversidad arbórea y determinar los aportes actuales y potenciales de las cercas vivas en la estructura y conectividad física del paisaje. La investigación se realizó en Río Frio, Costa Rica, con zona de vida de bosque muy húmedo tropical y caracterizada principalmente por la actividad ganadera. El trabajo se enmarcó dentro de los objetivos del PROYECTO FRAGMENT "Desarrollo de métodos y modelos para la valoración del impacto de los árboles en la productividad de la finca y biodiversidad regional en paisajes fragmentados", perteneciente al Departamento de Agricultura y Agroforestería del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).

1.0 Objetivo general

Generar información que aporte al conocimiento sobre las características estructurales y de composición de los elementos que conforman el paisaje en Río Frio, Costa Rica, caracterizando la estructura, composición y diversidad de árboles y determinando los aportes que las cercas vivas dan en la estructura y conectividad física.

1.1 Objetivos específicos

- Caracterizar la estructura, composición y diversidad de los distintos hábitats que conforman el paisaje en Río Frio, Costa Rica; y determinar la estructura, composición y diversidad de árboles en bosques densos, bosques riparios y pasturas con distintas densidades de cobertura arbórea
- Determinar los efectos de las cercas vivas en la conformación estructural y la conectividad física del paisaje de Río Frio, Costa Rica, mediante el uso de sistemas de información geográfica.

II REVISIÓN DE LITERATURA

La fragmentación de los bosques es un fenómeno difícil de entender y cuyos efectos sobre la biodiversidad a escalas tanto de genes, de especies, de ecosistemas y de paisaje no han sido aún comprendidos en su totalidad. Actualmente, se cree que estos efectos resultan ser negativos para muchas especies al provocar su extinción, debido posiblemente a cambios en el microclima y suelo (Murcia 1995), la reducción de hábitats y recursos y la disrupción de la conectividad (Bennett 1999, Kattan 2002). Para entender este problema y diseñar posibles soluciones, en las dos últimas décadas se ha venido desarrollando la ecología de paisaje como una disciplina que se vale de sistemas de información geográfica (SIG) como herramientas para evaluar el arreglo espacial y el estado de los hábitats en paisajes determinados (Turner *et al.* 2001).

La presente sección aborda el tema de la fragmentación desde un enfoque de paisaje, explicando la importancia de la ecología de paisaje y como los sistemas de información geográfica son componentes importante para la evaluación de paisajes fragmentados. Posteriormente se describe el problema de la fragmentación y sus consecuencias en la diversidad de especies, detallando los efectos que actualmente se han investigado en el campo de la ecología, tales como el efecto de borde, el efecto de área y el efecto de aislamiento. Se tratará sobre la conectividad en paisajes fragmentados comentando sus impactos biológicos y analizando por que la cobertura arbórea puede jugar un papel importante para la conservación de la biodiversidad en paisajes donde predominan las actividades agrícolas y ganaderas.

2.1 La ecología de paisaje como herramienta para la conservación

En décadas recientes se ha desarrollado la ecología de paisaje, como una opción para conocer la distribución espacial de los elementos en el paisaje (por ejemplo hábitats y/o cobertura arbórea) y analizar como estos pueden influir en la conectividad del paisaje. La ecología de paisaje es un campo de la ciencia que estudia las interrelaciones entre los componentes del paisaje y sus asociaciones con la flora y la fauna (Bunce y Jongman 1993). Esta nueva disciplina ha venido a ser una herramienta teórica, práctica, aplicable y relevante para la realización de nuevos estudios ecológicos, que se ha desarrollado como una propuesta de conservación de trascendental importancia (Farina 1998, Turner *et al.* 2001), que se vale de sistemas de información geográfica para realizar este tipo de investigaciones ecológicas a escalas de paisaje.

Base conceptual

En ecología de paisaje, el término escala se refiere a la dimensión espacial o temporal de un organismo, un patrón o un proceso reconocido (Farina 1998, Turner *et al.* 2001). Lo relevante en ecología de paisaje es que reconoce que las interacciones biológicas en el ambiente se dan a múltiples escalas espaciales y temporales, y que varía según el

organismo bajo consideración. Como esta ciencia se vale de fotos aéreas o imágenes satelitales para realizar sus estudios, cuando se habla de escala se refiere a dos características propias de una imagen o una foto: el grano y la extensión. El grano se refiere al más fino nivel de resolución espacial en un determinado grupo de datos, como lo pueden ser el tamaño de las celdas o la unidad mínima en un mapa dibujado por polígonos, mientras que extensión se refiere a toda el área de estudio o a la duración del tiempo bajo consideración (Turner *et al.* 2001).

La importancia de definir una escala al considerar los patrones del paisaje, es por que permite hacer análisis mediante métodos cuantitativos. La cuantificación del paisaje resulta primordial para analizar cambios a través del tiempo, para comparar entre dos o más paisajes o lugares diferentes, para tener argumentos sustanciales para proyectos de desarrollo o manejo del suelo y por que diferentes aspectos en el patrón del paisaje podrían influenciar en el movimiento de organismos (Turner *et al.* 2001).

Una vez definida la escala a la cual se trabajará, se deben de tomar en cuenta la estructura, la función y el cambio que se da en el paisaje (cambios de cobertura por ejemplo). La estructura se refiere al arreglo espacial de los distintos hábitats y sus distintas características como tamaño, forma, cantidad, tipos y configuración. La función tiene que ver con las interacciones de estos elementos espaciales, que tiene que ver con flujos de energía, de materiales y de organismos, mientras que el cambio es básicamente la alteración de la estructura y función del paisaje en el tiempo (Turner 1989, Turner *et al.* 2001).

Para cuantificar y analizar la fragmentación de bosques a escala de paisajes, se debe describir la dispersión de los fragmentos en un área dada, para lo que es necesario considerar sus diferentes atributos como la densidad, aislamiento, tamaño, forma, agregación y características de los bordes (Farina 1998). Para realizar esta cuantificación de los patrones del paisaje, las imágenes que lo representan, pueden ser computadorizadas para obtener así grupos de datos numéricos con el fin de realizar medidas de composición del paisaje y de configuración espacial. Con el fin de llevar a cabo este tipo de análisis, se han diseñado en años recientes programas computadorizados para el análisis de patrones espaciales, de los cuales el más utilizado ha sido FRAGSTATS (McGarigal y Marks 1995) desarrollado por la Universidad Estatal de Oregon.

Aspectos para el análisis de paisajes de bosque fragmentado

Para realizar recomendaciones de conservación de biodiversidad en un paisaje, debemos de conocer las características y el arreglo espacial de sus componentes. Un paisaje fragmentado está compuesto básicamente por parches individuales insertados en una matriz, que sería la cobertura dominante (Urban *et al.* 1987). Un parche puede ser considerado como la superficie de área que difiere en apariencia o naturaleza de su entorno (Turner *et al.* 2001); vale considerar que un parche puede ser tanto un bosque remanente así como otros tipos de hábitats, por ejemplo bosques secundarios, plantaciones forestales o parches de áreas agrícolas o ganaderas (Forman y Godron 1981).

Existen una serie de variables que se deben de considerar para analizar parches individuales, de los cuales las más utilizados son el tipo, el área, la forma, la extensión (en caso de bosques riparios) y el área de su borde (Forman y Gordón 1981, Turner *et al* 2001, McGarigal y Marks 1995). Obteniendo los valores de estas variables se podrá luego realizar una serie de análisis mediante cálculos matemáticos utilizando los programas para computadoras. El Cuadro 1 muestra un resumen sobre algunos estudios que han utilizado FRAGSTATS para realizar análisis de paisajes. Nótese las diferentes medidas e índices calculados por estas investigaciones. El Cuadro 2 muestra un resumen sobre la importancia ecológica de estas variables.

Cuadro 1. Algunas medidas e índices utilizadas por estudios de análisis de paisajes mediante FRAGSTATS.

Autor	Publicación	Algunas medidas e índices utilizados
Kramer 1997	Measuring landscape changes in remnant tropical dry forest. In Laurance, W.F y Bierregaard Jr, R O (eds) Tropical forest remnants: ecology management and conservation of fragment communities. The university of Chicago Press, London p386-399	Índices espaciales - Área de clase - Porcentaje en el paisaje - Índice del parche máximo - Número de parches - Densidad de parches (No./100 ha) - Tamaño media del parche (ha) - Coeficiente de variación del tamaño del parche (%) Índices de conectividad - Media distancia al vecino más cercano por clase de vegetación - Media distancia al vecino mas cercano para le paisaje - Índice de Interpersión y yuxtaposición - Índice de contagio
Do Carmo 2000	Evaluación de un paisaje fragmentado para la conservación y recuperación de biodiversidad Área demostrativa Miraflores-Moroponte, Estelí, Nicaragua Tesis de Maestría, Turrialba, CATIE, Costa Rica	Índices espaciales - Densidad de parches - Dimensión Fractal - Área de interior - Índice de área interior - Coeficiente de variación de área interior Índices de conectividad - Vecino más próximo promedio Índices de diversidad - Diversidad de Shannon - Equidad de Shannon - Diversidad de Simpson
Coppedge <i>et al</i> 2001	Landscape cover type and pattern dynamics in fragmented southern Great Plains grasslands, USA Landscape Ecology 16 : 677-690	- No de parches - Media del tamaño de parche - Media del tamaño del hábitat interior - Borde total - Media de índice de forma - Dimensión fragtal - Diversidad de parches - Interspersión/yuxtaposición
Gallego 2002	Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadoras en una zona de bosque húmedo tropical, Costa Rica Tesis de Maestría, Turrialba, CATIE, Costa Rica	- No de parches - Área del parche - Índice del parche mayor - Área promedio del parche - Densidad de parches - Índice de forma promedio - Dimensión fragtal - Índice de proximidad - Distancia euclidiana al vecino más próximo - Índice de contraste de borde - Interspersión/yuxtaposición

Cuadro 2. Variables a considerar para el análisis de cobertura arbórea de paisajes de bosque fragmentado.

Variables	Importancia ecológica
Área del parche	Es preferible mantener áreas de bosques grandes. Se cree que áreas pequeñas soportan pocas especies en comparación con áreas grandes, por lo que es de esperar que la reducción del tamaño de los hábitats resulte en la reducción de poblaciones de especies y de las especies mismas (Bennett 1999) (Con la salvedad de que este supuesto no se debe aplicar para todas las especies). Áreas pequeñas están más propensas a problemas por quemaduras, cacería, tala y otras formas de explotación humana (Laurance 2001).
Área del borde y del área interior	Estas medidas son relevantes debido al efecto de borde. Los cambios físicos asociados con tal efecto pueden tener profundas consecuencias en los procesos ecológicos (Debinsky y Holt 2000). Existe alta relación entre el área de borde y el área interior del fragmento. Estudios han reportado variaciones físicas y biológicas tanto en el borde como en el área interior. (Bierregaard <i>et al.</i> 1992, Murcia 1995). Por ejemplo, se han reportado efectos hasta los 300 m en el interior de un fragmento desde el borde, causando un aumento en la mortalidad de especies arbóreas por efecto del viento (Laurance 2001).
Forma del parche	La forma es determinada por la variación de sus márgenes o bordes. Parecen ser más efectivas las formas compactas, como fragmentos cuadrados, redondos, más que alargados. Además los fragmentos irregulares aumentan las interacciones del parche con el ambiente ya que su perímetro de borde resulta ser mayor (Forma 1995).
Medidas referentes al aislamiento del parche	Tienen que ver con conectividad. Cuando los fragmentos quedan aislados se interrumpe la continuidad de los ecosistemas (Lord y Norton 1990). Al quedar los fragmentos remanentes rodeados de diferentes hábitats, estos pueden impedir el flujo de individuos entre poblaciones de otros fragmentos (Bennett 1990). El aislamiento puede repercutir en la rápida disminución de las poblaciones de especies debido a la reducción de hábitats adecuados para que el arribo de propágulos llegue a ser efectivo. Por otro lado, al verse afectados agentes dispersores como insectos, aves o murciélagos se repercute en la polinización y en la dispersión de semillas. (Laurence 2001, Guariguata <i>et al.</i> 2002).
Porcentaje de cobertura arbórea fuera de los bosques	Los árboles fuera del bosque podrían estar ubicados de manera aislada o sistemáticamente ordenados en sistemas agroforestales, (como es el caso de los árboles en línea, Kleinn 2000), donde esta cobertura puede estar brindando hábitats y alimentos o funcionando como corredores biológicos, como sitios de refugio o simplemente como sitios de paso para algunas especies que se logran adaptar a estos ambientes (Guevara <i>et al.</i> 1994, 1998, Galindo-González <i>et al.</i> 2000). Se parte de la premisa de que a mayor porcentaje de cobertura, mayor probabilidad de brindar recursos y condiciones para la biodiversidad, además de que posiblemente se aumente la conectividad.
Extensión y área de bosques riparios	Los bosques riparios pueden ser hábitats críticos para muchos animales por su diversidad y productividad de plantas, su compleja estructura y su estrecha relación con las fuentes de agua. Algunos grupos de animales pueden ocupar estos bosques durante todo su ciclo de vida o como visitantes que llegan a proveerse de comida, agua o refugios temporales (Gregory <i>et al.</i> 1991, Klapproth y Jhonson 2000). Además, son importantes al proveer conectividad al funcionar como corredor biológico en áreas degradadas para el movimiento de la vida silvestre (Bennett 1999, Klapproth y Jhonson 2000) como es el caso de las aves (Machtans <i>et al.</i> 1996). Visto los bosques riparios como largas líneas de un parche de bosque, su extensión (área) y configuración en el paisaje resultan ser de importancia.

El patrón del paisaje puede ser cuantificado de muchas maneras y dependerá de los objetivos de la investigación, sin embargo el análisis del patrón de paisaje envuelve cuatro tipos diferentes de datos espaciales tales como patrones de puntos (árboles, parches de bosques, etc.), patrones lineales (bosques riparios, árboles en línea), patrones de superficie (parches que no están bien delimitados) y patrones de mapas temáticos, como por ejemplo, mapas de cobertura o mapas de uso de la tierra (McGarigal y Marks 1995). Describiendo estos datos mediante el uso de programas como FRAGSTATS, se puede para realizar análisis de fragmentación de bosques desde tres distintos niveles: Al nivel de cada uno de los parches, al nivel de tipos de parches (clases) y a nivel del paisaje como un todo (Turner *et al.* 2001).

2.2 Fragmentación de bosques y consecuencias sobre las especies

El proceso de deforestación causado por el ser humano ha provocado con el tiempo, la transformación de lo que fueron en el pasado extensas áreas de bosques naturales por mosaicos conformados por distintos usos de la tierra. La destrucción y degradación de hábitats naturales ha dejado múltiples fragmentos de bosques con diferentes características de suelo, diversidad biológica, forma y tamaño dentro de una matriz que puede estar conformada por distintos ecosistemas que van desde bosques secundarios, zonas de cultivo y pasturas, hasta zonas urbanas (Kattan 2002, Kattan y Alvarez-López 1996, Saunders *et al.* 1991, Urban *et al.* 1987). Los fragmentos o parches remanentes

de bosque, poseen características de tipo de suelo, composición vegetal, forma, tamaño y aislamiento que los hacen particulares unos de otros (Urban *et al.* 1987, Saunders *et al.* 1991). Podemos definir entonces la fragmentación de bosques, como un proceso dinámico que da como resultado marcados cambios en el patrón del hábitat en un paisaje a través del tiempo, y el cual ha sido utilizado generalmente para describir cambios, debido a la intervención humana, de grandes bloques continuos de vegetación que dejan gran cantidad de pequeños bloques separados entre si (Bennett 1999)

Los efectos inmediatos que se derivan por la fragmentación son la reducción de hábitats, el aislamiento o interrupción de la conectividad de los bosques remanentes y la alteración del microclima dentro y alrededor de estos (Saunders *et al.* 1991). Al quedar estos fragmentos expuestos a las condiciones del entorno creado por los nuevos ecosistemas, se suceden entonces una serie de cambios en el ambiente que causan impactos físicos y bióticos productos de las interacciones que se dan entre los fragmentos y la matriz, llevándose a cabo los fenómenos conocidos como (1) el efecto de borde, que se refiere a cambios debido a la interacción entre un fragmento de bosque con uno o más ecosistemas adyacentes, lo que provoca una transición abrupta en el borde del fragmento (Murcia 1995), (2) el efecto de área, que tiene que ver con la forma y el tamaño del fragmento y (3) el efecto de aislamiento, que se da por la pérdida de la conectividad entre estos remanentes de bosque (Kattan 2002)

2.2.0 El efecto de borde

Aun no hay consistencia en los resultados de las investigaciones que se han realizado para entender los impactos del efecto de borde tanto en la vegetación como en la fauna (Murcia 1995, Laurance y Bierregaard 1997, Laurence *et al.* 2002, (Forero y Finegan 2002)). Sin embargo, se cree que los cambios físicos asociados con tal efecto pueden tener profundas consecuencias en los procesos ecológicos (Debinsky y Holt 2000). Los estudios sobre efecto de borde se han concentrado en analizar los cambios microclimáticos y sus influencias en la diversidad florística y faunística. Estos estudios han tratado de conocer hasta a qué distancia desde el borde hacia el interior del fragmento se están dando cambios biológicos, físicos o ecológicos, llegándose hasta ahora a comprobar que si existen tales cambios, y que estos se suceden por el área del fragmento y por la proximidad de estos a otros tipos de ecosistemas (pasturas por ejemplo) (Murcia 1995 Laurance y Bierregaard 1997)

Se ha reportado por ejemplo, que las variaciones pueden darse tanto en el borde como en el interior del fragmento, ocasionando cambios en la temperatura, la humedad, el flujo de la radiación de luz (afectando a especies vegetales tolerantes e intolerantes a la sombra e interviniendo en el reciclaje de nutrientes del suelo (Bierregaard *et al.* 1992, Murcia 1995). Por ejemplo, en fragmentos de bosque pequeños (20 ha) analizados en el Noroeste de Australia, se encontraron cambios en la temperatura del suelo hasta los 30 m al interior del fragmento (Turton y Freiburger 1997), mientras que en otros estudios realizados en bosques de la amazonía brasileña se determinaron efectos hasta los 100 m, aunque el viento puede causar daños sobre los árboles más altos hasta los 400 m y cambios en las

comunidades de hormigas, escarabajos y mariposas se pueden detectar entre 200 y 400m (Laurence *et al.* 2002) Sin embargo, investigaciones llevadas a cabo en Costa Rica, indican que cambios en la riqueza, diversidad y composición arbórea no se ven simplificadas o afacetadas ni siquiera a distancias de 300 m del borde (Forero y Finegan 2002).

Se pueden encontrar además cambios en la estructura de la vegetación debido a la alteraciones microclimáticos, exposición de árboles de mayor altura al efecto del viento (provocando su mortalidad, Laurence 2001) y al incremento del área de claros en el dosel cerca del borde (Kapos *et al.* 1997), causando modificaciones en la regeneración en la zona del el borde del fragmento. Estos cambios se reflejan en un incremento en las tasas de mortalidad de árboles maduros, un incremento en la colonización del borde por especies pioneras (Laurence *et al.* 2002) y la reducción de plántulas y pérdida de biomasa (Benitez-Malvido 1998).

2.2.1 Efecto de área

El efecto de área se refiere a la reducción de hábitats y a la menor disponibilidad de recursos, influyendo en forma directa a especies que necesitan de grandes áreas para hacer que sus poblaciones sean viables (Kattan 2002, Terborgh 1992) e incidiendo directamente en su biología, ya sea provocando cambios en su abundancia y distribución o indirectamente alterando ciertas interacciones como la predación, la competencia, la polinización, la dispersión (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995) y abundancia de semillas (Benitez-Malvido 1998).

Se cree que áreas pequeñas soportan pocas especies en comparación con áreas grandes, por lo que es de esperar que la reducción del tamaño de los hábitats naturales resulte en la reducción de poblaciones de especies y de las especies mismas (Bennett 1999); sin embargo no se pueden hacer generalidades. En una investigación realizada en Tanzania, se estudió el efecto de la fragmentación sobre la pérdida de animales frugívoros y el reclutamiento de árboles dispersados por animales y viento en fragmentos de bosque de 80 años. Los datos obtenidos preliminarmente indican que el reclutamiento de especies arbóreas dispersadas por animales era tres veces mayor en bosques continuos y fragmentos grandes (mayores o iguales a 30 ha) que en fragmentos pequeños (menores a 9 ha). Sin embargo, el reclutamiento de ocho especies de árboles dispersadas por el viento no fue afectado. En cuanto a primates y aves frugívoras, se indicó que estas especies disminuyeron con la reducción del tamaño del parche (Cordeiro y Howe 2001).

El proyecto sobre Dinámicas Biológicas en Fragmentos de bosque llevado a cabo en la amazonía brasileña, concluyó que la riqueza de especies esta correlacionada positivamente con el tamaño de los fragmentos de bosque y que bosques intactos poseen mayor número de especies por unidad de área; esto se da porque muchos mamíferos grandes, primates, aves de sotobosque e incluso ciertos grupos de invertebrados como escarabajos y mariposas son altamente sensitivos al área del fragmento (Laurance *et al.* 2002).

El tamaño del hábitat va a ser entonces determinante en la conservación de la biodiversidad. Algunos resultados de investigaciones proponen ejemplos de áreas mínimas requeridas para mantener 500 individuos de mamíferos en diferentes sitios del neotrópico. Robinson (1996), estudiando especies como armadillos, pacas, monos y cerdos salvajes¹, encontró que estos mamíferos necesitaban de fragmentos de bosques de más de 15 ha, con excepción del tapir y los felinos que necesitaban más de 1000 ha. Se concluyó que fragmentos pequeños (menos de 15 ha por ejemplo) pueden por si solos ser una limitante severa para conservar la vida silvestre dentro de los bosques

2.2.3 Efecto de aislamiento

Cuando los fragmentos quedan aislados, se interrumpe la continuidad de los ecosistemas naturales (Lord y Norton 1990), ocasionando lo que la literatura nombra como el efecto de aislamiento. Este efecto puede ser determinado por el tiempo desde que el fragmento quedó aislado, la distancia de este a otros bosques remanentes similares y el grado de conectividad entre estos (Saunders *et al.* 1991). Dichas variables pueden afectar de distintas maneras a las poblaciones de especies, decreciendo en algunos casos (posiblemente hasta su extinción), incrementando en otros o sencillamente no viéndose afectadas (Laurance *et al.* 2002). El problema aquí radica en que estos fragmentos remanentes quedan rodeados de diferentes hábitats o usos de la tierra que pueden impedir el flujo de individuos entre poblaciones de otros fragmentos (Bennett 1990). Rupturas angostas de unos 50 – 100 m en hábitats boscosos continuos ya son una barrera substancial para muchas especies de aves e insectos (Mader 1984). En otros casos, como el de las mariposas en Brasil, el aislamiento parece no tener un efecto significativo en las comunidades, como si los puede hacer el efecto de borde (Brown y Hutchings 1997)

Para la vegetación, el aislamiento de los fragmentos remanentes de otras áreas boscosas puede repercutir en la rápida declinación de poblaciones de árboles por a la reducción del arribo de propágulos, debido principalmente a que no se dispone de hábitats adecuados en la matriz, el asunto agrava aun más, pues en el trópico muchas de las especies de árboles son raras (muy pocos individuos por área). Un segundo aspecto es que al afectarse agentes dispersores como insectos, aves o murciélagos, se afecta la polinización y la dispersión de semillas. Otro aspecto es la invasión de especies exóticas de la matriz circundante pudiendo afectar a especies nativas (Laurence 2001).

En todo caso, la permanencia de una especie tanto dentro del fragmento como en los demás hábitats no boscosos, dependerá del tamaño y la dinámica de la población (Kattan 2002) y de la habilidad de colonización de las especies, la cual estará sujeta tanto de la capacidad de adaptarse a ambientes alterados como del modo de dispersión y de las distancias entre fragmentos de bosque (Saunders *et al.* 1991).

¹ Las áreas estudiadas fueron Isla Barro Colorado, Panamá; Reserva Ducke en el Amazonas brasileño; Parque Nacional Braulio Carrillo en Costa Rica; Parque Nacional Guatopo, Venezuela y Parque Nacional Manu en Perú. Tomado de Robinson y Redford, *In* Robinson (1996)

2.3 Conectividad en paisajes fragmentados: importancia y función de la cobertura arbórea fuera del bosque

La literatura hace referencia a que la extinción de especies se puede dar a dos diferentes escalas espaciales, una desde un ámbito regional que toma en cuenta el paisaje y otra a una escala más local. A escala de paisaje, la extinción se puede dar primordialmente porque al interrumpirse la conectividad y al reducirse la disponibilidad de hábitats se afecta a especies que requieren de hábitats continuos de gran tamaño (por ejemplo mayores a 100 ha) para mantener poblaciones viables (Laurence *et al.* 2002). A escalas locales, las poblaciones de algunas especies pueden ser pequeñas y estar totalmente aisladas de otras poblaciones de su misma especie, lo que aumenta su fragilidad a la extinción por factores demográficos como el aumento o disminución de las poblaciones y factores antropogénicos como la caza, los incendios y la tala (Laurence *et al.* 2002, Kattan 2002). Es de esperar que ante la interrupción de la conectividad, poblaciones pequeñas tiendan a perder variación genética con el tiempo, incrementando la probabilidad de ser extintas o perdiéndose de oportunidades futuras para poder adaptarse a los cambios evolutivos (Meffe y Carrol 1997).

Conectividad es un concepto que hace referencia a un atributo del paisaje o del hábitat (según el punto de vista del cual se vea) y que tiene que ver con el grado en el cual se facilita o impide el movimiento entre los recursos de los parches (Tischendorf y Fahrig 2000, 2001, Moilanen y Hanski 2001). En el ámbito biológico conectividad es un término que envuelve las conexiones o vínculos entre hábitats, las especies, las comunidades y los procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales (Noss 1991). El concepto es usado en ecología para describir como el arreglo espacial y la calidad de los elementos en el paisaje afectan el movimiento de organismos entre fragmentos (Bennett 1999). En un paisaje fragmentado la conectividad se verá influenciada por el arreglo espacial de los diferentes tipos de hábitats y por el comportamiento de las distintas especies a las características y cambios estructurales de los patrones espacial del paisaje (Bennett 1999). Muchas veces cuando se habla de conectividad, se está refiriendo a la continuidad de un hábitat o tipo de cobertura a través de una área determinada (Turner *et al.* 2001), lo cual podría decirse es conectividad física de los elementos del paisaje.

Cuando se fragmentan hábitats, muchos de los impactos causados sobre la biodiversidad están relacionados con cambios en la conectividad al crear barreras artificiales para las especies (Noss 1991). Estudios realizados por el proyecto Dinámicas Biológicas en Fragmentos llevado a cabo en Brasil, revelan que las barreras, en éste caso los distintos hábitats que rodean los fragmentos, pueden tener efectos tanto negativos como positivos en la ecología de las especies, al influenciar en el grado de conectividad en el paisaje al propiciar o no el movimiento de especies (Laurence *et al.* 2002). Por ejemplo, estudiando especies de primates, insectos y aves, se identificó que existen hábitats más adecuados que otros para el movimiento de la fauna, al observar como algunos grupos de estas especies desaparecían rápidamente después de que el fragmento fue aislado, pero que luego fueron capaces de recolonizar áreas que iniciaban procesos de regeneración natural (Laurence *et al.* 2002).

Una manera de amortiguar las consecuencias negativas sobre la biodiversidad debido a la pérdida de conectividad, es el evitar hasta donde sea posible, que las poblaciones que componen los fragmentos remanentes de bosque reduzcan su tamaño por falta de hábitats que cuenten con los recursos y condiciones necesarios para propiciar le traslado, reproducción e intercambio genes debido al asilamiento (Noss 1991, Meffe *et al.* 1997, Bennett 1999). En este sentido, entre los componentes del paisaje que aportan enormemente a proveer la conectividad alterada por la fragmentación en paisajes que originalmente fueron boscos, están los árboles presentes en los distintos hábitats, ya sean sistemas agrícolas, ganaderos o en bosques riparios (Noss 1991) y que pueden estar presentes de manera dispersa o en fomra sistemática, como es el caso de las cercas vivas.

2.3.1 Importancia de la cobertura arbórea para la conservación

Desde un enfoque de manejo de vida silvestre, la cobertura es definida como cualquier recurso del ambiente que permita la reproducción y/o sobrevivencia de animales proveyendo la posibilidad de mantener algunas de las funciones naturales de las especies (Bailey 1984).

El componente arbóreo es una pieza importante en paisajes fragmentados que se puede incluir dentro del concepto cobertura. Según el proyecto Inventario del Recurso Arbóreo fuera del Bosque (TROF, por sus siglas en inglés), los árboles fuera del bosque son todos aquellos árboles que se ubican en tierras no clasificadas como bosque (Kleinn 2000) y cuyos patrones de distribución espacial están representados por árboles que se ubican en estas tierras (zonas agrícolas, charrales, bosques riparios, etc.). Estos árboles podrían estar ubicados de manera aislada o sistemáticamente ordenados en sistemas agroforestales, como es el caso de los árboles en línea (Kleinn 2000)

Las experiencias documentadas sobre los aportes de la cobertura arbórea a la conservación de la biodiversidad han sido especialmente en sistemas silvopastoriles y en sistemas de producción en donde se utilizan cercas vivas o cortinas rompevientos (Harvey 2001), donde esta cobertura puede estar brindando hábitats y alimentos o funcionando como corredores biológicos, como sitios de refugio o simplemente como sitios de paso para algunas especies que se logran adaptar a estos ambientes (Meave *et al.* 1991, Guevara *et al.* 1994, Schelhas y Greenberg 1996, Guevara *et al.* 1998, Harvey 1999, Harvey 2000a).

Árboles aislados en fincas ganaderas

Los árboles aislados son individuos de árboles de distintas especies que han quedado como especies remanentes de bosques naturales, que se han regenerado luego de que se eliminó el bosque o que han sido plantados dentro del manejo de fincas ganaderas locales (Guevara *et al.* 1992) Estos pueden estar formando parte de agroecosistemas, al lado de caminos y en zonas pobladas (Guevara *et al.* 1992, Harvey y Haber 1999), siendo un componente

importante para la conservación en áreas fragmentadas pues en algunos casos puede ser la única cobertura arbórea en paisajes agrícolas o ganaderos (Gascon *et al.* 1999, Harvey 2000b).

Estudios recientes han encontrado que los árboles aislados en potrero (generalmente remanentes de bosques) aportan significativamente al aumento de la riqueza de especies animales y vegetales en estos hábitats, además de servir como reservorios de especies nativas y como resguardo para especies dispersoras de semillas como las aves y los murciélagos (Guevara *et al.* 1992, 1993, 1994). Estos árboles pueden además, jugar un papel mayor en la dispersión y establecimiento de especies vegetales nativas en paisajes fragmentados (Harvey *et al.* 2000a, Matthew y Horvitz 2000).

El que los árboles aislados jueguen un rol clave en la dispersión de especies vegetales, es de suma importancia en procesos de restauración ecológica, puesto que se podría lograr en cierto modo, suscitar la rehabilitación o restauración mediante sucesión secundaria de áreas perturbadas en caso de ser abandonadas (Guevara *et al.* 1986, Galindo-González *et al.* 2000, Slocum y Horvitz 2000). Por ejemplo, estudios desarrollados a escalas locales en México para analizar la lluvia de semillas por murciélagos y aves frugívoras bajo árboles aislados en potreros, encontraron que estos animales dispersan semillas de plantas originarias del bosque tales como árboles, arbustos, hierbas, epifitas y lianas, pero especialmente árboles (Guevara *et al.* 1994, Harvey 1999). A través de esta dispersión de semillas, se podrían conectar fragmentos de bosque remanentes, incrementar y mantener la diversidad de plantas en las pasturas y facilitar la restauración de la estructura y composición florística en el área de estudio (Galindo-González *et al.* 2000). Investigaciones a escalas más amplias dan evidencia como los árboles dispersos aportan a la conservación de la biodiversidad de distintas maneras. Un trabajo realizado en México encontró que la variación en la composición de especies, densidad y fisonomía del dosel de árboles remanentes aumentó la heterogeneidad biótica y física de las pasturas y que los árboles remanentes funcionaban como sitios de paso para la fauna nativa y sitios seguros para la flora, favoreciendo su permanencia en paisajes fragmentados. Mirándolo a escala de paisaje, los autores de este estudio propusieron que los árboles en potrero junto con fragmentos de bosque podrían conformar un dosel físicamente discontinuo, pero funcional (Guevara *et al.* 1998).

La presencia de árboles en potreros hace además que la vegetación en estos posea más variedad de especies y de formas de crecimiento, pudiéndose presentar una estructura más compleja y con alta riqueza florística (Guevara 1994, Harvey y Haber 1999), la que puede estar estrechamente relacionada con la frecuencia y abundancia de árboles (Guevara 1994). Además, la riqueza de plantas se logra aumentar debido a que cuando se mantienen estos árboles en las pasturas, sus troncos y ramas pueden albergar gran variedad de epifitas (Guevara 1986, Hietz-Seifert *et al.* 1996). En México y Costa Rica se han realizado estudios dirigidos a conocer la importancia para la conservación de los árboles remanentes en áreas agrícolas y ganaderas. En el caso de México, se registraron 83 epifitas y hemiepifitas en 238 árboles. En otra investigación se hizo un muestreo en un área de 173 ha donde se encontraron 98 especies de árboles pertenecientes a 33 familias (Guevara 1998). Por otro lado, estudios en Costa

Rica han encontrado en un área de 237 ha de pasturas hasta 190 especies de árboles representando a 56 familias (Harvey y Haber 1999).

Árboles en línea: cercas vivas, lindero y cortinas rompevientos

Segun la utilidad que se le da a los árboles en línea en las fincas, estos pueden ser clasificados en tres tipos de sistema: cercas vivas, linderos y cortinas rompevientos (Méndez *et al* 2000). Es posible encontrar cercas vivas en muchos lugares del mundo, pero su apariencia, estructura y composición difieren enormemente según la región y su dinámica dentro del paisaje estará influenciada por las actividades humanas (Burel 1996).

La investigación sobre los árboles en línea ha permitido reconocer sus aportes a la conservación de la biodiversidad proveyendo hábitats para reproducción, sitios donde se pueden dar dinámicas de depredación, protección contra la intemperie y disponibilidad de alimentos como semillas, frutas y follaje (Jhonson y Beck 1988, Bennett 1999). Además pueden funcionar como corredores biológicos para plantas, insectos, aves y mamíferos pequeños (Burel 1992, 1996). En el Reino Unido por ejemplo, se han realizado estudios para conocer la influencia de cercas vivas en el movimiento de escarabajos, determinando que estos utilizan las cercas vivas como corredores para trasladarse de un lugar a otro (Joyce *et al.* 1999, Bennett 1999).

Existen estudios que revelan la importancia de las cortinas rompevientos y su potencial en la regeneración del bosque. Esto se ha tratado en investigaciones llevadas a cabo en Costa Rica para examinar el efectos de las cortinas rompevientos en los patrones de deposición de semillas en fincas ganaderas y para determinar el potencial de las cortinas para fomentar la regeneración del bosque (Harvey 2000a, 2000b). Se recolectaron en un área de muestreo de 42 m², semillas pertenecientes a 53 familias de plantas. Del total de semillas, el 34% pertenecían a semillas de árboles de las cortinas, mientras que el 74% eran de otros tipos de árboles, de arbustos, de hierbas, bejucos, lianas y epifitas, las cuales eran dispersadas por aves, murciélagos, por otros animales y por el viento (Harvey 2000a). Los estudios concluyen que hay evidencia para aseverar que las cortinas rompevientos pueden ayudar a restaurar la riqueza de especies arbóreas y fomentar la restauración al incrementar el reclutamiento de semillas (Harvey 2000a, 2000b).

Bosques riparios

La literatura define áreas o zonas riparias como aquella área inmediatamente adyacente a cauces de agua ya sean ríos, quebradas o lagos y cuyo borde no siempre esta bien delimitado, que además pueden verse como una interfase entre ecosistemas terrestres y acuáticos. (Gregory *et al.* 1991, Klapproth y Jhonson 2000). A la vegetación que se encuentra cubriendo estas áreas se le suele llamar vegetación riparia o bosques riparios y se caracterizan por que su estructura y composición florística puede ser muy diferente de los demás hábitats adyacentes (Bennett 1999), lo cual

puede hacer de estos hábitats sitios importantes para la conservación debido al tipo de flora presente y a los servicios que pueden proveer.

El interés por el estudio de los bosques riparios, se basa en su importancia para conservar la flora y la fauna remanente luego de procesos de fragmentación (Meave *et al.* 1991), además de que poseen una serie de características físicas y químicas que los hacen valiosos tanto para la vida silvestre como para el ser humano. Estos bosques además de albergar una dinámica rica y diversa de plantas (Gregory *et al.* 1991), cumplen funciones ecológicas importantes al ayudar a regular el ciclo hidrológico sirviendo como un filtro contra la sedimentación y la contaminación por agroquímicos y por que pueden regular la temperatura del agua (Bennett 1999)

Los bosques riparios pueden ser hábitat críticos para muchos animales por su diversidad y productividad de plantas, su compleja estructura y su estrecha relación con las fuentes de agua. Algunos grupos de animales pueden ocupar estos bosques durante todo su ciclo de vida o como visitantes que llegan a proveerse de comida, agua o refugios temporales (Gregory *et al.* 1991, Klapproth y Jhonson 2000). Además, los bosques riparios son importantes al proveer conectividad al funcionar como corredores biológicos en áreas degradadas para el movimiento de la vida silvestre (Bennett 1999, Klapproth y Jhonson 2000) como es el caso de las aves (Machtans *et al.* 1996).

Corredores biológicos en paisajes fragmentados

Existen muchas definiciones sobre lo que es un corredor biológico (De Campos 2001) sin embargo a escala de paisaje, un corredor puede ser considerado como un 'parche estrecho de tierra que conecta parches similares pero que son diferentes de la matriz circundante, el cual ha sido propuesto en planes de conservación para proveer conectividad entre parches de hábitats aislados' (Turner *et al.* 2001). Las funciones que se le atribuyen a estos corredores son principalmente el proveer hábitats y contener recursos necesarios par la sobrevivencia, la reproducción y el movimiento de especies entre parches aislados (Rosenberfg *et al.* 1997, citado por Turner *et al.* 2001)

Aún no existen argumentos claros que sustenten fuertemente el que los corredores son totalmente funcionales para la conservación de la biodiversidad (Beier y Noss 1998), pero si existe bastante información que detalla que al menos si cumplen un papel importante al proveer conectividad para algunas especies como aves migratorias (Haas 1995) y mamíferos pequeños en paisajes fragmentados (Bennett 1990). Entre las funciones que se les otorga a los corredores biológicos están el disminuir la tasa de extinción, disminuir la estocasticidad demográfica, contrarrestar la presión endogámica y satisfacer necesidades de movimiento (Simberlof *et al.* 1992)

Por otra parte, la importancia de los corredores biológicos recae en que pueden ser un eje fundamental en estrategias de conservación que buscan permitir el traslado de especies entre áreas protegidas, facilitar en las

poblaciones el intercambio genético, facilitar la migración de especies entre diferentes ecosistemas y en algunos casos, la colonización de otros hábitats (Primack *et al.* 1998).

En la comunidad científica existe el debate sobre los impactos negativos que posiblemente pueden causar los corredores al propiciar la invasión de especies exóticas de plantas o animales, lo que puedan causar desbalances en las poblaciones de especies nativas que habitan los corredores (Beier y Noss 1998). Otro argumento que pone en duda los corredores, es que algunas propuestas de diseño han sido muy genéricas y no describen que especies realmente usaran estos corredores y con qué propósitos lo harán, por lo cual ha causado errores en su funcionalidad y en el logro de objetivos (Simberloff *et al.* 1992)

2.1.5 Bibliografía

Bailey, J. 1984 Principles of wildlife management Colorado State University 373pp.

Baudry, J., Bunce, R.G.H., Burel, F. 2000a. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management Journal of Environmental Management. 60: 7-22.

Baudry, J., Burel, F., Thenail, C., Le Couer, D. 2000b. A holistic landscape ecological study of interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. Landscape and Urban Planning. 50:119-128.

Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R. 1986. Ecology: individuals, populations and communities. 3rd ed. Blackwell Science Ltd. 1068 pp.

Beier, P.; Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. Conservation Biology 12(6): 1241-1252.

Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest on seedling abundance in tropical rain forest. Conservation Biology 12 (2): 380-389.

Bennett, A.F. 1990. Habitats corridors and the conservation of small mammals in fragmented forest. Landscape Ecology 4(2/3): 109-122.

Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. 254pp.

- Bierregaard Jr B , Lovejoy T.E., Kapos, V., Santos, A And Hutchings R.W. 1992 The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience*. 42 (11): 859-866.
- Brown, K. S Jr; Hutchings, R.W. 1997 Disturbance, fragmentation and dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds) *Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. USA. 616p
- Bunce, R.G.H.; Jongman R.H.G. 1993. An Introduction to landscape ecology. In Bunce, R.G.H.; Ryszkowski, L.; Paoletti, M.G. (eds.). *Landscape Ecology and Agroecosystems*. Lewis Publishers London. 3-10p.
- Burel, F. 1992. Effect of structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology* 6(3): 161-174.
- Burel, F. 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical reviews in Plant Sciences* 15 (2): 169-190
- Coppedge B.R., Engle D.M., Fuhlendorf S.D., Masters R.E. & Gregory M.S. 2001 Landscape cover type and pattern dynamics in fragmented southern Great Plains grasslands, USA. *Landscape Ecology* 16 : 677-690.
- Cordeiro, N.J.; Howe, H.F. Low recruitment of the dispersal by animals in African forest fragment. *Conservation Biology* 15 (6): 1733-1741.
- Debinsky, D.M.; Holt, R.D. 2000 A survey of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14 (2): 342-355.
- De Campos D.P. 2001. Principios, criterios e indicadores para la evaluación de corredores biológicos y su aplicación en Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR 176p.
- Farina, A. 1998. Principles and methods in landscape ecology. Chapman and Hill Ltd Lunigiana Museum of Natural History, Italy
- FNUAP, 1997. Población y desarrollo sostenible. Cinco años después de Río. Fondo de Población de la Naciones Unidas. New York, USA

- Forman, R.T.T.; Godron, N. 1981 Patches and structural components for a landscape ecology *BioScience* 31: 733-740.
- Forman, R T T. 1995. Landscape mosaics-the ecology of landscape and regions. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. 632p
- Freemark, K.E.; Boutin, C.; Keddy, C.J. 2002. Importance of Farmland Habitats for Conservation of Plant Species *Conservation Biology* 16(2): 399-412
- Galindo-Gonzalez J., Guevara S., Sosa V.J. 2000. Bat-and bird-generated seed rain at isolated trees in pastures in tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6): 1693-1703.
- Gascon C.; Lovejoy, T.E.; Bierregaard R.O.; Malcom, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconsuelos, H.L.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M.; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Gregory, S.V.; Swanson, F.J.; Mckee, W.A.; Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zone. *BioScience* 41(8): 540-551
- Grupo INFOSTAT 2003. Programa estadístico. Universidad de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Guariguata, M.; Arias-Le Claire, H.; Jones, G. 2002. Tree seed fate a logged and fragment forest landscape, Northeastern Costa Rica. *BIOTROPICA*: 34(3): 405-415.
- Guariguata, M.R y Kattan, G.H. (ed.) 2002 *Ecología y Fragmentación de Bosques Tropicales*, Editores. Ediciones LUR, Cartago, Costa Rica. p 559-590
- Guevara S.; Purata, S. and Van der Maarel E. 1986. The Role of Remnant Forest Trees in Tropical Secondary Succession. *Vegetatio* 66: 77-84.
- Guevara S., Meave J., Moreno-Casasola P. and Laborde J. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science* 3: 655-664.
- Guevara, S.; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability *Vegetatio* 107/108: 319-338.

- Guevara S , Meave J., Moreno-Casasola P.; Laborde J.; Castillo, J. 1994. Vegetación y flora de potreros en la Sierra de Los Tuxtlas, México. *Acta Botánica Mexicana* 28: 1-27.
- Guevara, S.; Laborde, J.; Sánchez, G. 1998. Are isolated trees in pastures a fragment canopy? *Selbyana* 19 (1): 34-43.
- Guevara S , Meave J., Moreno-Casasola P.; Laborde J.; Castillo, J. 1994. Vegetación y flora de potreros en la Sierra de Los Tuxtlas, México. *Acta Botánica Mexicana* 28: 1-27.
- Haas, C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by bird in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9(4): 845-854.
- Harvey, C.A. 2001a. Agroforestería y Biodiversidad. In Jiménez, F.; Muschler, R.; Höpsell, E. (ed.) 2001. *Funciones y Aplicaciones de Sistemas Agroforestales. Proyecto Agroforestal CATIE/GTZ Serie Técnica de enseñanza /CATIE; no 46*. Turrialba, Costa Rica. p. 95-136.
- Harvey C.A. 2000a. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscape in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1):155-173.
- Harvey, C.A. 2000b. Colonization of agricultural windbreaks by forest trees: effects of connectivity and remnant trees. *Ecological Applications*. 10 (6) 2000: 1762-1773.
- Harvey, C.; Haber, W.A. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rican Pasture. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.
- Harvey, C.A. 2001b. The Conservation of biodiversity in silvopastoral systems. In Ibrahim M. (ed). *International symposium silvopastoral systems and second congress on agroforestry and livestock production in Latin America*. San José, Costa Rica. p. 80-87.
- Heywood, V.H. and Watson, R.T. (eds) 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press Cambridge-United Nations Environment Programme, New York, NY (EUA) 1140 p.
- Hietz-Seifert, U.; Hietz, P.; Guevara, S. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, México. *Biological Conservation* 75: 103-111.

- Hector, T. S., Carr, M. H., Zwick, P. D. 2000 Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: the Florida Ecological Network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000
- Johnson, R.J.; Beck, M.M. 1988 Influences of shelterbelts on wildlife management and biology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 22/23: 301-335
- Joyce, K.A.; Holland, J.M., Doncaster, C.P. 1999 Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research* 89: 523-531.
- Kapos, V.; Wandelli, E.; Camargo, J.L.; Ganade, G. 1997 Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds.) 1997. *Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. USA 616p
- Kattan G.H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In Guariguata, M.R. y Kattan, G.H. (ed) 2002. *Ecología y Fragmentación de Bosques Tropicales*, Editores Ediciones LUR, Cartago, Costa Rica p.559-590.
- Kattan, G.H.; Alvarez-López, H. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscape in the Colombian Andes. Pp 3-18. In Schelhas, J.; Greenberg, R. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, D.C. Covelo, California, USA.
- Kautz, R.S. and J.A. Cox. 2001. Strategic habitats for biodiversity conservation in Florida. *Conservation Biology* 15:55-77.
- Kellman, M.; Tackaberry, R.; Meave, J. 1996 The consequence of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forests. In Schelhas, J.; Greenberg, R. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press. Washington, D.C. Covelo, California p.37
- Klapproth, J.C.; Johnson, J.E. 2000. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on plant and animal communities. Virginia Cooperative Extension Virginia Polytechnic Institute and State University-Virginia State University. 14p
- Kleinn 2000 On large-area inventory and assessment of trees outside forests: definition and survey options for large-area inventory and assessment of trees outside forests. *Unasylva* 51: 3-10. Kattan G.H. 2002.

- Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In Guariguata, M.R. y Kattan, G.H. (ed.) 2002. *Ecología y Fragmentación de Bosques Tropicales*, Editores Ediciones LUR, Cartago, Costa Rica.
- Laurance, W. F. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In Bierregaard Jr. B., Gascon, C.; Lovejoy T.E.; Mesquita, R.C.G. 2001. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University press. USA. 478p
- Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds) 1997. *Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. USA. 616p
- Laurence, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard, R.O.; Laurance, S.G.; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigations. *Conservation Biology* 16 (3):605-618.
- Lord, J.M. and Norton, D.A. 1990. Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. *Conservation Biology* 4: 197-202.
- Mader, H. J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29:81-96.
- Machtans, C.S.; Villard, M.; Hannon, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10(5): 1366-1379
- Matthew, G.; Horvitz, C.C. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology* 149: 51-62.
- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. PNW-GTR-351, United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Oregon, USA. Department of Natural Resources Conservation University of Massachusetts. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/pubs/pubs.html#fragstats>. Consultado en enero 2002 y febrero 2003.
- Meave, J.M.; Kellman M.; MacDougall, A.; Rosales, J. 1991. Riparian habitats as tropical forest refuge. *Global Ecology and Biogeography* 1: 69-76.
- Meffe, G.K.; Carroll, C.R. (eds) 1997. *Principles of conservation biology*. SINAUER ASSOCIATES, INC. Sunderland, Massachusetts. 729p

- Méndez, E.; Beer, J.; Faustino, J.; Otárola, A. 2000 Plantaciones de árboles en línea. Colección de módulos de enseñanza agroforestal. Módulo 1. CATIE/GTZ Turrialba, Costa Rica. 134pp
- Millán de la Peña, N. Butet, A., Delettre, T. Morant, P., Burel, F. 2003. Landscape context and carabid (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 94: 59-72.
- Miller, M. 1990. (ed.) Belize critical habitat survey. Belize Center for Environmental studies. WWF-US. Belize. 62p.
- Moilanen, A., Hanski L. 2001 On the use of connectivity measures in spatial ecology. *OIKOS* 95 (1): 147-151
- Murcia, C. 1995 Edge effects in fragments: implications for conservation. *Tree*. 10 (2): 58-62.
- Noss, R F. 1991 Landscape connectivity: different functions at different scale. In Hudson, W (ed.) *Landscape linkages and biodiversity* Defender of Wildlife, USA 196pp.
- Ojasti, J. 2000 Manejo de fauna silvestre neotropical. F.Dallmeier (ed.). SIMAB Series No.5. Smithsonian Institution/MAB Program, Washington, DC. 289pp
- Poiani, K.A.; Richter, B.D.; Anderson, M.G; Ritchter, H.E. 2000. Biodiversity conservation at multiples scales: functional sites, landscape and networks. *BioScience* 50(2): 133-146.
- Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P. 1998 Diseño de Áreas Protegidas. In *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. pp 477-495.
- Robinson J. 1996 Hunting wildlife in Forest Patches: An Ephemeral Resource. In Schelans J. and Geenberg R. (editors) *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press. Washington, California. p111- 130.
- Rosenberg, D.K.; Noon, B.R.; Meslow, E.C. 1997 Biological corridors: form, function and efficacy. *BioScience* 47: 477-687.
- Saunders, D.A., Hobbs, R and Margules C.R 1991. Biological Consequences of Ecosystems Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*. 5 (1): 18-32
- Schelhas, J.; Greenberg, R. 1996 The value of forest patches In Schelhas, J.; Greenberg, R. *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press Washington, D.C Covelo, California. p. 37

- Schelhas, J.; Greenberg, R. 1996. Forest patches in tropical landscapes. Island Press Washington, D.C. Covelo, California. 409p
- Simberloff, D.; Farr, A.J.; Cox, J.; Mehlman, D.V. D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6(4): 493-504.
- Slocum, M.G.; Horvitz, C.C. 2000. Seed arrival under different genera trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology* 149: 51-62.
- Stohlgren, T.J., Coughenour, M.B.; Chong, G.W.; Binkley, D.; Kalkhan, M.A.; Schell, L.D. Buckley, D.J.; Berry, J.K. 1997. Landscape analysis of plant diversity. *Landscape ecology* 12(3): 149-170.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forest. *Biotropica* 24(2b): 283-292.
- Tischendorf, L. and Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Tischendorf, L. and Fahrig, L. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. *Oikos* 95(1):152-155
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.
- Turner, M. G.; Gardner, R.H.; O'Neill, R.V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and process.* Springer Verlag, New York, Inc. USA. 401p.
- Turton, N.; Freiburger, H.J. 1997. Edge and aspects effects on the microclimate of small tropical forest remnant on the Atherton tableland, Northeastern Australia. *In* Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds.). *Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities.* The University of Chicago Press. USA. 616p.
- UNEP-World Conservation Monitoring Centre, 2000. *Global Biodiversity. Earth's Living resources in the 21st century* Groombridge, B.; Jenkins, M.D. (eds.) World Conservation Press, Cambridge, UK.
- Urban, D.L.; O'Neill R.V. and Shugart Jr. H.H. 1987. Landscape Ecology. A hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. *BioScience* 37 (2): 119-127
- Willson, E.O. (ed.) 1988. *Biodiversity. National. National Forum on Biodiversity.* Washington, DC (EUA) 21-25 Set 1986 Washington, DC (EUA). National Academy Press 1988. 521 p.

3 ARTICULO I

Chacón L., M. 2003. Caracterización espacial de hábitats y determinación de la diversidad arbórea de un paisaje fragmentado, Río Frio, Costa Rica Tesis M.sc. CATIE

3.0 Resumen

Palabras clave: Biodiversidad, ecología de paisaje, fragmentación de bosques, sistemas agroforestales,

Este estudio pretendió enriquecer el conocimiento sobre la estructura, composición y diversidad arbórea de los diferentes hábitats que conforman un paisaje fragmentado tropical conformado por 4,483 ha en Río Frio, con zona de vida de bosque muy húmedo tropical, ubicadas en la región atlántica de Costa Rica. Mediante fotos aéreas de 1998, herramientas SIG y comprobación de campo se identificaron los distintos hábitats presentes y se obtuvo el área y la proporción de estos en el paisaje. Con el uso del programa FRAGSTAT 3.3 se calcularon distintas métricas al nivel de clases de hábitats, las cuales permitieron caracterizar y analizar el estado de la fragmentación del paisaje. Para caracterizar la composición, estructura, riqueza y diversidad de árboles en el paisaje se seleccionaron al azar 32 parcelas (8 por hábitat) de 100 x 20 m (0.2 ha), que se ubicaron en fragmentos de bosques densos, bosques riparios y pasturas con alta y baja densidad de cobertura arbórea. Los resultados obtenidos indican que los bosques en la zona donde se realizó éste estudio eran pequeños, de formas irregulares y que se encontraron distanciados entre sí, a distancias promedio que rondaron los 315 m. Para el paisaje se contabilizaron un total de 1,157 árboles agrupados en 145 especies pertenecientes a 46 familias. Se registraron 90 especies de árboles en los bosques densos, 91 especies en los bosques riparios, 25 especies en pasturas con alta densidad de cobertura arbórea y 9 especies en pasturas con baja densidad de cobertura arbórea. Entre las principales especies en el paisaje estuvieron *Pentaclethra maculosa*, *Stryphnodendron microstachyum* y *Goethalsia meiantha*. Los bosques densos intervenidos y bosques riparios fueron similares en su riqueza, composición y diversidad de árboles, a su vez estos hábitats boscosos fueron diferentes de las pasturas según estas características florísticas. Los datos hacen suponer que en las pasturas con alta densidad de cobertura arbórea se encuentran especies remanentes de bosques, mientras que en las pasturas con baja densidad de cobertura arbórea existen especies que los finqueros deben de estar dejando regenerar. El conocer la composición y la estructura espacial y las características florísticas de los hábitats que conforman los paisajes fragmentados, permitirá diseñar acciones de desarrollo enfocadas a disminuir la presión de los fragmentos de bosques, reducir el grado de aislamiento y procurar la conservación de árboles en paisajes fragmentados.

Abstract

Keywords: agricultural biodiversity, agroforestry systems, fragmentation, isolated trees, landscape ecology

This study increases our understanding of the structure, composition and arboreal diversity of the different habitats found in a 4,483 ha. fragmented tropical landscape located in Rio Frio, in the Atlantic humid tropical forest life zone of Costa Rica. The different habitat types were identified from aerial photos taken in 1998 using GIS tools and field verification, and were characterized and analyzed on the basis of structure, composition and spatial patterns within the 4,883 ha. study area. To characterize the composition, structure, richness and diversity of trees in the different habitat types, 32 randomly selected plots of 100m x 20m (0.2 ha) were selected in dense (disturbed) forest habitat, riparian forest habitat, pastures with high tree density and pastures with low tree density (8 plots per habitat). Different metrics were calculated at the habitat level using the program FRAGSTAT 3.3, allowing us to characterize and analyze the degree of fragmentation of the landscape. The results obtained indicated that the landscape was dominated by areas of pasture harboring few fragments of dense (disturbed) forest habitat that tended to be small, irregular and at an average spacing of 315 m. A total of 1,157 trees with DBH > 10 cm were recorded in the 32 surveyed plots, representing 145 species in 46 families. 90 species of trees were found in the dense (disturbed) forest habitat, 91 species in riparian forest, 25 species in pastures with high tree density and 9 species in pastures with low tree density. The most common species were *Pentaclethra maculosa*, *Stryphnodendron microstachyum* and *Goethalsia meiantha*. The dense (disturbed) forest and riparian forest habitats were found to be similar in tree species richness, composition and diversity, but differed from the pasture habitats in these aspects. The floristic composition indicated that trees in pastures with high tree cover density are probably relics from forest remnants, whilst in pastures with low tree density, the trees were either regenerating or deliberately planted. Understanding the floristic composition and spatial structure of the arboreal habitats found in fragmented landscapes will allow the redirection of development towards reducing the pressure on forest fragments, reducing the isolation of the forest fragments and conserving the remaining isolated trees in these landscapes.

3.1 INTRODUCCIÓN

La fragmentación de bosques es quizás uno de los mayores problemas causados por las actividades humanas sobre la biodiversidad en los trópicos. Este fenómeno ha reemplazado extensas áreas de bosques naturales continuos por otros usos de la tierra, dejando paisajes conformado por fragmentos de bosques de variados tamaños, formas, composición y diversidad de flora y fauna inmersos en una matriz agropecuaria (Saunders *et al* 1991, Bierregaard *et al* 1992, Murcia 1995).

Investigaciones sobre el tema de la fragmentación de bosques han determinado varios efectos que alteran la ecología de los organismos y del paisaje y que están relacionados con el borde, el área y el grado de aislamiento de los fragmentos remanentes, sin embargo la información que se ha generado aún no permite entender en su totalidad las consecuencias físicas y biológicas derivadas de estos efectos (Bierregaard *et al* 1992, Debinski *et al* 2000, Forero 2001). Hasta ahora se cree que las consecuencias sobre algunas especies pueden ser negativas, principalmente por cambios drásticos en los componentes bióticos del paisaje (Saunders *et al* 1991, Bierregaard *et al* 1992, Murcia 1995, Debinski *et al* 2000), pero también hay evidencia de que otros organismos pueden verse favorecidos por la fragmentación, como el caso de algunas especies de mamíferos pequeños y ranas cuya riqueza puede incrementarse después del aislamiento de fragmentos (Gascon *et al* 1999)

En paisajes fragmentados es común encontrar remanentes de bosques primarios inmersos en una matriz dominada por áreas agrícolas y ganaderas, donde se pueden encontrar diferentes tipos de cobertura arbórea tales como bosques riparios, vegetación secundaria de distintas fases de sucesión, árboles aislados, grupos de árboles y árboles en línea (Schelhas y Greenberg 1996; Laurance y Bierregaard 1997, Kleinn 2001) Ésta cobertura arbórea puede ser de suma importancia para la conservación de la biodiversidad, en primera instancia por que forma parte de ella y además por que puede proveer de hábitats y recursos indispensables para la sobrevivencia de los organismos en áreas abiertas (Estrada *et al* 1993, 1993a, Schelhas y Greenberg 1996a, 1996b, Law y Dickaman 1998, Galindo-Gonzalez *et al* 2000, Rice y Greenberg 2000, Klein 2001, Freemark *et al* 2001).

Poco se conoce aun sobre la distribución, composición y estructura de los diferentes hábitats que conforman los paisajes fragmentados tropicales y sobre la diversidad arbórea que se puede encontrar en estos lugares. Conocer la composición y estructura del paisaje es importante para la conservación pues es una herramienta que permite entender a escalas mayores los distintos problemas ambientales relacionados con los organismos y documentar dicha información para estudios posteriores (Meffe y Carrol 1997, Guariguata y Kattan 2002, Turner *et al* 2001).

En años recientes ha aumentado el interés por conocer la biodiversidad en áreas influenciadas por actividades agrícolas y ganaderas, con el fin de recomendar actividades de manejo para la conservación (Pimentel *et al* 1992, Deffotaines *et al* 1995, Lefroy *et al* 1999, Griffith 2000, Freemark *et al* 2002). Se han realizado investigaciones que

muestran la importancia de los distintos hábitats que conforman un paisaje fragmentado para la vida silvestre, al funcionar como áreas de refugio, nichos y sitios para trasladarse de un lugar a otro, como parece estar sucediendo en los bosques riparios al formar corredores biológicos naturales (Meave *et al* 1991, Schelhas y Greenberg 1996a, 1996b) Se ha estudiado también que los árboles dispersos, en grupos o en línea (cortinas rompevientos o cercas vivas), funcionan como zonas de refugio y fuente de alimento o como sitios de paso ("stepping stone") para especies como las aves (Guevara *et al*. 1994, Guevara *et al*. 1998, Harvey y Haber 1999, Harvey 2000). Por su parte, conocer la riqueza diversidad y composición de árboles en áreas abiertas, es vital para la conservación de biodiversidad puesto que se ha demostrado su rol para la sobrevivencia de especies en lugares donde la intervención humana es frecuente (Estrada *et al* 1993 a, 1993b, Guevara *et al* 1994, Guevara *et al* 1998)

El propósito de este estudio es generar información que ayude a enriquecer el conocimiento sobre la estructura y composición de paisajes fragmentados y conocer como los ecosistemas forestales y los sistemas silvopastoriles contribuyen a la conservación de la diversidad arbórea en las fincas. Esta investigación se realizó en Río Frio, Costa Rica, con zona de vida de bosque muy húmedo tropical y caracterizada principalmente por la actividad ganadera

3.1.0 OBJETIVOS

3.1.1 Objetivo general

Caracterizar la estructura, composición y diversidad de los distintos hábitats que conforman el paisaje en Río Frio, Costa Rica; y determinar la estructura, composición y diversidad de árboles.

3.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Caracterizar el paisaje en Río Frio en términos de composición y estructura de diferentes hábitats presentes mediante el uso de sistemas de información geográfica.
- ✓ Caracterizar y comparar la composición, estructura y diversidad de árboles en diferentes hábitats presentes en la localidad de Río Frio tales como bosques densos, bosques riparios y pasturas con diferentes densidades de cobertura arbórea

3.1.3 Hipótesis

- ✓ Existen diferencias en cuanto a las variables de estructura, composición, riqueza y diversidad de plantas >2.5 cm de dap en los diferentes hábitats

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.0 Descripción del área de estudio

La investigación se realizó en un área de 4,483 ha en la localidad de Río Frio, ubicada en el cantón Sarapiquí, provincia de Heredia, perteneciente al sector norte de la región Atlántica de Costa Rica (Figura 1). La zona se caracteriza por la actividad ganadera tanto de carne como de leche (Urgiles 1996, Villafuerte 1998). Geográficamente se encuentra entre los 10° 36' 05" y 10° 34' 03" latitud norte y 84° 04' 55" y 84° 06' 06" longitud oeste, poseyendo alturas entre los 100 y 300 msnm. La precipitación anual de 4,120mm con 4 meses (enero, febrero, marzo y abril) en los que se registra una marcada disminución de la precipitación. La humedad relativa promedio es del 88% y la temperatura promedio es de 25.4 °C con poca variación durante el día (Miranda 1991). La zona de vida según la clasificación de Holdridge (Holdridge 1967), corresponde a bosque muy húmedo tropical y según el mapa de tipos de suelos del Atlas de Costa Rica (2001)² es posible encontrar suelos derivados de la actividad volcánica y procesos aluviales de los órdenes Entisoles e Inceptisoles, representados en un 5,94% y 94,1% respectivamente (Atlas de Costa Rica 2001). En este estudio la caracterización solamente se realizó en los suelos del orden de los Inceptisoles, debido a la poca área presente de suelos del orden de los Entisoles (Figura 2).

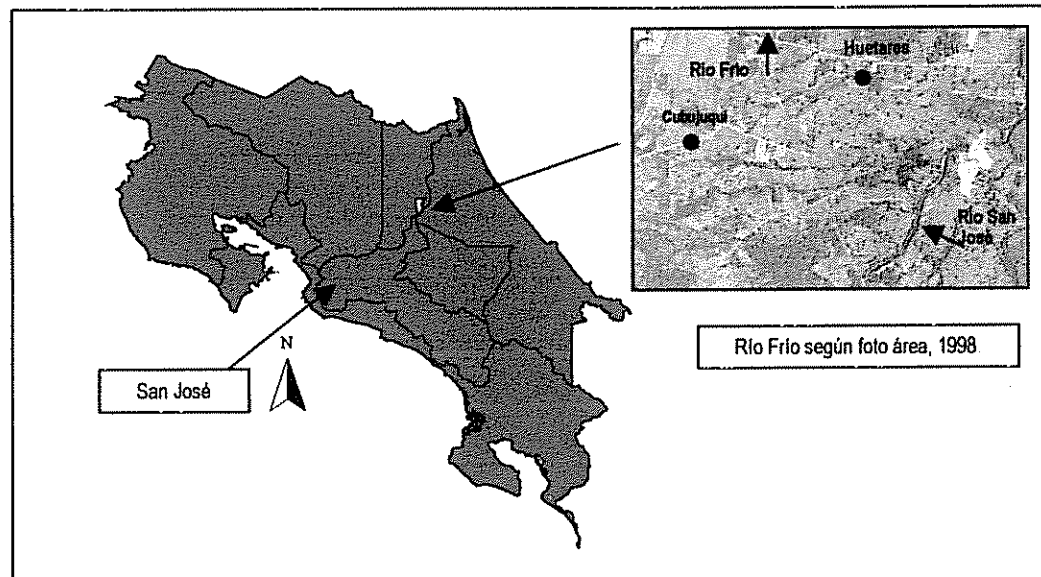


Figura 1. Ubicación de Río Frio en Costa Rica. La foto ejemplifica las características de los distintos hábitats de la zona.

El trabajo se enmarcó dentro de los objetivos del PROYECTO FRAGMENT "Desarrollo de métodos y modelos para la valoración del impacto de los árboles en la productividad de la finca y biodiversidad regional en paisajes fragmentados", perteneciente al Departamento de Agricultura y Agroforestería del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). La zona además tiene importancia por la cercanía a distintas áreas nacionales

² Capa temática con la descripción de los tipos de suelo según la clasificación de FAO. Hojas 1:200000, CCT, 1989

protegidas, principalmente de las áreas de conservación de la Cordillera Volcánica Central y Tortuguero (según el Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica) (CCT 2002).

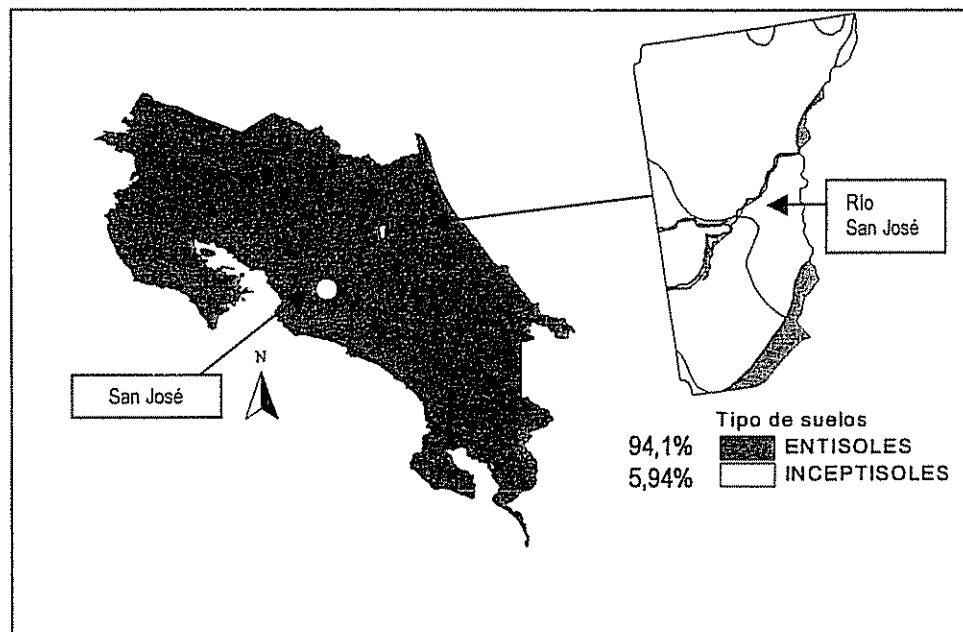


Figura 2. Ubicación del área de estudio en Costa Rica. Recuadro con distribuciones de los órdenes del suelo.

3.2.1 Composición y estructura de los diferentes hábitats presentes en el paisaje.

Se caracterizó el paisaje en términos de la composición y estructura (área y distribución) de los diferentes hábitats (o usos del suelo) que se encontraron, para lo cual se utilizaron fotos aéreas de 1998 (Proyecto Terra, escala 1:40000) y herramientas en sistemas de información geográfica (SIG). La fotografía aérea fue digitalizada a escala de 1:10,000 mediante el programa de computo Arcview 3.2³ (archivo tipo *.shp*) y se utilizó la "guía de fotointerpretación" propuesta por el proyecto FRAGMENT (basada en Morales y Kleinn 2001, proyecto TROF) para interpretar la fotografía y determinar los hábitats presentes en la zona (Cuadro 3). Los hábitats que no fueron interpretados en las imágenes o que presentaron ciertas dudas, se verificaron en el campo. Para esto se visitó el área y se comparó la información de la imagen con la observación en el campo y se hizo la actualización correspondiente de los mapas digitales.

Para caracterizar la cobertura arbórea en las pasturas, se calculó el área cubierta por copas de los árboles en los parches de potreros utilizando la fotografía aérea y se clasificó según sus densidades (alta, media y baja). Para este cálculo se contó con la colaboración de Stefan Kunth (FRAGMENT-CATIE/Universidad de Göttingen). Se rasterizó la fotografía aérea con un tamaño de píxel de 5 m x 5 m, se separaron en otra capa temática las áreas de potreros y se clasificaron los píxeles (según el espectro de color) en cobertura arbórea y áreas de pastos. Luego se obtuvo el

³ Arcview es un SIG que permite editar y exportar datos georeferenciados como fotos e imágenes aéreas y transformarlas en datos digitales para representarlos como figuras geométricas. ArcView pertenece a Environmental Systems Research Institute. Inc. 1992-2999

porcentaje de píxeles que representaron la cobertura arbórea del total de cada uno de los polígonos de las pasturas y se hizo un análisis de distribución de los porcentajes de los polígonos para determinar las densidades de cobertura arbórea en estos hábitats. Al final se hizo una distribución de polígonos de pastos según porcentaje de cobertura arbórea y se definió a los pastos con baja cobertura arbórea a aquellos con un porcentaje de árboles de entre los 4.5% y 15 %, a pastos con alta cobertura arbórea a aquellos polígonos con un porcentaje entre 50% y 75.4 % y pastos con cobertura arbórea intermedia aquellos entre los 15% y 50% (Figura 3).

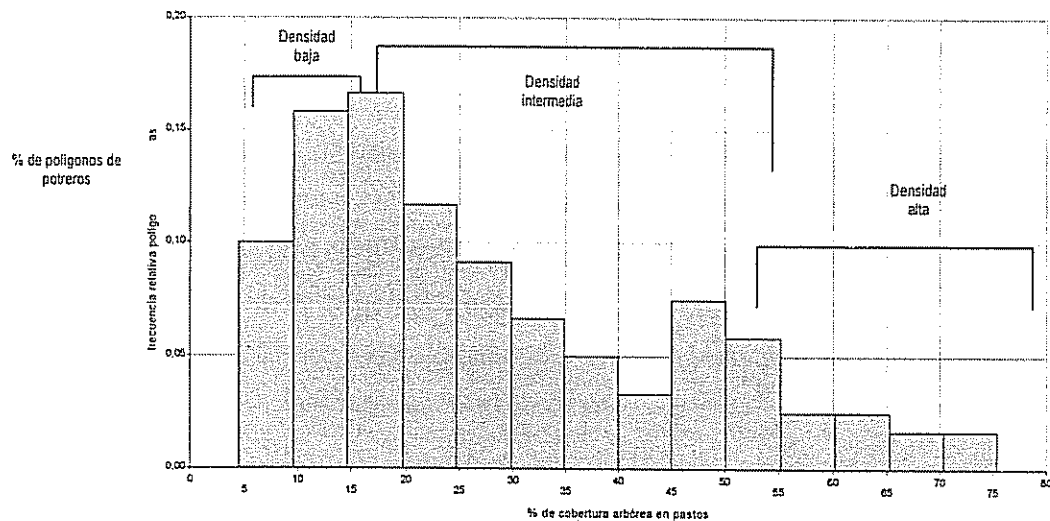


Figura 3. Distribución relativa de los polígonos de potrero según densidades baja, media y alta de cobertura arbórea, Río Frio, Costa Rica, 2003

Cuadro 3. Definición de los diferentes hábitats encontrados en Río Frio, Costa Rica.

Hábitat	Descripción
Bosque denso	Áreas donde los árboles fueron la especie vegetal dominante, con una cobertura de copa mayor del 20% y una extensión mayor de 2 hectáreas. Se caracterizaron por la presencia de árboles maduros de diferentes edades, especies y porte variado, con uno o más doseles.
Vegetación secundaria joven	Áreas donde los arbustos fueron la especie vegetal dominante. Su textura en la foto se mostró menos áspera que los bosques densos o los riparios.
Bosque ripario	Franjas alargadas que seguían la configuración de una depresión por donde escurría el agua, representada por arroyos, ríos, lagos, lagunas o esteros.
Palmito	Áreas cuyas formas se encontraron en una sucesión de copas formando surcos paralelos. Generalmente, las áreas circundantes presentaron márgenes concretamente visibles.
Grupo de árboles en pasturas	Áreas dominadas por copas de árboles agrupadas en las pasturas y con formas casi circular, pequeñas y bien definidas.
Plantaciones forestales y frutales	Áreas de cultivos leñosos, cuya tonalidad fue fácilmente diferenciable de las áreas circundantes y por que se mostraban alineadas en forma sistemática.
Huerto (incluye áreas domésticas)	Áreas localizadas generalmente en terrenos próximos a poblados y vías de acceso importantes. Se asociaron a los huertos el camino de acceso, la casa, bodegas y pequeñas áreas de cultivos menores.
Pastos	Áreas dedicadas a la ganadería, fácilmente distinguibles por presentar texturas suaves y de colores claros. Sus figuras fueron las más extensas y de formas muy variadas.
Suelo desnudo	Áreas sin ningún tipo de cobertura vegetal.

Fuente: basada en la Guía fotointerpretación del proyecto FRAGMENT (Morales y Kleinn 2001, proyecto TROF)

Una vez que se obtuvo el archivo *shp* con todos los parches o polígonos clasificados según tipo de hábitat, procesado en ArcView, se procedió a convertirlo en un archivo tipo raster (tamaño de píxel o celda 20 m) que luego se utilizó en FRAGSTAS versión 3.3 (McGarigal y Marks 1995), para proceder al cálculo de las métricas (medidas e

índices) a utilizar para el análisis espacial los hábitats. El Cuadro 4 muestra la lista de las métricas utilizadas, la cual se basó en los estudios realizados por Kramer (1997), Do Carmo (2000), Coppedge *et al.* (2001) y Gallego (2003)

Hay que recalcar que en sistemas de información geográfica, el término parche o polígono se refiere a un área o superficie que difiere de su entorno en naturaleza o apariencia (Turner *et al.*, 2001), y puede ser un bosque u otro tipo de hábitat. Por su parte el término fragmento se utilizará para hablar de fragmentos de bosques.

Para analizar la composición y la configuración espacial (estructura) de los elementos o hábitats en el paisaje, se determinó la cantidad de parches correspondiente a cada clase o categoría de hábitat, el área de cada uno de estos parches y su perímetro. Estos datos básicos fueron utilizados para el cálculo de otras métricas. Se estimó el área y la proporción de cada uno de los tipos de hábitats, además del número de parches según hábitat y su densidad de parches en el paisaje (en un área de 100 ha según cálculo automático de FRAGSTATS). La densidad fue un índice general de interpretación de la heterogeneidad espacial del mosaico y de la posibilidad de encontrar parches de una misma clase en esta área. También al nivel de clases de hábitat, se calcularon índices relacionados con la estructura de los parches como el índice de forma y la dimensión fractal.

Cuadro 4. Medidas e índices (métricas) utilizadas en el análisis del paisaje calculados por el programa FRAGSTAT (detalles en Anexo 1)

Variables al nivel de hábitats	
Área total de la clase (ha)	Dimensión fractal
Proporción en el paisaje (%)	Índice de proximidad
Número de parches	Distancia euclidiana al vecino más cercano
Densidad de parches (#/100ha)	Índice de contraste de borde total
Índice del parche mayor	% de colindancia con otros parches
Área promedio del parche	Índice de yuxtaposición
Índice de forma	

Según Kramer 1997, Do Carmo 2002, Coppedge *et al.* 2001, Gallego 2002

El nivel de aislamiento y la influencia de los diferentes hábitats sobre los bosques densos intervenidos fue determinado mediante la interpretación de los índices de proximidad, la distancia al vecino más cercano, el índice de contraste de borde total y el porcentaje de colindancia con otros parches. El índice de proximidad y la distancia al vecino más cercano ayudaron a medir el grado de aislamiento entre parches de bosques, mientras el índice de contraste de borde y el porcentaje de tipos de hábitats colindantes permitieron conocer la posible relación de los fragmentos de bosques con los distintos tipos de hábitat circundantes. Para el cálculo del índice de contraste de borde, se elaboró una "matriz de contrastes" que consintió en dar valores entre 0 y 1, según fuesen los hábitats adyacentes (Anexo 2). Por ejemplo, el mayor valor de contraste fue dado cuando el borde de un bosque denso estaba adyacente a un borde de potrero, mientras que valores bajos fueron atribuidos a bordes de bosque densos colindantes a bordes de vegetación secundaria o bosques riparios. El criterio para otorgar los valores de contraste

fue la posible similitud en cuanto a densidad de cobertura arbórea presente en cada uno de los hábitats y fue una visión subjetiva del investigador

El índice de esparcimiento y yuxtaposición permitió conocer al nivel de hábitats, cuán mezclado fue el paisaje. El índice tiene un rango entre 0 y 100, donde los valores bajos interpretan que el paisaje no está "bien mezclado" y valores altos cuando el paisaje está "bien mezclado" (Kramer 1997).

3.2.2 Composición, estructura y diversidad arbórea de diferentes hábitats

Muestro

De los datos suministrados de la fotointerpretación, se elaboró un mapa de uso del suelo o de hábitats que fue comprobado en el campo y fue la base para dirigir el proceso de muestreo y establecimiento de las parcelas para la caracterización arbórea de los hábitats en el paisaje. En total se ubicaron y establecieron 32 parcelas de muestreo (8 por cada hábitat) de 100 m x 20 m (0.2 ha) en cada uno de los principales hábitats encontrados, los cuales según su predominancia en términos porcentuales en el paisaje, fueron los bosques densos intervenidos, los bosques riparios y las pasturas con alta y baja densidad de cobertura arbórea. Para ubicar estas parcelas, se seleccionaron al azar 32 puntos sobre el mapa de hábitats (8 puntos por tipo de hábitat) y mediante un sistema de posicionamiento global (GPS Garmin) se localizó cada uno de estos puntos en el campo. Este punto se llamó "esquina principal" y de allí se partió para establecer y orientar la parcela, que fue siempre en sentido norte-sur. Cuando hubo algún obstáculo (por ejemplo límites de fincas, formas de los fragmentos, etc.) se cambió la orientación de este-oeste.

En cada una de estas parcelas de 0.2 ha se midieron todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho mayor o igual a diez centímetros ($d_{ap} \geq 10$ cm). Para caracterizar la vegetación con d_{ap} entre los 2.5 y 9.9 cm, se establecieron dentro de cada una de estas parcelas de 0.2 ha, cuatro subparcelas de cinco metros por cinco metros (5 m X 5m) en donde se midieron todos los individuos con valores de d_{ap} entre los 2.5 y 9.9 cm. Para orientar el establecimiento de estas subparcelas se partió de la "esquina principal" (punto al azar dado por el GPS, Figura 4)

Se procuró que la ubicación de las parcelas en los fragmentos de bosques densos intervenidos fuese al menos a 100 m del borde; sin embargo en 4 de las 8 parcelas, esto no fue posible debido al tamaño pequeño y a la forma de los fragmentos. Para los bosques riparios, en los casos donde el ancho de la franja de bosque no permitió el establecimiento de la parcela a un solo lado, fue necesario dividir la parcela en dos subparcelas de diez metros de ancho por cien metros de largo (10 m X 100 m) a cada lado de la corriente de agua.

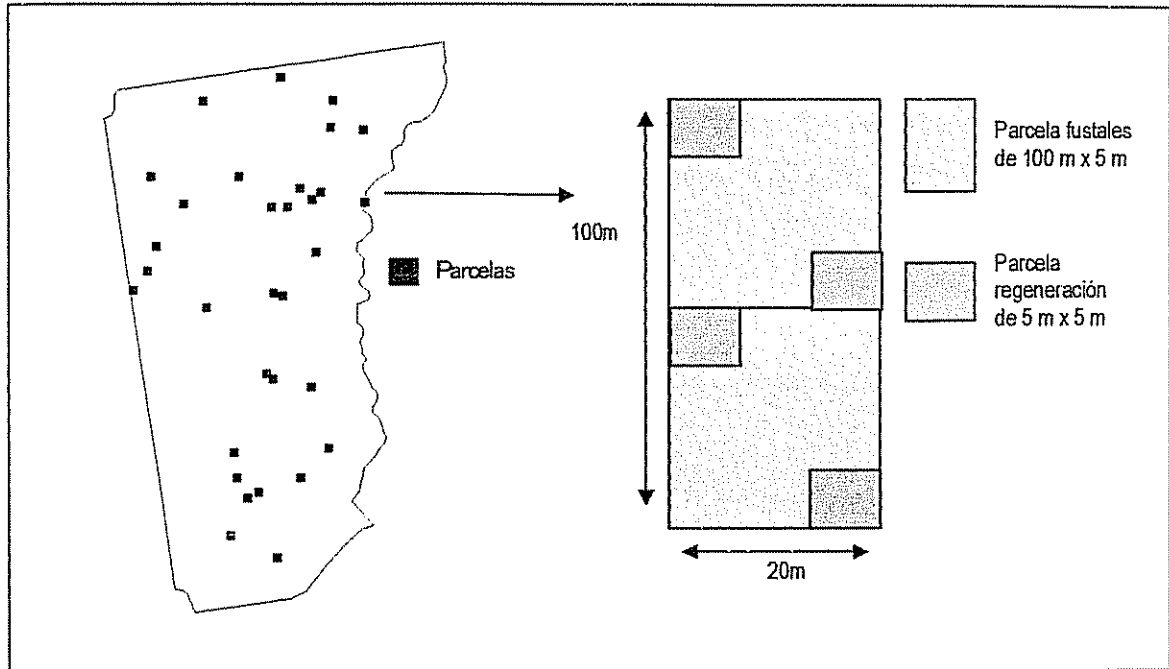


Figura 4. Representación de las 32 parcelas de muestro de vegetación, Río Frio, Costa Rica, 2003.

Todas las especies de árboles fueron identificadas en el campo con la ayuda de asistentes del herbario de la Universidad Nacional¹ y el uso de guías dendrológicas y libros de especies arbóreas específicas de la zona y de Costa Rica (Holdridge y Poveda 1997, Sánchez-Vindas *et al.* 1997, Fournier y García 1998, Jiménez 1999, Jiménez *et al.* 1999). Las especies que no pudieron ser identificadas en el campo fueron recolectadas en prensas dendrológicas y posteriormente identificadas por curadores del herbario de la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA) y al Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). Las palmas no fueron tomadas en cuenta para este estudio.

Riqueza y diversidad arbórea

Para cada parcela se obtuvo el número de individuos, valores de los diámetros de fustes a la altura del pecho y la riqueza (S), que se refiere al número de especies total presentes en un área determinada. La diversidad florística fue analizada mediante el cálculo de los índices de Shannon y Simpson (Magurran 1988) con el programa Estimates versión 6 (Cowell 1997). Para la composición florística con dap entre los 2.5 y 9.9 cm, Esimates no logró hacer los cálculos correspondientes debido a la poca cantidad de datos.

Composición y estructura arbórea

¹ La identificación en el campo, estuvo a cargo de Mainor Mesén y Marco Otárola Rojas, asistentes Herbario Universidad Nacional Juvenal Valerio Rodríguez, la identificación en herbario estuvo a cargo de Luis Poveda y Pablo Sánchez-Vindas

Se determinó la abundancia, la frecuencia de individuos por especie y frecuencia de especies por familia para cada una de las 8 parcelas de cada hábitat. Se calculó también el índice de valor de importancia (IVI) (Curtis y McIntosh 1950), para determinar las especies más importantes por parcela y para cada uno de los diferentes hábitats analizados. Este índice está dado por: $IVI \text{ especie } X = A\% \times D\% \times F\%$, donde $A\%$ es la abundancia relativa de la especie a , $D\%$ es la dominancia de la especie a y $F\%$ es la frecuencia relativa de la especie. El IVI da valores en un rango de entre 0 y 100 y es más alto mientras mayor sea la abundancia, la dominancia y la frecuencia de la especie. Para la descripción de la estructura arbórea, se tomó en cuenta la densidad solamente sus distribuciones diamétricas.

Para comparar la similitud florística entre hábitats se calculó el coeficiente de similitud de Czekanowski (1913)(Greig-Smith 1993), que está dado por la fórmula: $PS_{1,2} = 2 \sum \min(x_{i1}, x_{i2}) / \sum (x_{i2})$, donde x_{i1}, x_{i2} son las cantidades de especies i en las muestras 1 y 2, y $\min(x_{i1}, x_{i2})$ son las cantidades mínimas de las especies i común a ambas muestras.

Para comparar la riqueza, abundancia y diversidad de árboles entre los hábitats se realizaron análisis de varianza y pruebas de comparación múltiple de Duncan, mediante el programa INFOSTAT (versión 1.6, Grupo INFOSTAT 2003.)

3.3 Resultados

3.3.0 Descripción espacial de los hábitats del paisaje en Río Frio

El paisaje estuvo conformado por 293 parches agrupados en 12 tipos de hábitats (Figura 5) donde las pasturas (con diferentes densidades de cobertura arbórea) fueron el hábitat más abundante (mayor área en ha), ocupando el 59% del área. Le siguieron en abundancia los bosques densos intervenidos, el cultivo del palmito y los bosques riparios (Cuadro 5). La vegetación secundaria (a diferentes edades), las plantaciones forestales, áreas de frutales, grupos de árboles y huertos caseros estuvieron presentes en muy bajas proporciones (menores al 5%), pero juntos conformaron un 16.6% del paisaje.

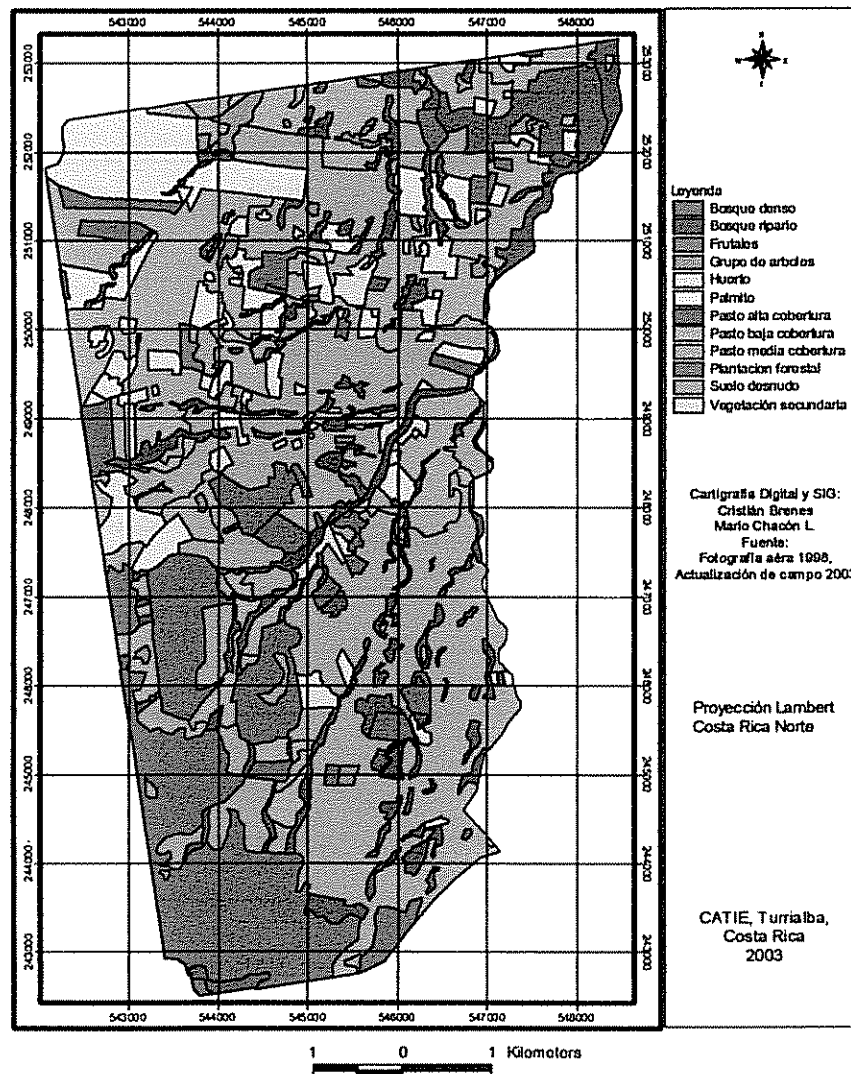


Figura 5. Mapa del uso del suelo, región de Río Frio, Costa Rica, 2003.

Los pastos dominaron el paisaje tanto en la proporción ocupada en el paisaje como por el número de parches y el tamaño promedio de estos, que general fue grande. El número de parches total en el paisaje fue mayor en los bosques riparios, seguido por parches de palmito y por parches de pastos con densidades de cobertura arbórea intermedia y parches de pastos con cobertura arbórea baja. Si bien los bosques densos se ubicaron en el tercer hábitat con mayor área en el paisaje, su número de parches fue bajo (14 en total) en comparación con los bosques riparios, los pastos y el cultivo del palmito (Figura 6), lo cual indica un bajo número de parches de estos bosques en el paisaje a pesar de que tenían un área relativamente alta. Esto se logra explicar mejor al observar la densidad de parches, donde los bosques densos solo presentaron 0.3 parches en 100 ha mientras que los bosques riparios poseyeron un número de 2 parches por cada 100 ha, seguido por el palmito con 1.

Cuadro 5. Representación porcentual de cada uno de categorías de hábitats en el paisaje y tamaños promedios de parches (P) en 4,483 ha, Río Frio, Costa Rica.

Categorías	Total hectáreas	% del paisaje	# parches	% del número de parches	Densidad de parches (No /100ha)	Área promedio del parche (ha)	DS ¹ área del parche (ha)	CV ² área del parche %
Bosque intervenido	728.9	16.3	14	4.8	0.3	52.1	99.5	191.1
Bosque ripario	371.7	8.3	89	30.4	2.0	4.2	6.9	164.5
Vegetación secundaria	83.7	1.9	9	3.1	0.2	9.3	11.0	118.5
Frutales	10.8	0.2	3	1.0	0.1	3.6	2.9	81.2
Plantaciones forestales	68.6	1.5	9	3.1	0.2	7.6	6.2	81.5
Grupo de árboles	49.0	1.1	14	4.8	0.3	3.5	3.9	110.7
Huerto (incluye áreas domésticas)	59.3	1.3	24	8.2	0.5	2.5	2.2	90.9
Palmito	468.7	10.5	49	16.7	1.1	9.6	26.2	273.5
Pastos baja cobertura arbórea (4.5% ≤ y ≤ 15%)	798.1	17.8	24	8.2	0.5	33.3	68.3	205.3
Pastos con alta cobertura arbórea (50% < y ≤ 75.4 %)	205.8	4.6	19	6.5	0.4	10.8	23.1	213.7
Pastos cobertura arbórea intermedia (15% < y ≤ 50%)	1637.6	36.5	38	13.0	0.8	43.1	124.7	289.4
Suelo desnudo	1.8	0.1	1	0.3	0.0	1.8	0.0	0.0
Total	4483.9	100.0	293	100.0				

1 = desviación estándar, 2 = Coeficiente de variación

Los bosques presentaron un promedio del tamaño de los parches mayor a los demás hábitats, pero esto se debió a que había pocos fragmentos y cuyos tamaños variaron en un rango amplio que estuvo entre los 2.7 ha y los 384.3 ha. Los fragmentos de mayor tamaño de estos bosques densos se ubicaron hacia el sector suroeste, cercano a los límites del parque nacional Braulio Carrillo, mientras que los más pequeños se encontraron hacia el noreste del área en donde predominaron las actividades agropecuarias y los asentamientos humanos.

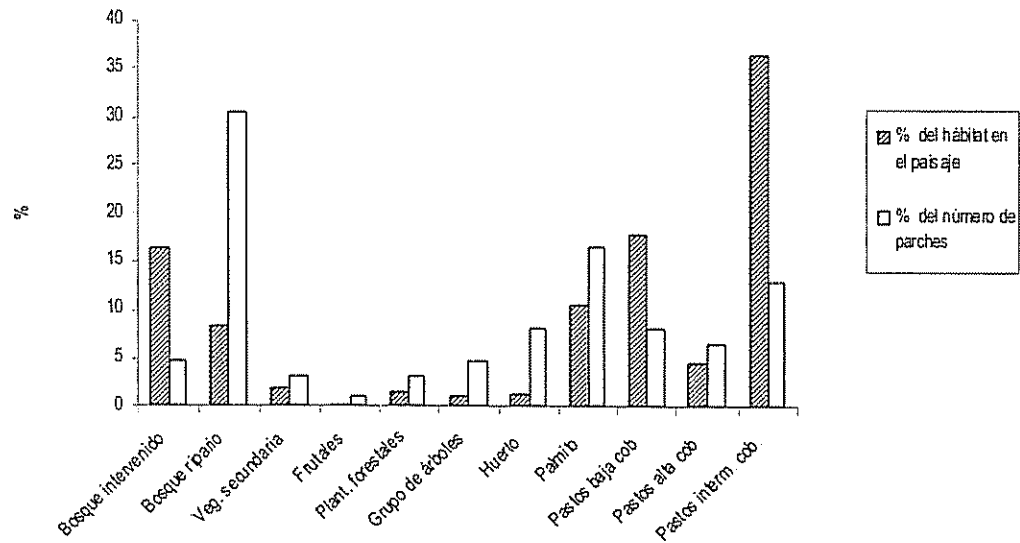


Figura 6. Distribución porcentual del área y número de parches para distintos hábitats o categorías Río Frio, Costa Rica, 2003.

Se determinó la forma de los parches con los índices mostrados en el Cuadro 6, donde los valores más altos muestran formas más irregulares y menos compactas (McGarigal y Marks 1995). Las formas más irregulares se presentaron en los bosques riparios, debido quizás a que estos se encontraron casi siempre en los contornos de los cursos de agua, tendiendo a ser de formas alargadas y no tan compactas. La forma de los bosques riparios pudo ser influida por el perímetro y sus irregularidades, mientras más irregular la delineación del perímetro más irregular tiende a ser la forma de los parches. Esto se logró demostrar al observar los valores para la dimensión fractal (Cuadro 6), donde los parches de bosques riparios continuaron presentando los valores más altos, indicando formas con perímetros más ondulados o complejos con respecto a los parches de los demás hábitats: Los valores del índice de forma promedio para los bosques densos estuvieron dentro de los más altos (1.63) con respecto a los demás hábitats, indicando la posibilidad de tener parches con tendencia a tener formas irregularidades en sus perímetros.

Solo se cuantificó el nivel de aislamiento de los parches de los hábitats boscosos y de los hábitats que poseían cobertura arbórea, dada la importancia que se le atribuye a este tipo de vegetación para la biodiversidad en espacios abiertos. Esos hábitats fueron los bosques densos, los bosques riparios, la vegetación secundaria, las plantaciones forestales, los grupos de árboles y los huertos caseros. El índice de proximidad, cuyo valor mínimo es 0 cuando no hay parches del mismo tipo en el radio especificado e incrementa conforme más parches del mismo tipo se encuentren en este radio. El índice mostró que no había parches de plantaciones forestales y vegetación secundaria a distancias menores de 300 metros de un parche determinado, mientras que para todos los demás hábitats poder encontrar parches del mismo tipo a distancias menores de 300 m era posible (Cuadro 5). Los bosques densos intervenidos se encontraron entre si a distancias mayores de los 300 m, según muestran los valores del índice de proximidad y las distancias euclidianas al vecino más cercano, y encontrando mayores posibilidades de encontrar

más parches de bosques a radios más amplios. Los índices de aislamiento también mostraron que los bosques riparios se encontraron menos aislados que los bosques densos, al tener la posibilidad de encontrar vecinos de su mismo tipo a distancias que rondan los 100m.

Cuadro 6. Índices de forma y dimensión fractal para diferentes categorías de parches de hábitats. Río Frio, Costa Rica, 2003

Categoría	Índice de forma promedio	DS ¹ índice de forma	CV ² índice de forma	Dimensión fractal promedio	DS ¹ dimensión fractal	CV ² dimensión fractal
Bosque intervenido	1.63	0.40	24.58	1.08	0.03	2.68
Bosque ripario	2.11	0.89	42.03	1.14	0.06	5.25
Vegetación secundaria	1.49	0.23	15.12	1.07	0.03	2.36
Frutales	1.41	0.18	12.98	1.07	0.02	2.26
Plantaciones forestales	1.41	0.26	18.18	1.07	0.03	2.72
Grupo de árboles	1.41	0.36	25.70	1.07	0.04	3.78
Huerto (incluye áreas domésticas)	1.34	0.33	24.65	1.06	0.04	3.70
Palmito	1.40	0.33	23.30	1.06	0.04	3.56
Pastos baja cobertura arbórea (4.5% ≤ y ≤ 15%)	1.97	0.88	44.79	1.10	0.05	4.41
Pastos con alta cobertura arbórea (50% < y ≤ 75.4%)	1.60	0.42	26.33	1.08	0.04	3.64
Pastos intermedia cobertura arbórea (15% < y ≤ 50%)	1.85	1.21	65.06	1.09	0.05	4.59
Suelo desnudo	1.43	0.00	0.00	1.08	0.00	0.00

1 = desviación estándar, 2 = Coeficiente de variación

La distancias promedios al vecino más cercano muestran que los bosques riparios y los bosques densos intervenidos tienen un parche del mismo tipo más cercano que lo que lo tuvieron los demás hábitat analizados, 123.8 m y 315.9 m respectivamente (Cuadro 7). Hay que resaltar que las medidas de dispersión (DS, CV) fueron bastante altas para los bosques densos intervenidos, lo que podría indicar que estos bloques se encuentran irregularmente distribuidos a través del paisaje, ya sea formando grupos en ciertos sectores o que algunos parches individuales pueden encontrarse muy distanciados de donde se encuentra la mayoría.

Si bien los bosques intervenidos y los bosques riparios poseen un nivel de aislamiento aparentemente menor que los demás hábitats arbolados, al analizar el índice de contraste de borde total, parece ser que estos hábitats presentan algunas limitantes debido a los tipos de hábitats que los rodean. Los valores más altos del índice de contraste parecen indicar que los hábitats que circundan estos parches, fueron contrastantes a niveles más altos en relación con los otros hábitats. Esto se explica por que estos bosques estén rodeados principalmente por pasturas con distintas densidades de cobertura arbórea y por áreas con cultivo del palmito.

El índice de dispersión y yuxtaposición midió la distribución de los tipos de hábitats adyacentes a los parches de cada categoría de hábitat especificada (Cuadro 7). Tiene un valor de 0 si los parches de la categoría especificada poseen un solo tipo de hábitat adyacente y un valor máximo de 100 si los parches del hábitat especificado, tienen a

todos los hábitats del paisaje adyacentes a ellos y en iguales proporciones. Según los resultados, los parches con menos cantidad de tipos de adyacencias a su alrededor fueron el bosque ripario y los grupos de árboles. Esto se puede explicar por que estos tipos de hábitats generalmente se encontraron en áreas de pasturas o del cultivo del palmito. Los bosques intervenidos presentaron un valor levemente más alto que los hábitats antes mencionados, mientras que los valores mas altos fueron para los huertos caseros, las plantaciones forestales y la vegetación secundaria.

Cuadro 7. Valores de proximidad, distancia euclidiana, contraste y dispersión y yuxtaposición calculados para diferentes clases de parches con mayor presencia de cobertura arbórea. Río Frio, Costa Rica. 2003.

Categorías	Índice de proximidad según radio (m)				Distancia euclidiana al vecino más cercano (me)	DS ¹ distancia al vecino más cercano	CV ² distancia al vecino más cercano	Índice de contraste de borde total	Índice de dispersión y yuxtaposición
	100	300	1000	5000					
Bosque intervenido	7.1	62.4	66	67	315.9	430.8	136.4	60.6	53.9
Bosque ripario	7.3	11.5	12.5	13.1	123.8	112.4	90.8	72.4	51.1
Vegetación secundaria	0	0	0.2	0.3	905.3	457.4	50.5	56.4	57.5
Plantaciones forestales	0	2.6	2.8	2.9	822.3	868.7	105.6	42.9	61.1
Grupo de árboles	9.9	10.2	10.4	10.5	720.3	752.5	104.5	58.9	52.1
Huerto (incluye áreas domésticas)	3.2	4.3	4.4	4.5	437.8	637.9	145.7	39.7	65.2

1 = desviación estándar, 2 = Coeficiente de variación

3.3.1 Caracterización arbórea

3.3.1.0 Descripción de los hábitats según los árboles con dap \geq 10 cm.

Para los árboles con diámetro de fuste a la altura del pecho \geq 10 cm se registraron un total de 1,157 individuos que representaron 145 especies pertenecientes a 46 familias (ver listado completo de especies en el Anexo 3). Las familias más importantes según su número de especies fueron Fabaceae/Mimosaceae con 15 especies, Annonaceae con 11 especies, Rubiaceae y Lauraceae con 9 especies y Euphorbiaceae y Fabaceae/Papilionaceae con 8 especies; las restantes 40 familias estuvieron representadas por 6 especies o menos (Anexo 4)

Las curvas de acumulación de especies (Figura 7) no llegaron a estabilizarse, indicando que para todos los hábitats con un esfuerzo de muestro mayor se hubiesen encontrado más especies. Para el caso de los bosques densos y bosques riparios la acumulación de especies fue más acelerada que en las pasturas, y en ambas la tendencia a

declinarse no fue ni siquiera aparente. Los bosques densos y los bosques riparios fueron iguales entre sí y presentaron mayor número de especies que las pasturas con alta y baja densidad de cobertura arbórea.

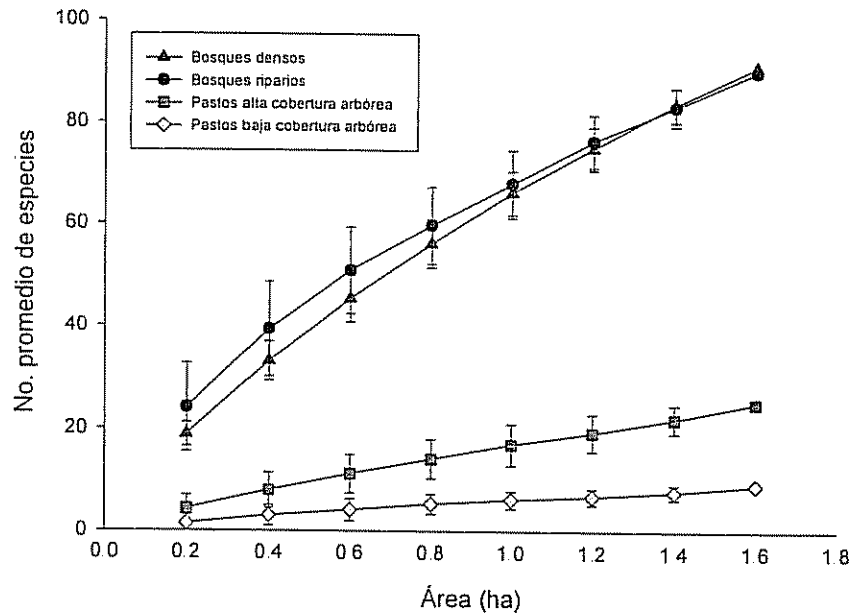


Figura 7 Curva de acumulación de especies en los distintos tipo de hábitats Río Frio, Costa Rica 2003. Datos de 8 parcelas de 20 x 100 m para cada hábitat

En los bosques densos se registraron un total de 91 especies y 396 individuos. Los índices de valor de importancia (IVI) para las especies arbóreas con diámetro a la altura del pecho (dap) ≥ 10 cm (Cuadro 8), muestran que para los bosques densos intervenidos 10 de las 91 especies constituyeron el 59.2% de la estructura arbórea en los cuatro hábitats analizados, de las cuales *Pentaclethra macroloba* fue la más importante. El restante 40.8 % de la comunidad arbórea fue conformado por las 81 especies menos abundantes.

En los bosques riparios se obtuvo un total de 90 especies y 677 individuos y el IVI muestra como *Pentaclethra macroloba* también fue la especie más importante en este hábitat, observándose un valor de IVI de 36.7% del total de la estructura florística de tipo de hábitat. Diez especies abarcaron el 61% de la comunidad arbórea y las restantes 80 especies el 38.9% restante.

La mayoría de las especies en ambos hábitats fueron especies generalistas, como fue el caso de *Pentaclethra macroloba* o *Carapa guianensis*, y también especies pertenecientes al gremio de las heliófitas durables como *Goethalsia meiantha* y *Casearia arborea*. En los bosques riparios apareció además la especie *Zygia longifolia*, la cual es común encontrarla a orillas de las quebradas y ríos.

Cuadro 8. Valores relativos del total de individuos (I), área basal (G), frecuencia (F) e Índice de Valor de Importancia (%IVI) de las diez especies más importantes para los árboles con dap \geq 10 cm, en bosques densos intervenidos y bosques riparios, Río Frio, Costa Rica 2003.

Bosques densos		%			
No.	Nombre de la especie	I	G	F	IVI
1	<i>Pentaclethra macroloba</i>	39.14	71.71	5.33	38.70
2	<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	4.55	4.82	2.67	4.00
3	<i>Carapa guianensis</i>	3.03	4.02	2.67	3.20
4	<i>Naucleopsis naga</i>	3.28	1.73	4.67	3.20
5	<i>Cecropia insignis</i>	1.52	0.54	3.33	1.80
6	<i>Goethalsia meiantha</i>	1.77	0.66	2.67	1.70
7	<i>Casearia arborea</i>	2.78	0.31	2.00	1.70
8	<i>Pourouma bicolor</i>	1.52	0.22	3.33	1.70
9	<i>Virola koschnyi</i>	1.01	1.20	2.67	1.60
10	<i>Apeiba membranacea</i>	2.02	1.35	1.33	1.60
Subtotal (10 especies)					59.2
Otras (81)					40.8
Total (91)					100

Bosques riparios		%			
No.	Nombre de la especie	I	G	F	IVI
1	<i>Pentaclethra macroloba</i>	46.1	59.8	4.3	36.7
2	<i>Goethalsia meiantha</i>	4.7	7.5	3.2	5.2
3	<i>Zygia longifolia</i>	6.1	7.1	0.5	4.6
4	<i>Casearia arborea</i>	5.0	0.8	2.7	2.8
5	<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	1.2	3.2	2.7	2.4
6	<i>Pourouma bicolor</i>	2.2	1.1	3.2	2.2
7	<i>Rollinia pittieri</i>	1.5	1.7	3.2	2.1
8	<i>Croton schiedeanus</i>	2.1	0.4	3.2	1.9
9	<i>Virola koschnyi</i>	1.2	1.0	2.7	1.6
10	<i>Laetia procera</i>	1.8	0.9	2.2	1.6
Subtotal (10 especies)					61.1
Otras (80)					38.9
Total (90)					100

En los pastos con alta densidad de cobertura arbórea (potreros con más del 50% cubierto por las copas de los árboles) se identificaron 25 especies y 52 individuos, y en los pastos con bajas densidades de cobertura arbórea solo se registraron 9 especies y 32 individuos. Según el índice de valor de importancia, en los pastos con alta densidad de cobertura arbórea, 10 de las 25 especies registradas conformaron el 70.6% de la estructura arbórea (Cuadro 9). Las especies presentes en este hábitat, parecen ser remanentes de bosques primarios como *Carapa guianensis* o *Virola koschnyi*, mientras que las especies en los pastos con baja cobertura arbórea parecen ser especies de regeneración natural reciente como *Cordia alliodora* o *Pentaclethra macroloba*, o especies sembradas por finqueros como el caso de *Inga edulis* o *Gliricidia sepium*.

En cuanto a la estructura arbórea, en todos los hábitats el número mayor de individuos promedio se concentró en las clases diamétricas menores a 40 cm de dap. Según el análisis de varianza, los bosques riparios registraron un mayor número de individuos promedio en todas las clases diamétricas con respecto a los demás hábitats en análisis (Figura 8). Los bosques densos presentaron un mayor número de individuos promedio en las clases diamétricas de entre los 10 y 20 cm dap ($F_{3,28}=27.23$, $p<0.0001$) y en la clase diamétrica mayor a 60 cm dap ($F_{3,28}=5.95$, $p=0.0029$)

Cuadro 9. Valores relativos del total de individuos (I), área basal (G), frecuencia (F) e Índice de Valor de Importancia (%IVI) de las diez especies más importantes para los árboles con dap \geq 10 cm, en pasturas con alta cobertura arbórea y en pasturas con baja cobertura arbórea Río Frio, Costa Rica 2003.

Pasturas alta cobertura arbórea		%			
No.	Nombre de la especie	I	G	F	IVI
1	<i>Pentaclethra maculosa</i>	19.2	32.5	15.2	66.8
2	<i>Carapa guianensis</i>	13.5	13.9	9.1	36.5
3	<i>Cordia alliodora</i>	9.6	5.2	3.0	17.9
4	<i>Ficus colubrinae</i>	3.8	7.5	3.0	14.4
5	<i>Pseudobombax septenatum</i>	1.9	9.4	3.0	14.4
6	<i>Miconia guianensis</i>	3.8	4.2	6.1	14.1
7	<i>Inga edulis</i>	5.8	4.7	3.0	13.5
8	<i>Virola koschnyi</i>	3.8	6.5	3.0	13.3
9	<i>Zanthoxylum kellerianii</i>	3.8	2.7	6.1	12.6
10	<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	1.9	3.2	3.0	8.2
Subtotal (10 especies)					70.6
Otras (15)					29.4
Total (25)					100

Pasturas baja cobertura arbórea		%			
No.	Nombre de la especie	I	G	F	IVI
1	<i>Cordia alliodora</i>	53.1	30.1	33.3	38.9
2	<i>Pentaclethra maculosa</i>	9.4	29.7	8.3	15.8
3	<i>Psidium guajava</i>	18.8	5.0	8.3	10.7
4	<i>Inga edulis</i>	3.1	10.5	8.3	7.3
5	<i>Samanea saman</i>	3.1	9.6	8.3	7.0
6	<i>Rollinia pittieri</i>	3.1	8.6	8.3	6.7
7	<i>Apeiba membranacea</i>	3.1	4.2	8.3	5.2
8	Desconocida	3.1	1.1	8.3	4.2
9	<i>Gliricidia sepium</i>	3.1	1.1	8.3	4.2
-	-	-	-	-	-
Total (9 especies)					100

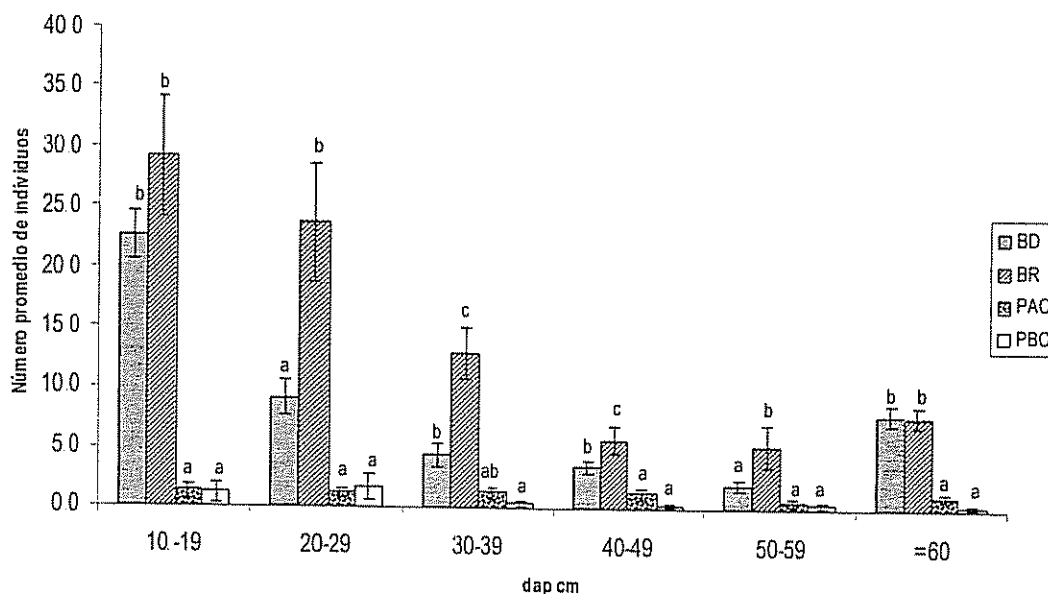


Figura 8. Numero promedio de individuos con dap \geq 10 cm segun clases diamétricas para los hábitats bosque denso intervenido (BD), bosque ripario (BR), pasto con alta densidad de cobertura arbórea (PAC) y pasto con baja densidad de cobertura arbórea (PBC), Río Frio, Costa Rica 2003. Letras distintas significan que son diferentes en un rango diamétrico segun Duncan.

El número de familias promedio fue mayor para los hábitats boscosos (bosques densos intervenidos y bosques riparios) que para los hábitats de pastos (baja y alta cobertura arbórea). El análisis de varianza y la prueba de comparación múltiple de Duncan mostró que según el número promedio de familias los bosques densos intervenidos y los bosques riparios no eran diferentes entre sí, y que tenían un número promedio mayor de familias que las encontradas en las pasturas a las dos densidades de cobertura arbórea evaluadas ($F_{3,28}=56.25$, $p<0.0001$)(Cuadro 10).

El número promedio de especies fue estadísticamente mayor en los bosques densos intervenidos y en los bosques riparios que en las pasturas ($F_{3,28}=34.66$, $p<0.0001$). El número promedio de individuos fue mayor para los bosques riparios, seguido por los bosques densos intervenidos que a su vez tuvieron mayor número de individuos que en las pasturas ($F_{3,28}=36.75$, $p<0.0001$).

Cuadro 10. Valores totales y promedios del número de familias, especies e individuos para los hábitats bosque denso intervenido (BD), bosques riparios (BR) y pasturas con alta (PAC) y baja (PBC) densidad de cobertura arbórea Río Frio, Costa Rica 2003. Datos de 8 parcelas de 20 x 100 m para cada hábitat. Área total muestreada 1.6 ha por hábitat. Letras distintas en la misma fila muestran diferencias significativas según prueba de Duncan.

Hábitat	BD	BR	PAC	PBC
No. familias	39	31	19	6
No. especies	91	90	25	9
No. individuos	396	677	52	32
No. familias promedio por parcela	14±0.8b	14±1.34b	3.8±0.7a	1.4±0.6a
No. promedio de especies por parcela	18.8±0.9b	23.3±3.3b	4.13±0.9a	1.5±0.7a
No. promedio de individuos por parcela	49.5±2.7b	84.5±12.2c	6.5±1a	4±2.1a

Según el análisis estadístico, la diversidad determinada por los índices de Simpson y Shannon (Cuadro 11) no mostró diferencias significativas entre los bosques densos intervenidos y los bosques riparios.

Cuadro 11. Valores de diversidad según Simpson y Shannon para los hábitats bosque denso intervenido (BD) y bosques riparios (BR) Río Frio, Costa Rica 2003.

Índices	BD	BR
Simpson	0.19±0.02	0.26±0.06
Shannon	2.26±0.10	2.14±0.06

El índice de Czekanowski determinó que los bosques densos intervenidos y los bosques riparios tuvieron una composición florística similar (Cuadro 12). Se determinó que los bosques densos tenían un grado de similaridad mayor con los pastos con alta cobertura que con las pasturas con baja cobertura arbórea. En cambio la composición entre las pasturas fue similar.

Cuadro 12 Valores del coeficiente de similaridad de Czekanowski para los hábitats bosque denso intervenido (BD), bosque ripario (BR), pasto con alta densidad de cobertura arbórea (PAC) y pasto con baja densidad de cobertura arbórea (PBC) Río Frio, Costa Rica 2003

Hábitat	BR	PAC	PBC
BD	0.52	0.14	0.03
BR	-	0.1	0.03
PAC	-	-	0.29

3.3.1.1 Descripción de los hábitats según los árboles con dap entre los 2.5 y los 10 cm

En el paisaje en total se determinaron 29 familias, 51 géneros, 69 especies y 171 individuos. Las familias más importantes según el número de especies fueron la Fabaceae/Mimocaceae y la Annonaceae con 6 especies, seguido por la Moraceae con 5 especies y la Meliaceae 4 especies. No se encontraron individuos en esta clase diamétrica en las pasturas con alta cobertura arbórea, y en las pasturas con baja densidad de cobertura solo se registraron 3 individuos pertenecientes a tres especies (ver listado de especies en Anexo 5).

En los bosques densos intervenidos se encontraron 36 especies y 88 individuos de dap entre los 2.5 y los 10 cm. Según el Índice de Valor de Importancia (IVI) para los árboles en esta clase diamétrica, 10 de las 36 especies constituyeron el 60.6% de la estructura arbórea, donde *Pentaclethra macroloba* y *Casearia arborea* fueron las especies más importantes. El restante 39.4% de la comunidad arbórea fue conformado por las 26 especies menos abundantes (Cuadro 13). En los bosques riparios se encontraron 40 especies y 80 individuos, donde las dos especies más importantes según el IVI fue *Pentaclethra macroloba* y *Casearia arborea*.

3.4 Discusión

Análisis espacial

En términos generales, el paisaje en Río Frio estuvo dominado por áreas de pastos en donde se encontraron pocos fragmentos de bosques densos intervenidos de tamaños pequeños y formas irregulares. El paisaje además estuvo compuesto por otros hábitats como el palmito, las plantaciones forestales, la vegetación secundaria y los huertos que estuvieron presentes en áreas muy bajas.

Una limitante para la conservación de estos fragmentos de bosque densos es su tamaño pequeño. De los 14 fragmentos encontrados en Río Frio, el más grande tenía un área de 384 ha, le siguió un fragmento de 106 ha y los restantes 12 fragmentos tenían áreas menores de 100 ha (el tamaño promedio de estos parches fue de 52 ha). El ser de tamaño pequeño puede acarrear algunos problemas ya son áreas más propensas a intervenciones humanas.

como la tala ilegal o la caza (Laurance 2001). Por otra parte, la literatura menciona la posibilidad de que áreas pequeñas soporten pocas especies en comparación con áreas grandes (Bennett 1999); estudios realizados en Tanzania por ejemplo, mostraron que el reclutamiento de especies arbóreas dispersadas por animales era tres veces mayor en bosques continuos y fragmentos grandes (mayores o iguales a 30 ha) que en fragmentos pequeños (menores a 9 ha) (Cordeiro y Howe 2001).

Actualmente los bosques en Río Frio se encontraron aislados en el paisaje, donde los parches más grandes se ubicaron en las cercanías de parque nacional Braulio Carrillo y los fragmentos más pequeños se concentraron hacia el noreste del área de estudio, donde había más influencias de asentamientos humanos. Se determinó también que las distancias euclidianas promedio de los parches de bosque a su vecino más cercano fue de 315 metros. Algunos estudios mencionan que a distancias angostas de unos 50 a 100 m en hábitats boscosos continuos ya pueden ser una barrera substancial para muchas especies de aves e insectos (Mader 1984), para la vegetación, el aislamiento de los fragmentos remanentes de otras áreas boscosas, podría repercutir en la rápida declinación de poblaciones de árboles (Laurence 2001). Por lo tanto en Río Frio, es posible que las distancias existentes entre estos bosques ya este impidiendo el movimiento de algunos organismos.

A las anteriores limitantes de área, forma y aislamiento que presentaron los fragmentos de bosques, se le añade el nivel contraste que tuvieron con respecto a los hábitats colindantes, que principalmente fueron el cultivo del palmito y las áreas de potrero, que fue el hábitat que en su mayoría colindó con los parches de bosques densos. La sobrevivencia de ciertas especies de fauna se puede ver afectada debido a las características agrestes que puedan presentar los hábitats que circundan los parches de bosques, especialmente la influencia que pueda tener sobre los patrones de dispersión de los organismos, que a su vez dependerá en parte de la habilidad de estos para atravesar hábitat abiertos (McGarigal y Marks 1995).

El paisaje también presentó hábitats como los bosques riparios, árboles en grupo, vegetación secundaria a distintas edades, algunas plantaciones forestales y de frutales, de huertos caseros y de pasturas con presencia de cercas vivas y árboles aislados (Chacón 2003, Villacis 2003), los cuales podrían estar teniendo algún tipo de relaciones ecológicas con los fragmentos de bosques intervenidos, ayudando a contrarrestar las desfavorables características de estructura y aislamiento (Galindo-González *et al.* 2000, Guevara *et al.* 1992, 1993, 1994, Harvey *et al.* 2000a, Matthew y Horvitz 2000).

Los bosques riparios, por ejemplo, podrían estar sirviendo como área de paso en conjunto con las cercas vivas (Chacón 2003) para algunos organismos que se están desplazando en el paisaje. Se encontraron casi 90 parches de bosques riparios distribuidos en todo el paisaje que si bien presentaron formas muy irregulares y alargadas, debido a que siempre seguían los cauces de quebradas y ríos, tenían la ventaja de tener una densidad de parches mayor en el paisaje y además por encontrarse menos aislados entre sí que los bosques densos. Muchos investigadores basan

la importancia de los bosques riparios por la posibilidad de conservar la flora y la fauna remanente luego de procesos de fragmentación (Meave *et al.* 1991), además de poder albergar una dinámica de plantas rica y diversa en especies (Gregory *et al.* 1991). Otro aspecto que puede resaltar el valor de los bosques riparios en Río Frío, es la posibilidad de proveer conectividad al funcionar como posibles corredores biológicos, cualidades que también se les atribuye a estos hábitats (Bennett 1999, Klapproth y Jhonson 2000).

Otros hábitats que podrían estar ayudando a crear un paisaje menos hostil para la biodiversidad son los árboles en grupos, los huertos caseros, los árboles dispersos en potreros y la vegetación secundaria. Cada uno de estos hábitats puede jugar un rol individual e integral en los procesos ecológicos que estén sucediendo en este paisaje. Los árboles aislados en potrero, que componen distintas densidades de cobertura arbórea en las pasturas, podrían estar aumentando a la riqueza de especies animales y vegetales en estos hábitats, preservando algunas especies nativas y resguardando algunos agentes dispersores de semillas como aves y murciélagos (Guevara *et al.* 1992, 1993, 1994)⁵, especialmente en altas densidades de cobertura arbórea. En Río Frío también es posible encontrar cercas vivas que podrían estar dando aportes importantes a la conformación estructural y a la conectividad física del paisaje, al transformar extensas áreas de potrero a unidades de potrero más pequeñas. También por que las cercas vivas podrían conectar fragmentos de bosques densos y de bosques riparios y lograr reducir las distancias promedio entre las copas de los árboles de cercas vivas y los bosques densos y bosques riparios (Chacón 2003). Por su parte las áreas de vegetación secundaria, aunque pocas, podrían estar interfiriendo en la dinámica del paisaje sobre todo por sus implicaciones a mediano plazo (de mantenerse estas áreas) para la restauración del bosque (Finegan 1992, Finegan y Delgado 2000).

Caracterización florística de los hábitats

Para los árboles con diámetros a la altura del pecho mayores o iguales a 10 cm, se determinó que *Pentaclethra maculosa* fue la especie más importante según el IVI para todos los hábitats, a excepción de las pasturas con baja densidad de cobertura arbórea, donde la especie más importante fue *Cordia alliodora*. Estos datos concuerdan con estudios realizados en esta misma zona, donde se reporta la predominancia de *Pentaclethra maculosa* en bosques continuos explotados y manejados (Delgado 1995, Delgado *et al.* 1997).

Algunas especies registradas tanto en los bosques densos como en los bosques riparios da evidencia de la perturbación en que se encuentran estos hábitats, como es el caso de la presencia de individuos del género *Cecropia sp.* del cual se conoce sobre su fácil y abundante regeneración en sitios perturbados (Delgado *et al.* 1997).

⁵ A modo de ejemplo de los posibles aportes a la conservación de estos hábitats, mientras se realizó la fase de campo de esta investigación, se encontraron varios individuos de la especie *Hymenolobium mesoamericanum* (cola de pavo) en áreas de potrero y vegetación secundaria. Esta especie se encuentra actualmente vedada en Costa Rica.

Otro dato que hace suponer el grado perturbación de los bosques densos, es el número promedio de especies presente en los bosques densos (18.8 en 0.2 ha). Este número parece ser bajo en comparación a otros estudios en fragmentos de bosques llevados a cabo cerca de la zona de Río Frío, donde para bosques densos intervenidos con áreas que iban desde las 40 ha hasta las poco más de 200 ha, el número promedio de especies en uno de los fragmentos fue de 40.7 en parcelas de 0.2 ha (Forero 2001).

La riqueza, composición y diversidad de especies arbóreas fue similar para los bosques densos y para los bosques riparios, según los resultados sumistados por el IVI, por el número promedio de especies, por los índices de diversidad de Shannon y Simpson y por el índice de similaridad de Czekanowski. Aunque es obvio que deben de existir especies particulares a cada uno de estos hábitats que los diferencian, como aquellas especies remanentes de bosques primarios o especies características de zonas riparias.

Al relacionar estos datos con los índices espaciales de los parches de bosques densos y riparios (áreas pequeñas, formas irregulares, alto contraste con los vecinos circundantes) y con la cercanía de estos hábitats a los asentamientos humanos, hace pensar que la influencia humana quizás este teniendo un fuerte impacto al interferir en la dinámica arbórea de estos bosques. Sobre todo para el caso de los bosques riparios y las pasturas, donde es muy posible que las actividades de manejo de los productores de la zona en sus fincas, estén siendo orientadas a dejar árboles que generen beneficios a los productores ya sea para madera, sombra, leña o alimento para el ganado (Muñoz 2003).

El número de individuos encontrados en la clase diamétrica con dap entre los 2.5 y los 10 cm fue bajo (171 individuos) con relación a los encontrados en las clases diamétricas con $dap \geq 10$ cm (1,157 individuos). Según el IVI *Pentaclethra maculosa* y *Casearia arborea* parecen ser las especies arbóreas que están dominando en los bosques densos y en los bosques riparios. En las pasturas solamente se encontraron 3 especies con 1 individuo cada una y fue en los potreros con baja densidad de cobertura arbórea. Los datos no permiten hacer conclusiones contundentes sobre esta clase diamétrica, y aunque existe evidencia de que hay pocas especies con un bajo número de individuos jóvenes para reponer a los adultos en el futuro, lo cual podría influir en la riqueza y diversidad de especies en el paisaje.

Finalmente, desde el enfoque de análisis del paisaje, podemos decir que el paisaje donde se realizó este estudio, esta ayudando a la conservación de 145 especies en de árboles en las clases diámétricas mayores o iguales a 10 cm de dap y es posible que con un esfuerzo de muestro mayor y con la inclusión de otros hábitats en la zona, se puedan encontrar más especies.

3.5. Conclusiones

El paisaje en Río Frio estuvo dominado por áreas de pasturas con diferentes densidades de cobertura arbórea donde se encontraron inmersos fragmentos de bosques densos intervenidos y bosques riparios. Para el paisaje en total se registraron 145 especies de árboles donde la especie predominante fue *Pentaclethra macroloba*.

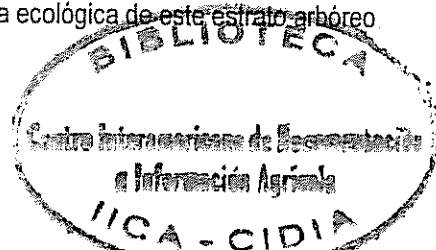
Los bosques en la zona donde se realizó este estudio se encuentran en condiciones favorables para la conservación de la biodiversidad. Estos se encuentran muy cercanos a asentamientos humanos, son pequeños y de formas irregulares y presentan un número promedio de especies bajo en comparación a otros estudios en la zona. Sin embargo aun mantienen un total de 91 especies de árboles, si tomar en cuenta que en este estudio no se consideraron otros gremios florísticos como las palmas o las lianas.

A pesar de las limitantes que presentan los fragmentos de bosques en el sector de Río Frio donde se efectuó el estudio, podemos decir que estos no están tan aislados entre sí, pues sus distancias promedio a los vecinos más cercanos, rondaron los 315 m. Además la escala a la cual se realizó el análisis (10,000 ha) es solo una muestra de la región norte de Costa Rica y no tomaron en cuenta las condiciones de bosques cercanos ubicados en otros sectores del atlántico de Costa Rica. Es posible entonces que se este dejando de lado la influencia de parches grandes y continuos de bosques que estén cercanos al área de estudio, como pueden ser los bosques que se encuentran en reservas privadas o en el parque nacional Braulio Carrillo, los cuales podrían influir en el grado de aislamiento de estos bosques.

Existen elementos en el paisaje que pueden contribuir a la conservación de estos fragmentos, de la comunidad arbórea y posiblemente de otras formas de vida. Quizás el hábitat más importante sea el bosque ripario, que aunque esta conformado por áreas pequeñas, posee algunos parches que conectan directamente con fragmentos de bosques densos y además que se ubican dentro de potreros y cultivos de palmito.

La riqueza y diversidad de árboles en los bosques densos intervenidos y bosques riparios no presentó diferencias entre estos dos hábitats. Las pasturas con alta densidad de cobertura arbórea presentaron especies de árboles remanentes de bosques, mientras que las pasturas con baja cobertura arbórea presentaron especies que posiblemente los productores siembran o dejan regenerar.

Los resultados de los árboles en la clase diamétrica con dap entre los 2.5 y los 10 cm mostraron un número de 69 especies, aunque por el número de individuos parece ser que al menos en las pasturas la dinámica de regeneración de especies arbóreas es lenta y pueden estar siendo afectadas por las decisiones de los productores o dueños de las fincas. Estudios posteriores deberían de aumentar el esfuerzo de muestro y enfocarse más en el manejo que los productores hacen a sus fincas para conocer mejor la dinámica ecológica de este estrato arbóreo.



3.6 Implicaciones para la conservación

El conocer la composición y la estructura de los hábitats que conforman la zona de estudio, permitirá diseñar políticas y acciones de conservación enfocadas a disminuir la presión hacia los fragmentos de bosques, reducir su grado de aislamiento y mejorar la conectividad en el paisaje. Además se podrían crear estrategias de desarrollo orientadas a vislumbrar nuevos enfoques de producción agropecuaria.

Los bosques riparios que existen en la zona, pueden ser insertadas dentro de estrategias de producción, donde se promueva su conservación y se incentive el enriquecimiento de estos hábitats con la plantación de especies arbóreas nativas o con el manejo de los individuos jóvenes (menores a 10 cm dap).

Valdrá la pena realizar estudios mas detallados sobre la influencia de los productores de la zona en la dinámica de los fragmentos de bosques densos, de los bosques riparios y de los árboles dispersos en áreas de pasturas, con el fin de integrar estas variables a las estrategias de conservación de biodiversidad en áreas abiertas.

3.7 Bibliografía

- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge. 254pp.
- Bierregaard Jr. B., Lovejoy T.E., Kapos, V., Santos, A., Hutchings R.W. 1992. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience*. 42 (11): 859-866.
- CCT. 2002. Proyecto de Investigación y Conservación de la Lapa Verde. Disponible en línea 29/12/02: <http://www.cct.or.cr/lapa/summarysp.htm>
- Chacón L., M. 2003. Aportes de las cercas vivas en la estructura y conectividad de un paisaje fragmentado. Río Frio, Costa Rica. Tesis M.sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Cordeiro, N.J.; Howe, H.F. Low recruitment of the dispersal by animals in African forest fragment. *Conservation Biology* 15 (6): 1733-1741.
- Correa Do Carmo, A.P. 2000. Evaluación de un paisaje fragmentado por la conservación y recuperación de biodiversidad. Área demostrativa Miraflores-Moropotente. Esteli, Nicaragua. Tesis, CATIE. Turrialba, Costa Rica.

- Coppedge B.R., Engle D.M., Fuhlendorf S.D., Masters R.E. & Gregory M.S. 2001 Landscape cover type and pattern dynamics in fragmented southern Great Plains grasslands, USA. *Landscape Ecology* 16 : 677-690
- Cowel, R.K. 1997. *Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. University of Connecticut. USA.
- Debinsky, D.M.; Holt, R.D. 2000. A survey of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14 (2): 342-355.
- Delgado, D.; Finegan, B.; Zamora, N.; Meir, P. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica: cambios en la riqueza y composición de la vegetación. *Serie Técnica (CATIE)*. no. 298. Turrialba, Costa Rica. 1997. 43 p.
- Deffontaines, J.P.; Thenail, C.; Baudry, J. 1995. Agricultural systems and landscape patterns: how can we build a relationship? *Landscape and Urban Planning* 31: 3-10.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Merrit, D., Montiel, S. y D. Curiel. 1993a. Pattern of Frugivorous Species Richness and Abundance in Forest Islands and in Agricultural Habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108: 245-257.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R. y D. Merrit. 1993b. Bat Species Richness and Abundance in Tropical Rain Forest Fragments and in Agricultural Habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16: 309-318.
- Finegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47: 296-391.
- Finegan, B., Delgado D. 2000. Structural and Floristic Heterogeneity in a 30-Year-Old Costa Rican Rain Forest Restored on Pasture Through Natural Secondary Sucesión. *Restoration Ecology* 8(4): 380-393.
- Forero, L.A. 2001. Caracterización de la vegetación y efectos de borde en la comunidad de árboles y lianas de remanentes de bosque muy húmedo tropical región Huetar Norte, Costa Rica. Tesis de maestría, CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Fournier O, L.A.; García D, E.G. 1998. Nombres vernaculares y científicos de árboles de Costa Rica. Guayacán. San José, Costa Rica. 262 p.

- Freemark, K.E.; Boutin, C.; Keddy, C.J. 2002. Importance of Farmland Habitats for Conservation of Plant Species
Conservation Biology 16(2):399
- Galindo-Gonzalez J., Guevara S. And Sosa V.J. 2000. Bat-and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in tropical rainforest. Conservation Biology 14(6): 1693-1703.
- Gallego, B. 2002. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadoras en una zona de bosque húmedo tropical, Costa Rica. Tesis MSc. CATIE, Turrialba Costa Rica.
- Gascon C ; Lovejoy, T.E.; Bierregaard R O.; Malcon, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconsuelos, H.L.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M; Borges, S. 1999 Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. Biological Conservation 91: 223-229.
- Gregory, S.V.; Swanson, F J.; Mckee, W.A.; Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zone. BioScience 41(8): 540
- Griffith, D.M. 2000. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. Conservation Biology 14(1): 325-326.
- Grupo INFOSTAT. 2003 Programa estadístico. Universidad de Cordoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Guariguata, M.R y Kattan, G H. (ed) 2002. Ecología y Fragmentación de Bosques Tropicales, Editores Ediciones LUR, Cartago, Costa Rica. 691 pp.
- Guevara S., Meave J., Moreno-Casasola P.; Laborde J.; Castillo, J. 1994. Vegetación y flora de potreros en la Sierra de Los Tuxtlas, México. Acta Botánica Mexicana 28: 1-27.
- Guevara, S.; Laborde, J.; Sánchez, G. 1998. Are isolated trees in pastures a fragmented canopy?. Selbyana 19 (1): 34-43
- Harvey C.A. 2000. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscape in Monteverde, Costa Rica. Ecological Applications 10 (1):155-173.
- Holdridge, L.R. 1967. Life zone ecology. Centro Científico Tropical, Costa Rica. 206p.
- Holdridge, L.R.; Poveda A, L.J. 1997. Árboles de Costa Rica. Centro Científico Tropical, San José, Costa Rica. 522p.
- Jiménez, Q. (1999) Árboles maderables en peligro de extinción en Costa Rica. 2da. edición INBio, Sida. San José, Costa Rica, 187pp
- Jiménez, Q.; Estrada, A.; Rodríguez, A.; Arroyo, P. 1999. Manual dendrológico de Costa Rica. ITEC-Centro de Investigación en Integración Bosque Industria ITEC, Cartago, Costa Rica. 150p.

- Kattan, G.H.; Alvarez-López, H. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscape in the Colombian Andes. Pp 3-18. *In* Schelhas, J.; Greenberg, R. Forest patches in tropical landscapes. Island Press. Washington, D.C. Covelo, California, USA.
- Klapproth, J.C.; Jhonson, J.E. 2000. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on plant and animal communities. Virginia Cooperative Extension Virginia Polytechnic Institute and State University-Virginia State University 14p
- Kleinn 2001. On large-area inventory and assessment of trees outside forests: definition and survey options for large-area inventory and assessment of trees outside forests. *Unasyuva* 51: 3-10
- Kattan G.H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In* Guariguata, M.R. y Kattan, G.H. (ed.) 2002. *Ecología y Fragmentación de Bosques Tropicales*, Editores. Ediciones LUR, Cartago, Costa Rica.
- Kramer, E. 1997. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. *In*: WF, Laurance, RO, Bierregaard Jr. *Tropical Forest Remnants Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago. 386-399p
- Laurance, W. F. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management *In* Bierregaard Jr B., Gascon, C.; Lovejoy T.E.; Mesquita, R.C.G. 2001. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest* Yale University press. USA 478p.
- Laurence, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L; Bruna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard, R.O.; Laurance, S.G.; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. *Conservation Biology* 16 (3):605-618.
- Law, B.S.; Dickman, C.R. 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation* 7 (3): 323-333.
- Lefroy, E.C.; Hobbs, R.J.; O'Connor M.H.; Pate, J.S. 1999. What can agriculture learn natural ecosystems? *Agroforestry Systems* 45: 423-436.
- Mader, H.J. 1984. Animal Isolation by Roads and Agricultural Fields. *Biological Conservation* Volume 29.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and Measurement*. Princeton University Press, Princeton USA.

- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. PNW-GTR-351, United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Oregon, USA Department of Natural Resources Conservation University of Massachusetts. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/pubs/pubs.html#fragstats>. Consultado en enero 2002 y febrero 2003.
- Meave, J.M.; Kellman M.; MacDougall, A.; Rosales, J. 1991. Riparian habitats as tropical forest refuge. *Global Ecology and Biogeography* 1: 69-76
- Meffe, G.K.; Carroll, C.R. (eds.). 1997. Principles of conservation biology. SINAUER ASSOCIATES, INC Sunderland, Massachusetts. 729p.
- Miller, K. 2001. En Busca de un Enfoque Común para el Corredero Biológico Mesoamericano. World Resources Institute. E.E.U.U.
- Miranda, J. M. 1991. Evaluación de gramíneas y leguminosas: establecimiento y producción en época máxima y mínima de precipitación en la zona de Río Frío. Tesis Ing. Agr. San José, C.R. 95 p.
- Morales y Kleinn 2001. Guía de Fotointerpretación del proyecto FRAGMENT, proyecto TROF. Mimeografiado
- Muñoz, D. 2003. Conocimiento local de la cobertura arbórea en sistemas de producción ganadera en dos localidades de Costa Rica. Thesis Msc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 194 p.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragments: implications for conservation. *Tree*. 10 (2): 58-62
- Pimentel, D.; Stachov, U.; Takacs, D.A.; Brubaker, H.W.; Dumas, A.R.; Meaney, J.J.; O'Neil, A.S.; Onsi, D.E.; Corzilius, D.B. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience* 42(5): 354-362.
- Rice R.A. and Greenberg R., 2000. Cocoa Cultivation and the Conservation of Biological Diversity. *Ambio* 29 (3): 167-173
- Sánchez-Vindas, P.E.; Poveda Alvarez, L.J. 1997. Claves dendrológicas para la identificación de los principales árboles y palmas de la zona norte y atlántica de Costa Rica. UNA. Heredia, Costa Rica. Afiche
- Saunders, D.A., Hobbs, R. and Margules C.R. 1991. Biological Consequences of Ecosystems Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*. 5 (1): 18-32

- Schelhas, J.; Greenberg, R. 1996. The value of forest patches. *In* Schelhas, J.; Greenberg, R. Forest patches in tropical landscapes. Island Press. Washington, D.C. Covelo, California.
- Schelhas, J.; Greenberg, R. 1996. Forest patches in tropical landscapes. Island Press. Washington, D.C. Covelo, California. 409p
- Turner, M. G.; Gardner, R.H.; O'Neill, R.V. 2001. Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and process. Springer Verlag, New York, Inc. USA. 401p.
- Villacís, J. 2003. Relaciones entre la cobertura arbórea y el nivel de intensificación de las fincas ganaderas en Río Frio, Costa Rica. Tesis MSc. CATIE, Turrialba Costa Rica.
- Villafuerte Zea, L.E. 1998. Sistemas expertos como herramienta para toma de decisiones de manejo en sistemas silvopastoriles del trópico húmedo bajo de Costa Rica. Tesis MSc. CATIE, Turrialba Costa Rica. 1998.
- Urgilés Contreras, J.F. 1996. Descripción cuantitativa y optimización de sistemas de producción de leche especializada, en Río Frio, Costa Rica. Tesis Msc. CATIE, Turrialba Costa Rica

3.8 Anexos

Anexo 1. Descripción de métricas utilizadas para el análisis espacial

MÉTRICAS	UNIDADES Y RANGOS	ANÁLISIS
Área de la clase y proporción en el paisaje	Hectáreas	Es una medida de composición paisaje, específicamente cuanto del paisaje estas comprendido por el tipo de hábitat o clase.
Número total de parches	Número total de parches en el paisaje	El número de parches no es una medida relevante para objetivos de interpretación de parches, pero si para realizar otros cálculos.
Área promedio del parche	Hectáreas	Es el promedio del tamaño de los parches de cada hábitat, de utilidad para caracterizar la estructura de los parches de los hábitats.
Índice de forma	No tiene unidades y da valores mayores o iguales a 1 El índice posee un valor de 1 si el parches es de forma compacta (cuadros, rectángulos) e incrementa sin limites mientras mas irregular sean los parches.	Es un índice que permita analizar la estructura del paisaje. La forma de un fragmento de bosque tiene implicancias ecológicas que relacionadas con los efectos de borde y área interior.
Dimensión fractal	No tiene unidades y da valores entre 1 y 2. El índice tiende a 1 en parches con perímetros simples, propios de parches compactos, e incrementa hacia 2 en parches con formas muy convulsionadas.	Este índice junto con el índice de forma, se utilizan ara el análisis estructural de los parches.
Índice de proximidad	No tiene unidades y da valores iguales o mayores que 0 El calculo de las distancias entre parches es tomado desde la celda central de un parche hasta la celda central de los otros parches.	Es un índice que considera el tamaño y la proximidad de todos los parches en un radio especificado Muy usado para analizar efectos de aislamiento y conectividad de parches.
Distancia euclidiana la vecino más cercano	Unidades en metros y sus valores son mayores que 0	Es una métricas sencilla que se utiliza para cuantificar el aislamiento de los parches, es definido como la distancia lineal más corta al parche del mismo tipo más cercano.
Índice de contraste de borde total	Unidades en porcentajes. Da valores entre 0 y 100. Siendo 0 si el paisaje consiste de un solo parche e incrementa conforme mas tipo de parches de hábitats se encuentren colindantes de los parches del hábitat en estudio	El índice es una medida relativa de la cantidad de contraste a los largo del perímetro del parche. Importante para conocer posibles relaciones entre distintos hábitats colindantes. Tiene la limitante de que se debe de construir una matriz de contrastes entre hábitats, cuyos valores son dados por el investigador (Ver anexo 1).
Índice de esparcimiento y yuxtaposición	Unidades en porcentajes. Da valores entre 0 y 100. Se aproxima a 0 cuando la distribución de adyacencia entre parches únicos incrementa asimétricamente. Es igual a 100 cuando todos los parches están igualmente adyacentes a todos los otros tipos de parches (i.e., máximo esparcimiento y yuxtaposición).	El índice se basa en las adyacencias de parches, ayuda a explicar cuan entremezclados estas los tipos de parches de hábitats

Fuente: McGargal 1995

Anexo 2. Matriz de contrastes de hábitats utilizados para el cálculo del índice contrastes, calculado por FRAGSTATS.

Hábitat*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1
2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	0.9
3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
4	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8
5	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
6	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6
7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6
8	0.6	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.4
9	0.7	0.6	0.5	0.4	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3
10	0.8	0.7	0.6	0.5	0.4	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2
11	0.9	0.8	0.7	0.6	0.5	0.3	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1
12	1	0.9	0.8	0.7	0.6	0.4	0.4	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1

* Hábitats

- 1: bosque denso intervenido
- 2: bosque ripario
- 3: vegetación secundaria joven
- 4: grupo de árboles
- 5: plantación forestal
- 6: frutales
- 7: huertos
- 8: palmito
- 9: Pasto alta cobertura
- 10: Pasto media cobertura
- 11: Pasto baja cobertura
- 12: suelo desnudo

Anexo 3 . Listado especies DAP >=2.5 cm

ESPECIE	FAMILIA	ECOL COMERCIAL
Acacia sp.	FABACEAE/MIM.	NO COMERC
Alchornea costaricensis Pax. K Hoffm	EUPHORBIACEAE	NO COMERC
Ampelocera macrocarpa Forero & A.H Gentry	ULMACEAE	GEN NO COMERC
Anaxagorea crassipetala Hemsl.	ANNONACEAE	NO COMERC
Anaxagorea sp	ANNONACEAE	
Andira inermis (W. Wright) Kunth	FABACEAE/PAP.	DESEABLES
Apeiba membranacea Spruce ex Benth.	TILIACEAE	HD NO COMERC
Ardisia sp	MYRSINACEAE	
Beilschmiedia sp	LAURACEAE	
Bixa orellana L.	BIXACEAE	
Bravaisia integerrima (Spreng) Standl	ACANTHACEAE	
Brosimum alicastrum Sw.	MORACEAE	GEN DESEABLES
Brosimum costaricanum Liebm.	MORACEAE	
Brosimum lactescens (S. Moore) C.C Berg	MORACEAE	GEN ACCEPTABLES
Calatola costaricensis Standl.	ICACINACEAE	NO COMERC
Carapa guianensis Aubl.	MELIACEAE	GEN DESEABLES
Casearia arborea (Rich.) Urb.	FLACOURTIACEAE	HD NO COMERC
Casearia standleyana Sleumer	FLACOURTIACEAE	
Cecropia insignis Liebm.	CECROPIACEAE	HE NO COMERC
Cecropia obtusifolia Bertol.	CECROPIACEAE	HE NO COMERC
Cecropia peltata L.	CECROPIACEAE	HE NO COMERC
Cedrela tonduzii C DC.	MELIACEAE	
Chimarrhis parviflora Standl.	RUBIACEAE	ACCEPTABLES
Chione silvicola (Standl) W.C. Burger	RUBIACEAE	
Chrysophyllum sp	SAPOTACEAE	
Coccoloba tuerckheimii Donn. Sm.	POLYGONACEAE	ACCEPTABLES
Colubrina spinosa Donn. Sm.	RHAMNACEAE	NO COMERC
Conceveiba pleiostemona Donn. Sm	EUPHORBIACEAE	HD NO COMERC
Conostegia micrantha Standl.	MELASTOMACEAE	NO COMERC
Cordia alliodora (Ruiz & Pav) Oken	BORAGINACEAE	HD DESEABLES
Cordia cymosa (Donn. Sm.) Standl.	BORAGINACEAE	NO COMERC
Coussarea carolina Standl.	RUBIACEAE	
Coussarea hondensis (Standl.) Taylor & W.C. Burger	RUBIACEAE	NO COMERC
Croton billbergianus Mull. Arg.	EUPHORBIACEAE	HE NO COMERC
Croton schiedeianus Schltld.	EUPHORBIACEAE	NO COMERC
Cupania glabra Sw.	SAPINDACEAE	NO COMERC
Cupania sp.	SAPINDACEAE	
Dendropanax arboreus (L.) Decne. & Planch.	ARALIACEAE	INTI ACCEPTABLES
Desconocido	FLACOURTIACEAE	NO COMERC
Desconocido	MELASTOMACEAE	NO COMERC
Dichapetalum axillare Woodson	DICHAPETALACEAE	NO COMERC
Drypetes standleyi G. L. Webster	EUPHORBIACEAE	NO COMERC
Duguetia confusa Maas	ANNONACEAE	
Duguetia panamensis Standl.	ANNONACEAE	
Dussia macrophyllata (Donn. Sm.) Harms	FABACEAE/PAP.	ACCEPTABLES
Dussia tessmannii Harms	FABACEAE/PAP.	
Erythrina cochleata Standl.	FABACEAE/PAP.	
Ficus colubrinae Standl.	MORACEAE	NO COMERC
Gliricidia sepium (Jacq.) Kunth ex Walp. ex	FABACEAE/PAP.	NO COMERC
Goethalsia meiantha (Donn. Sm.) Burret	TILIACEAE	HD ACCEPTABLES
Guarea bullata Radlk.	MELIACEAE	NO COMERC
Guarea glabra Vahl	MELIACEAE	ACCEPTABLES
Guarea grandifolia DC.	MELIACEAE	ACCEPTABLES
Guatteria aeruginosa Standl.	ANNONACEAE	NO COMERC
Guatteria amplifolia Triana & Planch	ANNONACEAE	
Guatteria diospyroides Baill.	ANNONACEAE	
Guatteria sturbiopelo	ANNONACEAE	NO COMERC
Hampea appendiculata (Donn Sm.) Standl.	MALVACEAE	HE NO COMERC
Hernandia didymantha Donn. Sm.	HERNANDIACEAE	HD ACCEPTABLES
Hernandia stenura Standl.	HERNANDIACEAE	HD ACCEPTABLES
Hippotis albiflora H. Karst.	RUBIACEAE	NO COMERC
Homalium guianense (Aubl.) Oken	FLACOURTIACEAE	
Hyeronima alchorneoides Allemao	EUPHORBIACEAE	HD DESEABLES
Hymenolobium mesoamericanum H.C. Lima	FABACEAE/PAP.	HD VEDADA
Ilex skutchii Edwin ex W.J. Hahn	AQUIFOLIACEAE	ACCEPTABLES
Inga alba (Sw.) Willd.	FABACEAE/MIM.	HD NO COMERC
Inga chocoensis Killip ex T. S. Elias	FABACEAE/MIM.	HD NO COMERC
Inga densiflora Benth.	FABACEAE/MIM.	HD NO COMERC
Inga edulis Mart	FABACEAE/MIM.	HD NO COMERC
Inga leicolycina Benth.	FABACEAE/MIM.	
Inga leiocalycina Benth	FABACEAE/MIM.	
Inga perizifera Benth.	FABACEAE/MIM.	HD ACCEPTABLES
Inga sp	FABACEAE/MIM.	HD NO COMERC
Inga spectabilis (Vahl) Willd.	FABACEAE/MIM.	HD NO COMERC
Inga thibaudiana DC.	FABACEAE/MIM.	HD NO COMERC
Jacaranda copaia (Aubl) D Don	BIGNONIACEAE	HD ACCEPTABLES
Jacaranda dolichaula	BIGNONIACEAE	
Lacunaria panamensis (Standl.) Standl.	QUIINACEAE	NO COMERC
Laetia procera (Poepp.) Eichler.	FLACOURTIACEAE	HD ACCEPTABLES
Lecythis ampla Miers	LECYTHIDACEAE	GEN DESEABLES
Licania sp	CHRYSOBALANACEAE	

Licaria sarapiquensis Hammel	LAURACEAE	NO COMERC
Lonchocarpus oliganthus F. J. Herm.	FABACEAE/PAP.	NO COMERC
Maquira costaricana (Standl.) C.C. Berg	BOMBACACEAE	NO COMERC
Maranthes panamensis (Standl.) Prance & F. White	CHRYSOBALANACEAE	GEN NO COMERC
Miconia sp.	MELASTOMATACEAE	
Miconia affinis DC.	MELASTOMATACEAE	NO COMERC
Miconia argentea (Sw.) DC.	MELASTOMATACEAE	NO COMERC
Miconia multispicata Naudin	MELASTOMATACEAE	NO COMERC
Minuartia guianensis Aubl.	OLACACEAE	GEN DESEABLES
Naucleopsis naga Pittier	MORACEAE	ACCEPTABLES
Nectandra membranacea (Sw.) Griseb.	LAURACEAE	NO COMERC
Ocotea atirrensensis Mez & Donn. Sm.	LAURACEAE	NO COMERC
Ocotea leucoxydon (Sw.) Laness.	LAURACEAE	NO COMERC
Ocotea mollifolia Mez & Pittier	LAURACEAE	NO COMERC
Ocotea valeriana (Standl.) W. C. Burger	LAURACEAE	
Ocotea veraguensis (Meisn.) Mez	LAURACEAE	
Otoba novogranatensis Moldenke	MYRISTICACEAE	INT ACCEPTABLES
Pachira aquatica Aubl.	BOMBACACEAE	HD ACCEPTABLES
Pentaclethra macroloba (Willd.) Kuntze	FABACEAE/MIM.	GEN ACCEPTABLES
Pera arborea Mutis	EUPHORBIACEAE	NO COMERC
Persea americana Mill.	LAURACEAE	NO COMERC
Pourouma bicolor Mart.	CECROPIACEAE	INT NO COMERC
Pourouma minor Benoist	CECROPIACEAE	INT NO COMERC
Pouteria sp.	SAPOTACEAE	
Pouteria torta (Mart.) Radlk.	SAPOTACEAE	GEN NO COMERC
Protium glabrum (Rose) Engl.	BURSERACEAE	NO COMERC
Protium panamense (Rose) I.M. Johnston	BURSERACEAE	NO COMERC
Pseudobombax septenatum (Jacq.) Dugand	BOMBACACEAE	
Psidium guajava L.	MYRTACEAE	
Psychotria elata (Sw.) Hammel	RUBIACEAE	NO COMERC
Psychotria panamensis Standl.	RUBIACEAE	NO COMERC
Psychotria poeppigiana Mull. Arg.	RUBIACEAE	
Psychotria sp.	RUBIACEAE	
Pterocarpus rohrii Vahl	FABACEAE/PAP.	HD ACCEPTABLES
Pterocarpus sp.	FABACEAE/PAP.	
Quararibea bracteolosa (Ducke) Cuatrec.	BOMBACACEAE	NO COMERC
Quararibea ochrocalyx (K. Schum.) Vischer	BOMBACACEAE	NO COMERC
Quararibea parviflora Lundell	BOMBACACEAE	
Quararibea sp.	BOMBACACEAE	
Rauvolfia sp.	APOCYNACEAE	
Rauvolfia purpurascens Standl.	APOCYNACEAE	NO COMERC
Rhodostemonodaphne kunthiana (Nees) Rohwer	LAURACEAE	NO COMERC
Richeria obovata (Mull. Arg.) Pax & K. Hoffm.	EUPHORBIACEAE	NO COMERC
Rinorea sylvatica (Seem.) Kuntze	VIOLACEAE	
Rollinia pittieri Saff.	ANNONACEAE	HD ACCEPTABLES
Rudgea cornifolia (Kunth) Standl.	RUBIACEAE	NO COMERC
Ryania speciosa Vahl	FLACOURTIACEAE	NO COMERC
Sacoglottis trichogyna Cuatrec.	HUMIRIACEAE	GEN ACCEPTABLES
Samanea saman (Jacq.) Merr.	FABACEAE/MIM.	
Simarouba amara Aubl.	SIMAROUBACEAE	HD ACCEPTABLES
Socratea exorrhiza (Mart.) H. Wendl.	ARECACEAE	PAL PALMAS
Solanum rugosum Dunal	SOLANACEAE	NO COMERC
Sorocea pubivena Hemsli.	MORACEAE	NO COMERC
Spondias radlkoferi Donn. Sm.	ANACARDIACEAE	HD NO COMERC
Stryphnodendron microstachyum Poepp. & Endl.	FABACEAE/MIM	HD ACCEPTABLES
Symphonia globulifera L.f.	CLUSIACEAE	DESEABLES
Tabebuia chrysantha (Jacq.) G. Nicholson	BIGNONIACEAE	DESEABLES
Tabernaemontana alba Mill.	APOCYNACEAE	
Tapirira guianensis Aubl.	ANACARDIACEAE	GEN ACCEPTABLES
Tapirira mexicana Marchand	ANACARDIACEAE	NO COMERC
Tapura guianensis Aubl.	DICHPETALACEAE	NO COMERC
Trichilia septentrionalis C. DC.	MELIACEAE	
Trichospermum grewifolium (A. Rich) Kosterm.	TILIACEAE	
Prophis racemosa (L.) Urb.	MORACEAE	NO COMERC
Unonopsis sp.	ANNONACEAE	
Virola koschnyi Warb.	MYRISTICACEAE	GEN ACCEPTABLES
Virola sebifera Aubl.	MYRISTICACEAE	GEN ACCEPTABLES
Vismia macrophylla Kunth	CLUSIACEAE	HE NO COMERC
Vismia sp.	CLUSIACEAE	
Vochysia allenii Standl. & L. O. Williams	VOCHYSIACEAE	HD ACCEPTABLES
Warszewiczia coccinea (Vahl) Klotzsch	RUBIACEAE	NO COMERC
Welfia georgii H. Wendl. ex Burret	ARECACEAE	PAL PALMAS
Xylopia sericophylla Standl. & L. O. Williams	ANNONACEAE	HD NO COMERC
Zanthoxylum riedelianum Engl.	RUTACEAE	HD ACCEPTABLES
Zygia grandifolia	FABACEAE/MIM.	
Zygia longifolia (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	FABACEAE/MIM	

Anexo 4. Número de géneros, especies e individuos por familia. DAP \geq 2.5 cm

NO. FAMILIA	# Géneros	# Especies	# Individuos	NO. FAMILIA	# Géneros	# Especies	# Individuos
1 FABACEAE/MIM	6	15	617	26 BURSERACEAE	1	2	24
2 ANNONACEAE	6	13	48	27 BORAGINACEAE	1	2	30
3 RUBIACEAE	7	11	27	28 ARECACEAE	2	2	12
4 LAURACEAE	6	11	22	29 VIOLACEAE	1	1	5
5 FABACEAE/PAP	7	10	18	30 VERBENACEAE	1	1	1
6 EUPHORBIACEAE	7	9	52	31 ULMACEAE	1	1	1
7 MORACEAE	5	7	29	32 SOLANACEAE	1	1	1
8 BOMBACACEAE	4	7	17	33 SIMAROUBACEAE	1	1	5
9 MELIACEAE	4	6	52	34 RHIZOPHORACEAE	1	1	1
10 MELASTOMATACEAE	3	6	11	35 RHAMNACEAE	1	1	15
11 FLACOURTIACEAE	5	6	84	36 QUIINACEAE	1	1	1
12 CECROPIACEAE	2	5	62	37 POLYGONACEAE	1	1	1
13 CLUSIACEAE	3	4	7	38 OLACACEAE	1	1	4
14 TILIACEAE	3	3	57	39 OCHNACEAE	1	1	2
15 SAPOTACEAE	2	3	16	40 MYRTACEAE	1	1	9
16 MYRISTICACEAE	2	3	28	41 MYRSINACEAE	1	1	2
17 BIGNONIACEAE	2	3	7	42 MALVACEAE	1	1	1
18 APOCYNACEAE	2	3	6	43 LECYTHIDACEAE	1	1	1
19 ANACARDIACEAE	2	3	6	44 ICACINACEAE	1	1	1
20 VOCHYSIACEAE	1	2	2	45 HUMIRIACEAE	1	1	6
21 SAPINDACEAE	1	2	2	46 BIXACEAE	1	1	1
22 RUTACEAE	1	2	6	47 ARALIACEAE	1	1	13
23 HERNANDIACEAE	1	2	3	48 AQUIFOLIACEAE	1	1	2
24 DICHAPETALACEAE	2	2	2	49 ACANTHACEAE	1	1	6
25 CHRYSOBALANACEAE	2	2	2				

Anexo 5. Número de géneros, especies e individuos por familia, DAP entre los 2.5 y los 10 cm

NO.	COESPEC	N	NO. COESPEC	N
1	Pentaclethra macroloba		33 47 Naucleopsis naga	1
2	Casearia arborea		21 48 Miconia affinis	1
3	Psychotria sp		7 49 Maquira costaricana	1
4	Croton schiedeanus		6 51 Inga pezizifera	1
5	Bravaisia integerrima		6 52 Inga densiflora	1
6	Psychotria poeppigiana		4 53 Hernandia didymantha	1
7	Desconocido		4 54 Hampea appendiculata	1
8	Apeiba membranacea		4 55 Guatteria amplifolia	1
9	Sorocea pubivena		3 56 Guatteria aeruginosa	1
10	Protium glabrum		3 57 Guarea glabra	1
11	Pourouma bicolor		3 58 Dussia macrophyllata	1
12	Ocotea atirrensis		3 59 Duguetia confusa	1
13	Guarea bullata		3 60 Dendropanax arboreus	1
14	Conceveiba pleiostemona		3 61 Conceveiba sprucei	1
15	Colubrina spinosa		3 62 Chrysophyllum sp	1
16	Carapa guianensis		3 63 Cedrela tonduzii	1
17	Rinorea sylvatica		2 64 Cecropia insignis	1
18	Rauvolfia sp.		2 65 Brosimum lactescens	1
19	Protium panamense		2 66 Brosimum costaricanum	1
20	Pourouma minor		2 67 Brosimum alicastrum	1
21	Pachira aquatica		2 68 Anaxagorea crassipetala	1
22	Ocotea valeriana		2 69 Acacia sp.	1
23	Lonchocarpus oliganthus	2		
24	Guatteria diospyroides	2		
25	Croton billbergianus	2		
26	Zygia grandifolia	1		
27	Zanthoxylum riedelianum	1		
28	Xylopia sericophylla	1		
29	Vismia sp.	1		
30	Virola sebifera	1		
31	Virola koschnyi	1		
32	Trichospermum grewiifolium	1		
33	Tapirira guianensis	1		
34	Tabernaemontana alba	1		
35	Symphonia globulifera	1		
36	Solanum rugosum	1		
37	Socratea exorrhiza	1		
38	Ryania speciosa	1		
39	Rauvolfia purpurascens	1		
40	Pterocarpus sp.	1		
41	Psychotria elata	1		
42	Psidium guajava	1		
43	Pouteria sp.	1		
44	Otoba novogranatensis	1		
45	Ocotea mollifolia	1		
46	Ocotea leucoxylo	1		

4 ARTÍCULO II

Chacón L., M. 2003. Aportes de las cercas vivas en la estructura y conectividad física de un paisaje fragmentado tropical. Río Frio, Costa Rica. Tesis M.sc. CATIE.

4.0 Resumen

Palabras clave: Cercas vivas, ecología de paisaje, fragmentación, sistemas agroforestales

La fragmentación de bosques ha provocado la reducción, el deterioro de hábitats y la interrupción de la conectividad del paisaje, dejando fragmentos de bosques inmersos en áreas donde predominan los sistemas agrícolas y ganaderos. Estos sistemas productivos se caracterizan por presentar cercas vivas, las cuales pueden estar dando aportes importantes en la conformación de la estructura y conectividad física del paisaje. Con el objetivo de conocer estos aportes, se midieron y caracterizaron 377 cercas en 500 ha (segmentadas en 5 bloques de 1x1 km) en Río Frio, región atlántica de Costa Rica, con zona de vida de bosque muy húmedo tropical. Del total de cercas, 45.5% correspondieron a cercas vivas y 55.5% a cercas conformadas por postes muertos. La extensión total de las cercas vivas en el paisaje fue de 25.3 km, para una densidad 50.5 m de cercas vivas por ha. La longitud promedio para las cercas fue de 148 m y estaban conformadas principalmente por árboles de las especies *Erythrina costaricense* y *Erythrina poeppigiana* (390 individuos) y por la especie *Gliricidia sepium* (427 individuos). Las cercas vivas poseyeron una densidad promedio de 87 árboles por cada 100 m lineales, un diámetro promedio del fuste a la altura del pecho de 8.9 cm y un radio promedio de la copa de 1.78 m. Más del 50% de las cercas vivas se encontraron ubicadas en áreas de pastos y/o adyacentes con calles, con huertos caseros y/o al cultivo del palmito. Mediante simulaciones del paisaje diseñados mediante herramientas SIG y análisis estadísticos, se analizó el aporte de las cercas vivas en las variables estructurales y de conectividad en el paisaje. Las simulaciones consistieron en un paisaje sin cercas vivas y otro paisaje donde se simuló las cercas conformadas por postes muertos como si fuesen cercas vivas. Los resultados indican que la estructura y el arreglo espacial de las cercas vivas son de suma importancia para la conservación de biodiversidad en espacios abiertos ya que pueden afectar el grado de conectividad física a escala de paisaje. Se determinó que las cercas vivas pueden transformar extensas aéreas de potrero a unidades de potrero más pequeñas, reduciendo áreas de potrero de 31.8 ha en promedio a unidades de 2.1 ha. Se encontró también que las cercas vivas se conectan a fragmentos de bosques densos y a bosques riparios, que crean una red de cercas con una estructura compleja que podría brindar mayores posibilidades de sitios de paso y de rutas alternativas para organismos en movimiento. Además las cercas vivas pueden reducir las distancias promedio entre las copas de los árboles de cercas vivas y los bosques densos y bosques riparios; en el paisaje de 500 ha donde se llevó a cabo este estudio, las distancias promedios entre estos bosques era de 527 metros y se determinó que si todas las cercas encontradas en el paisaje fuesen cercas vivas, estas distancias entre copas de árboles se disminuiría sustancialmente a 71 m en promedio, pudiendo así ayudar a disminuir el tiempo y desgaste energético invertido por los organismos cuando realizan movimientos y actividades cotidianas en áreas abiertas.

Chacón L., M. 2003. Contribution of livefences in the structure and physical connectivity in a fragmented landscape, Rio Frio, Costa Rica. M.Sc. Thesis, CATIE, Turrialba, Costa Rica

Palabras clave: Keywords: agroforestry systems, connectivity, fragmentation, landscape ecology

Keywords: agroforestry systems, connectivity, fragmentation, landscape ecology

4.0 Abstract

Forest fragmentation leads to the reduction and deterioration of habitats, interrupting the connectivity of the landscape, and resulting in islands of vegetation in predominantly agricultural and livestock production areas. Livefences, which are characteristic of these productive systems, may be making positive contributions to the structure and physical connectivity of the landscape. In order to understand the role of livefences in fragmented landscapes, a total of 377 fences in 500 ha (segmented in five blocks of 1 km x 1 km) were measured and characterized in Rio Frio (Atlantic region of Costa Rica – very humid tropical forest life zone). It was found that 45.5% of fences consisted of livefences and 55.5 % of “dead” fences (using wooden fence posts). The total length of livefences in the surveyed areas was 25.3 km, with a density of 50.5 m per hectare and an average length of 148 m. The main species present in the livefences were *Erythrina costaricense* and *Erythrina poeppigiana* (390 individuals) and *Gliricidia sepium* (427 individuals). Additionally, an average density of 87 trees per 100 linear meters was found, an average diameter at breast height of 8.9 cm, and an average canopy radius of 1.78 m. More than 50% of the livefences were situated in pastures and/or adjacent to roads, vegetables plots and/or *Bactris gasipaes* plantations. By applying GIS tools and statistical analyses, landscape simulations investigated the contribution made by livefences to structural variables and landscape connectivity, by comparing scenarios without the presence of livefences and another where all “dead” fences were replaced with livefences. The landscape simulations indicated that the structure and spatial patterns of livefences are important for biodiversity conservation in open spaces, by affecting the degree of physical connectivity on a landscape level. Also, the results showed that live fencing had the potential to transform extensive areas of pasture into smaller parcels (from an average of 31.8 ha to 2.1 ha), as well as creating a complex network connecting forest habitats, which could serve as corridors for fauna. By increasing the extent of the livefences through the replacement of all “dead” fences, the average distances between forest habitats in the 500 ha study area could be significantly reduced from 527 m to 71 m, which in turn could reduce the time and effort required by fauna to travel from one tree shelter to another.

4.1 INTRODUCCIÓN

La fragmentación de bosques es el resultado de un proceso continuo de intervención humana que ha dejado paisajes conformados por múltiples hábitats (Saunders *et al.* 1991, Bierregaard *et al.*, 1992, Murcia 1995) Aún no se ha logrado entender a cabalidad, los efectos físicos y biológicos derivados de éste fenómeno (Bierregaard *et al.*, 1992, Debinski *et al.*, 2000, Laurence *et al.* 2002, Forero 2001), aunque se tiene claro que el problema principal es el deterioro y la reducción de hábitats naturales, seguido por la interrupción de la conectividad (Bennett 1999)

Algunos estudios parecen demostrar que el deterioro del hábitat y la interrupción de la conectividad causan alteraciones en las poblaciones de especies, decreciendo algunas veces e incrementando en otras (Gascon *et al.* 1999, Laurance *et al.* 2002, Maestas *et al.* 2003). Por ejemplo, experimentos con mariposas en la amazonía Brasileña muestran que la pérdida de conectividad en el paisaje parece no tener efectos negativos en sus comunidades (Brown y Hutchings 1997), mientras otros estudios en esta misma área registran que se incrementa la riqueza de especies de grupos de ranas y mamíferos pequeños, cuando en otros casos se disminuye para las aves y las hormigas (Gascon *et al.* 1999). También se ha documentado que rupturas angostas de unos 50 m a 100 m en hábitats boscosos que una vez fueron continuos pueden ser un impedimento suficiente para algunas especies de aves e insectos, pero no para otros organismos (Mader 1984)

Para tratar de revertir parte de estos desajustes ecológicos, es importante conocer como es la estructura y composición de las áreas en donde la fragmentación ha dejado bosques aislados y buscar la manera de mejorar la calidad de los hábitats y la conectividad en el paisaje. En tierras bajas del neotrópico, los fragmentos de bosques a menudo quedan inmersos en una matriz dominada por sistemas silvopastoriles y agrícolas en donde las cercas vivas son un componente más en la dinámica productiva (Urgiles 1996, Villafuerte 1998, Villacis 2003) junto a franjas de bosques riparios y a los árboles dispersos en potreros. Aun existe poca información sobre los aportes de las cercas vivas para la conservación de la biodiversidad, pero se sabe que pueden ser de suma importancia, debido a que son ambientes que están disponibles para que muchas especies puedan proveerse de hábitats y recursos (Baudry *et al.* 2000a, 2000b, 2001b, Klein 2001) También pueden funcionar como zonas de refugio, como nichos ecológicos o como medios para trasladarse de un lugar a otro ("stepping stone"), como parece ser el caso para insectos (Millán de la Peña *et al.* 2003), para algunos mamíferos pequeños y para ciertas especies de aves (Jhonson y Beck 1988, Bennett 1990, Guevara *et al.* 1994, 1998, Harvey y Haber 1999, Harvey 2000)

Parece ser que las cercas vivas tienen un rol importante en la conformación y dinámica de los elementos del paisaje y sus posibles efectos en la estructura y la conectividad. Se cree por ejemplo, que las cercas vivas pueden ayudar a mantener la conectividad al conectar fragmentos de bosque de manera directa y formar redes lineales que interconectan otros tipos de cobertura arbórea entre sí, como árboles aislados o los boques riparios. Además se

piensa que una red de cercas vivas podría segregar grandes áreas de pasturas en unidades más pequeñas proporcionando una estructura más heterogénea al paisaje, que logre quizás acortar las distancias entre fragmentos de boques ayudando a disminuir el tiempo y desgaste energético invertido por los organismos cuando realizan sus movimientos y actividades cotidianas y cuando se encuentran atravesando paisajes agropecuarios (Estrada *et al* 1993a, 1993b).

Si bien se han estudiado las características y funciones de estas cercas en paisajes agrícolas de zonas templadas (Jhonson y Beck 1988, Burel 1992, 1996, Baudry *et al* 2000a, 2000b), aun existen vacíos de información sobre su distribución y estructura espacial y como esto afecta la conectividad en regiones tropicales. Aun no se han comprobado los efectos de las cercas vivas en la estructura y la conectividad del paisaje, y en las investigaciones que tratan sobre el análisis del patrón del paisaje y sus efectos en la biodiversidad, pocas veces se incluyen a las cercas vivas como un elemento más de estudio, debido en parte a la dificultad de distinguir estos elementos en las imágenes y fotografías aéreas, herramientas básicas en ecología de paisajes.

Esta investigación pretendió caracterizar la abundancia, estructura, composición y ubicación espacial de las cercas vivas en un paisaje fragmentado dominado por la ganadería en Río Frío Costa Rica, además de determinar mediante la simulación de escenarios del paisaje, los aportes actuales y potenciales de estas cercas en la estructura y conectividad física. Se espera con esto brindar información que ayude a realizar un manejo de fincas y del paisaje desde una perspectiva integral, que tome tanto aspectos productivos como de conservación.

4.1.0 Objetivo General

Determinar los efectos de las cercas vivas en la conformación estructural y en la conectividad física en el paisaje de Río Frío, Costa Rica, mediante el uso de sistemas de información geográfica.

4.1.1 Objetivos específicos

- Caracterizar la composición y la estructura de los diferentes hábitats que conforma el paisaje en estudio mediante el uso de sistemas de información geográfica.
- Caracterizar la composición, estructura y ubicación de los diferentes tipos de cercas propios de la zona.
- Determinar los aportes que las cercas vivas dan a la conectividad del paisaje, mediante la simulación de posibles escenarios cambiando la composición y estructura espacial de las cercas.

4.1.2 Hipótesis

Las cercas vivas afectan la estructura del paisaje, aumentando el área de cobertura arbórea y reduciendo áreas extensas de pasturas a unidades más pequeñas.

Las cercas vivas proveen conexiones físicas directas entre fragmentos de bosques y bosques riparios.

Las cercas vivas pueden reducir las distancias que recorren algunos organismos en movimiento al aumentar la disponibilidad de sitios de paso por efectos de las copas de los árboles que las conforman.

4.2 METODOLOGÍA

4.2.0 Descripción del área de estudio

La investigación se realizó en un área de 4,483 ha en la localidad de Río Frío, ubicada en el cantón Sarapiquí, provincia de Heredia, perteneciente al sector norte de la región Atlántica de Costa Rica (Figura 9). Esta región se caracteriza por la actividad ganadera tanto de carne como de leche (Urgiles 1996) cuyas fincas poseen cercas como parte de sus sistemas productivos (Villafuerte 1998). Geográficamente se encuentra entre los 10° 36' 05" y 10° 34' 03" latitud norte y 84° 04' 55" y 84° 06' 06" longitud oeste, poseyendo alturas entre los 100 y 300 msnm, con una precipitación anual promedio de 4,120mm con 4 meses (enero, febrero, marzo y abril) en los que se registra una marcada disminución de la precipitación. La humedad relativa promedio es del 88% y la temperatura promedio es de 25.4 ° C con poca variación durante el día (Miranda 1991). La zona de vida según la clasificación de Holdridge (Holdridge 1967), corresponde a Bosque muy Húmedo Tropical y según el mapa de tipos de suelos del Atlas de Costa Rica (2001)⁶ es posible encontrar suelos derivados de la actividad volcánica y procesos aluviales de los órdenes Entisoles e Inceptisoles, representados en un 5,94% y 94,1% respectivamente (Atlas de Costa Rica 2001).

El trabajo se enmarcó dentro de los objetivos del PROYECTO FRAGMENT 'Desarrollo de métodos y modelos para la valoración del impacto de los árboles en la productividad de la finca y biodiversidad regional en paisajes fragmentados', perteneciente al Departamento de Agricultura y Agroforestería del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). La zona además tiene importancia por la cercanía a distintas áreas nacionales protegidas, principalmente de las áreas de conservación de la Cordillera

⁶ Capa temática con la descripción de los tipos de suelo según la clasificación de FAO Hojas 1:200000, CCT, 1989

Volcánica Central y Tortuguero (según el Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica) las cuales a su vez forman parte de la iniciativa de creación del Corredor Biológico Mesoamericano (CCT 2002)⁷.

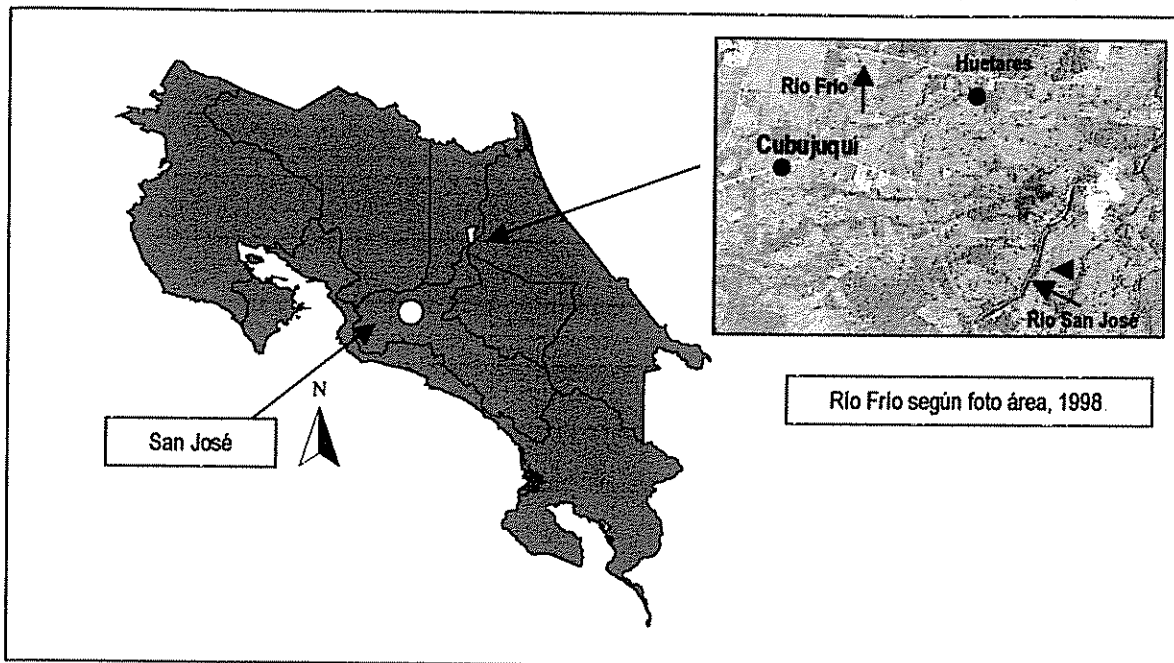


Figura 9. Ubicación del área de estudio en el país. La foto ejemplifica las características de los distintos hábitats de la zona.

4.2.1 Caracterización de los diferentes hábitats presentes en el paisaje

Se caracterizó el paisaje en términos de composición y estructura (área y distribución) de los diferentes hábitats (o usos del suelo) que se encontraron, utilizando fotos aéreas de 1998 (Proyecto Terra, escala 1:40000) y herramientas en sistemas de información geográfica (SIG). La fotografía aérea fue digitalizada mediante el programa de computo Arcview 3.2 (ESRI 1999)⁸ y se utilizó la "guía de fotointerpretación" propuesta por el proyecto FRAGMENT (basada en Morales y Kleinn 2001, proyecto TROF), para interpretar la fotografía y determinar los hábitats presentes en la zona (Cuadro 14). Los hábitats que no fueron interpretados en las imágenes o que presentaron ciertas dudas, se verificaron en el campo. Para esto se visitó el área y se comparó la información de la imagen con la observación en el campo y se hizo la actualización correspondiente de los mapas digitales.

En sistemas de información geográfica, un parche es considerado como un área o superficie que difiere de su entorno en naturaleza o apariencia. Elementos como las pasturas, las plantaciones de palmito y los fragmentos remanentes de bosques, fueron considerados parches⁹ (Turner *et al.* 2001). En general las cercas vivas no se distinguieron claramente en la fotografía aérea, por lo que se hizo la toma de datos de las cercas directas en el

⁷ El Corredor Biológico Mesoamericano es una iniciativa lanzada en América Central y el sur de México, cuyo objetivo es conservar la diversidad biológica y de ecosistemas de forma tal que se fomente un desarrollo social y económico sostenible. La Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD), se encarga de coordinar las oficinas nacionales (Miller, K, *et al.*, 2001)

⁸ Arcview es un SIG que permite editar y exportar datos georeferenciados como fotos e imágenes aéreas y transformarlos en datos digitales para representarlos como figuras geométricas. ArcView pertenece a la compañía Environmental Systems Research Institute USA.

⁹ Aclaración: no confundir la definición de parche, con fragmentos de bosque remanentes.

campo Para determinar la composición y la configuración espacial (estructura) de los elementos en el paisaje, se utilizó la representación digital de la imagen y mediante ArcView (versión 3.2) se determinó la cantidad de parches (o polígonos) correspondiente a cada hábitat, su área y el perímetro de cada uno de estos.

Cuadro 14. Definición de los diferentes hábitats encontrados en Río Frio, Costa Rica. 2003

Hábitat	Descripción
Bosque denso	Aquellas áreas donde los árboles fueron la especie vegetal dominante, con una cobertura de copa mayor del 20% y una extensión mayor de 2 hectáreas. Se caracterizaron por la presencia de árboles maduros de diferentes edades, especies y porte variado, con uno o más doseles.
Vegetación secundaria	Áreas donde los árboles y arbustos fueron la especie vegetal dominante, pero con un mayor porcentaje de cobertura de copa y una altura menor de 5 m. Su textura en la foto se mostró menos áspera que los bosques densos o los riparios.
Bosque ripario	Franjas alargadas que seguían la configuración de una depresión por donde escurría el agua, representada por arroyos, ríos, lagos, lagunas o esteros.
Palmito	Áreas cuyas formas se encontraron en una sucesión de copas formando surcos paralelos. Generalmente, las áreas circundantes presentaron márgenes concretamente visibles.
Grupo de árboles	Áreas dominadas por copas de árboles agrupadas en las pasturas y con formas casi circular, pequeñas y bien definidas.
Plantaciones forestales y frutales	Áreas de cultivos leñosos, cuya tonalidad fue fácilmente diferenciable de las áreas circundantes y por que se mostraban alineadas en forma sistemática.
Huerto (incluye áreas domésticas)	Áreas localizadas generalmente en terrenos próximos a poblados y vías de acceso importantes. Se asociaron a los huertos el camino de acceso, la casa, bodegas y pequeñas áreas de cultivos menores.
Cercas vivas	Generalmente no son distinguibles en fotos e imágenes áreas. Estas áreas representaron una sucesión de copas unidas y sin una longitud indefinida. Se pudieron encontrar delimitando potreros, delimitando terrenos y a orillas de las calles.
Pastos	Estas fueron áreas dedicadas a la ganadería, fácilmente distinguibles por presentar texturas suaves y de colores claros. Sus figuras fueron las más extensas y de formas muy variadas.

Fuente: basada en la Guía de Fotointerpretación del proyecto FRAGMENT (Morales y Kleinn 2001, proyecto TROF)

El cálculo del porcentaje de cobertura arbórea en todas las pasturas, fue elaborado por Stefan Kunth (Universidad de Gotingen). El cálculo se determinó en porcentajes de área cubierta por copas de los árboles en los potreros y se clasificó según sus densidades (alta, media y baja). Para esto se rasterizó la fotografía aérea con un tamaño de píxel de 5 m x 5 m, se separaron en otra capa temática las áreas de potreros y se clasificaron los píxeles (según el espectro de color), en cobertura arbórea y áreas de pastos. Posteriormente, se obtuvo el porcentaje de píxeles que representó la cobertura arbórea de cada uno de los polígonos de las pasturas. Luego, se hizo un análisis de distribución de los porcentajes de los polígonos para determinar las densidades de cobertura arbórea en los potreros.

4.2.3 Caracterización de cercas

Para caracterizar las cercas en el campo, se hizo un muestreo un total de 500 ha, que representaron un 11% del área total en estudio. Las 500 ha fueron divididas en 5 bloques de 100 ha (1km x 1km) que se eligieron al azar en la foto mediante el uso de una grilla formada por cuadrantes numerados. El tamaño de estos bloques se eligió con la finalidad de asegurar tener al menos dos parches de bosques densos o riparios en cada uno para el análisis de conectividad. Para determinar éste tamaño de los bloques, se calcularon las distancias a las que se encontraron los fragmentos de bosques densos y bosques riparios unos de otros (Figura 10), luego se tomaron las distancias mínimas de cada uno de los fragmentos a sus vecinos más cercanos, encontrándose que en el 95% de los casos la distancia mínima de cada uno a su vecino más cercano era menor de un 1km. Los bloques seleccionados se encontraron distanciados entre sí, por un promedio de 2,68 km.

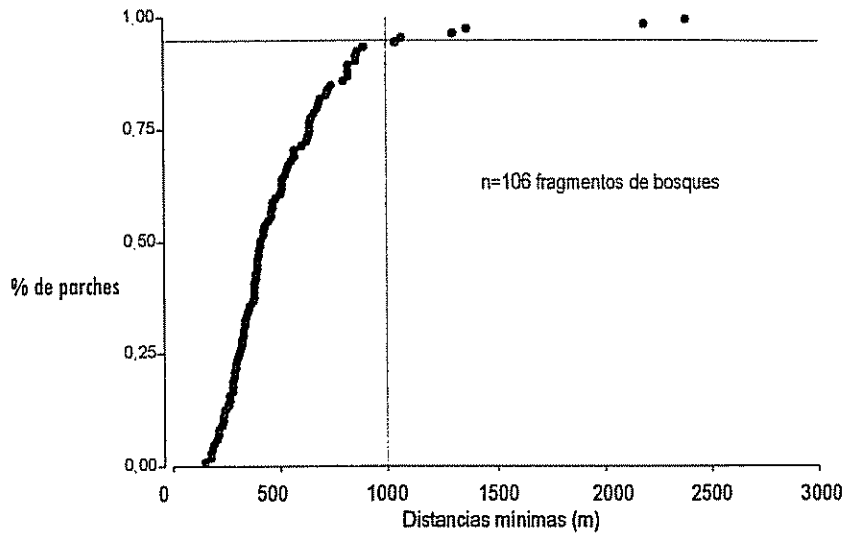


Figura 10. Distribución de las distancias mínimas en metros del punto central entre parches de fragmentos de bosque remanentes y bosques riparios. Los puntos indican la distancia mínima promedio al vecino más cercano de cada uno de los fragmentos. Río Frio, Costa Rica 2003

Cada uno de los bloques fue digitalizado e interpretado mediante la foto aérea y comprobado en el campo, para conocer la composición y estructura de los hábitats (según la definición de hábitats del Cuadro 14). Posteriormente, se geo-referenciaron en campo (con un GPS Garmin) cada una de las cercas (vivas y muertas) encontradas y se digitalizaron para luego ser incorporadas al análisis SIG (Figura 11).

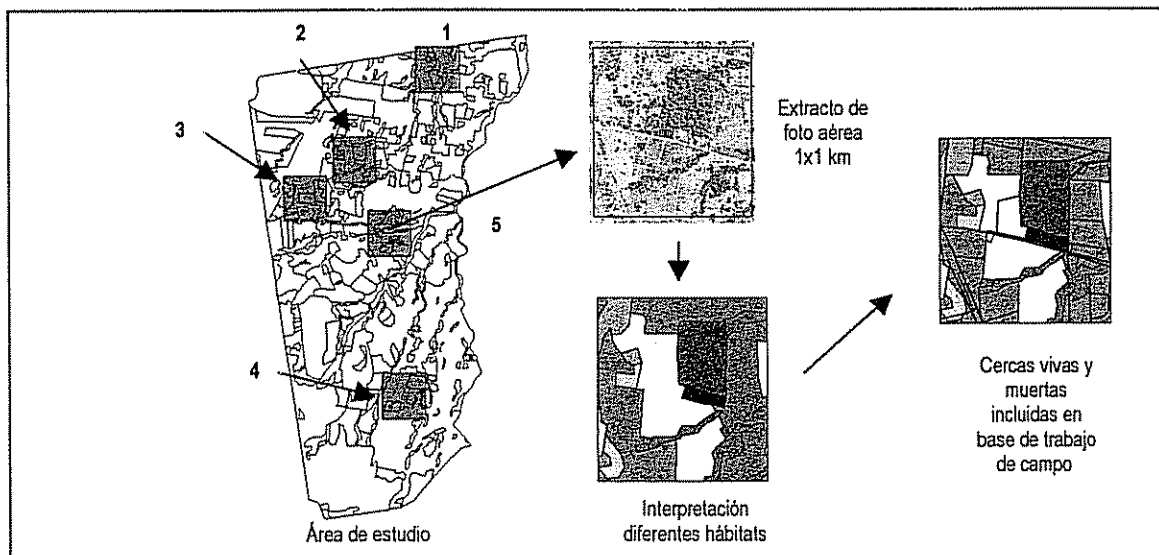


Figura 11. Localización de los 5 bloques en el área de estudio y secuencia del proceso de interpretación de la foto aérea de 1998. Río Frio, Costa Rica. 2003

Para este estudio las cercas se definieron considerando que estuviesen conformadas por un grupo de árboles en línea (cercas vivas) o grupos de postes en línea (cercas muertas o eléctricas) y cuyo fin fuese el delimitar fincas, apartos u otros usos de la tierra. También se consideró que su ángulo de orientación no variase en más de 15 grados con respecto al norte magnético; cuándo este ángulo fue mayor se consideró como otra unidad independiente. En los casos donde se encontraron cercas conformadas por arbolés y postes de madera, se

consideraron cerca vivas a aquellas cercas que tuvieran una densidad mayor de 20 arbolés en 100 m lineales, de tener menos se consideró como una cerca muerta. El inicio y final de cada cerca fue delimitado según su punto de encuentro con una o más cercas o cuando conectaron a algún tipo de hábitat (e.j- bosques o caminos). A estos puntos de encuentros de les llamó nódulos.

Para caracterizar las cercas vivas, se localizaron en el campo y se georeferenciaron todas las cercas vivas y las cercas muertas presentes en los 5 bloques, se anotó el hábitat al inicio y al final y el hábitat a cada lado de cada una de las cercas registrando además el número y el tipo de nodos que conectaban estas cercas unas entre otras. Para conocer las características de composición y estructura de estas cercas, se registró su extensión en metros y se anotaron las especies arbóreas presentes y el número total de individuos, seleccionando al azar 5 de estos árboles para obtener un promedio del radio de copa y el diámetro a la altura del pecho de cada una de las cercas. Con toda esta información de las cercas tomada en el campo, se elaboró una capa temática en ArcView, la cual fue incorporada como un elemento más en la conformación de los hábitats en cada uno de los bloques analizados.

Todos los datos obtenidos de la caracterización de los hábitats y de las cercas en cada uno de los bloques de 100 ha, fueron resumidos y descritos mediante estadística descriptiva empleando para esto el programa estadístico INFOSTAT (versión 1.6, Grupo INFOSTAT 2003)

4.2.4 Simulación de cambios en la estructura y conectividad del paisaje

Con la información de los hábitats (de la interpretación y digitalización de la fotografía) y las características de las cercas (obtenidas de los datos tomados en el campo), se obtuvo información real de la estructura y composición actual de los hábitats en el paisaje de estos bloques. Esta información se llamó el escenario original del paisaje. Para determinar el aporte actual de las cercas vivas en la estructura y conectividad del paisaje, se comparó el escenario original con un escenario simulado, donde se eliminaron por completo todas las cercas vivas existentes. Esta comparación permitió determinar cual fue el aporte actual de las cercas en la estructura y composición del paisaje. Para determinar el aporte potencial de las cercas vivas, se creó otro escenario simulando un paisaje en donde las cercas muertas encontradas en las fincas fuesen cercas vivas, utilizando para esto el radio promedio de copa de las cercas vivas registrado en el campo. Para la simulación de las cercas muertas, se tomó el promedio de los radios de copa de las cercas vivas tomadas en el campo para dar un tamaño y área a las cercas muertas e insertarlas como un elemento más en el paisaje (Figura 12).

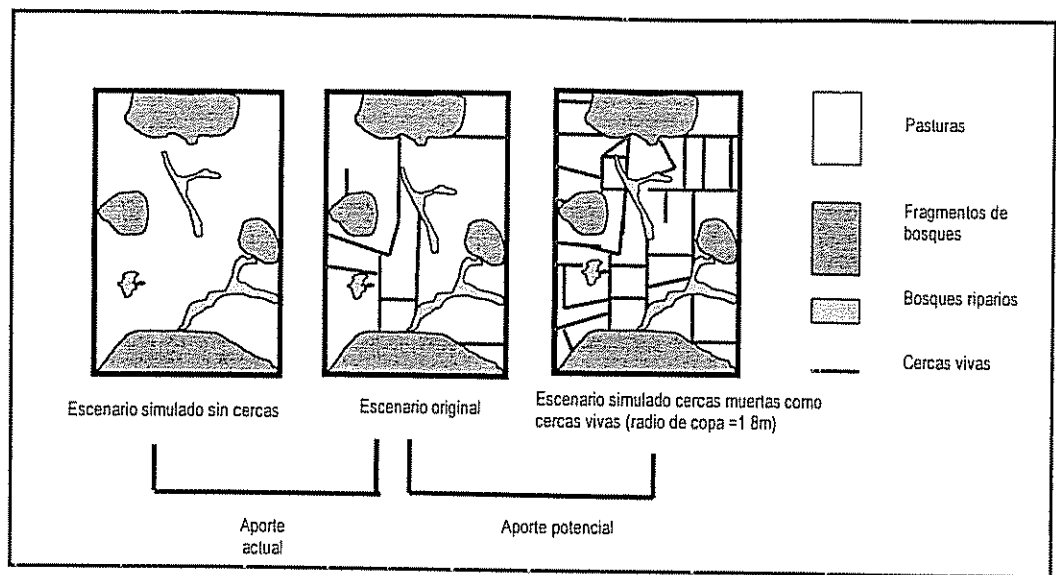


Figura 12. Representación de los 3 escenarios para entender el aporte de las cercas vivas a la conectividad **Aporte actual de las cercas vivas:** se obtiene de la comparación entre el escenario original (con cercas vivas originales) y la simulación eliminando cercas vivas **Aporte potencial de las cercas vivas:** se obtiene de la comparación entre escenario original y la simulación de todas las cercas muertas como si fuesen cercas vivas

Para medir los cambios en la estructura del paisaje (Cuadro 15), se midió el porcentaje de cambio del área de pasto debido a la eliminación o al incremento en el área de las cercas vivas y se calculó además el cambio en el tamaño y en el número de parches de potrero y de cercas vivas. Un aumento en el número de parches de potreros y una disminución en el área de estos, serviría para indicar un paisaje más heterogéneo y menos simple, en comparación con un paisaje con pocos parches de potrero de tamaños más grandes. Ligado a esto, una disminución en el número de parches de cercas acompañado del aumento en su área indicaría el grado potencial de conexión de las cercas vivas debido a un aumento en el número de nódulos.

El efecto de las cercas vivas en la conectividad se determinó considerando los cambios en el número y tipo de nodos promedio de las cercas vivas en el paisaje. La literatura menciona 3 posibles tipos de nodos (Forman 1995, Barr y Gillespie 2000) que son más comunes encontrar en el campo y que sirven para cuantificar el número de cercas vivas conectadas (Cuadro 16). Un número mayor de nodos tipo 3 y 4 indican una mayor complejidad en la conexión de cercas vivas en el paisaje y por ende un número mayor de cercas vivas conectadas.




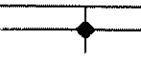
También se evaluaron los cambios en las distancias promedio a la cual se encontraban las copas de los árboles de los fragmentos de bosques densos y riparios y de las copas de los árboles de las cercas vivas, cuando se tomaron las cercas vivas como un elemento más en el paisaje. La distancia entre parches de hábitats es una medida comúnmente utilizada en análisis espacial para medir conectividad en paisajes fragmentados (Turner *et al.* 2001). En este estudio, se hizo una variación a las comunes evaluaciones de conectividad que solo utilizan la distancia promedio entre parches de una misma clase (e.j. solo bosques remanentes). En éste caso se incluyeron en el cálculo de las distancias entre bosques y cercas vivas, partiendo del supuesto de que las cercas son recursos de importancia en el grado de conectividad del paisaje al servir como sitios de paso o de parada para los organismos

que se están trasladando entre bosques o de un lugar a otro (Bennett 1999, Millán de la Peña et al. 2003). Para determinar los cambios en la estructura y en las variables descriptivas de conectividad en los tres escenarios del paisaje: 1. sin cercas vivas, 2. cercas halladas originalmente y 3. cercas muertas simulando cercas vivas. Se realizaron análisis de varianzas (ANDEVAS) entre los promedios de las variables contempladas en cada uno de estos escenarios y se hicieron pruebas de comparación múltiple Duncan.

Cuadro 15. Lista de variables y fundamentos para el análisis del aporte de las cercas vivas en la estructura y conectividad del paisaje. Estas variables fueron calculadas en 3 escenarios distintos: 1 sin cercas vivas, 2 cercas halladas originalmente y 3 cercas muertas simuladas cercas vivas.

Variables	Descripción de la variable para este estudio	Fundamento teórico
Área de potreros (ha)	Número de hectáreas de pasto en el paisaje	Las áreas de pasturas son consideradas hábitats altamente contrastantes con los bosques debido a su "hostilidad" en comparación. A menor área de pastos, debido a la reducción por efecto de copas de cercas vivas, hay una mejora en las características del paisaje debido a aumento en la cobertura arbórea
Área de cercas vivas (ha)	Número de hectáreas de cercas vivas en el paisaje	Se considera que las áreas de cercas vivas pueden funcionar como hábitats, proveer recursos distintos recursos y facilitar el movimiento de distintos organismos
% de cambio del área de pasto por efecto de la copa de las cercas vivas	Porcentaje de área de pasto reducida por efecto de copas de cercas vivas	Es importante por que es una manera de medir el impacto de las cercas vivas en la reducción o aumento de áreas de pastos. Una reducción considerable del área de pasto puede repercutir en la disminución en la producción en sistemas ganaderos
Número de parches de potrero	Número de parches o polígonos que componen el paisaje	Se estima que a un mayor número de parches de pastos con áreas relativamente pequeñas indica paisajes con mayor presencia de otros hábitats, en nuestro caso de más cercas vivas
Área promedio de los parches de potrero	Número de hectáreas promedio de todos los parches de potrero	La disminución del área promedio de los parches de potrero debido a la presencia de cercas vivas, indican el cambio de áreas extensas a áreas más pequeñas. Esto puede favorecer el movimiento de organismos al disminuir las distancias que recorren cuando se mueven en el paisaje y/o entre los fragmentos de bosques, dando mayores posibilidades para encontrar sitios de paso o de refugio
Número de parches de cerca vivas	Número de parches o polígonos que componen el paisaje	Para este estudio, en el análisis espacial, cuando se da una disminución en el número de parches de cercas vivas significa que cercas vivas que estuvieron aisladas se conectaron para formar parte de un parche. Aunque en otras situaciones, una disminución en el número de parches puede significar una menor cantidad de cercas vivas o parches de cercas vivas en el paisaje
Nodos totales y tipo de nodos	Número de nodos	Los nodos son los puntos de encuentro entre las cercas. A mayor número de nodos por hectárea, una red mejor conectada
Índice de conexión (IC)	$IC = \frac{\sum_{i=1}^n N_i Y_{ic}}{100}$ $N_i = \# \text{ nodos tipo } i$ $Y_{ic} = \text{número de cercas conectadas}$	Es igual a la suma que resulta de la multiplicación de cada tipo de nodo por el número de cercas que conecta, dividido entre 100 para darle el valor por hectárea. La variable explica el nivel de conexión de las cercas. Esta relacionada con el número y tipo de nodos y ayuda a describir la complejidad de la red de cercas. Mientras más alto el valor, más alto el grado de conexión de la red de cercas
Conexiones entre cercas vivas y parches de bosques densos y bosques riparios	Número de conexiones físicas directas entre parches de bosques y de las cercas vivas individuales	Un mayor número de conexiones directas da un mayor número de posibilidades de movimiento para salida o entrada de organismos de los fragmentos de bosques
Distancia promedio entre parches de bosque densos y bosques riparios	Distancia en metros que existe entre los puntos centrales de cada parche de bosque o cerca viva a cada uno de sus parches. Para este caso se tomaron como parches del mismo tipo a los bosques densos, bosques riparios y cercas vivas.	Este es una medida de conectividad que describe la conectividad entre fragmentos de bosque
Distancias entre cercas vivas y parches de bosques(m)	Distancia en metros que existe entre los puntos centrales de cada uno de los parches de bosque denso, bosque ripario y las cercas vivas hacia cada uno de sus vecinos y entre ellos	La variable ayuda a comparar los cambios en la conectividad del paisaje debido a la presencia de las cercas vivas en los espacios abiertos que hay entre los fragmentos de estos tipos de bosques. El cálculo se obtiene determinando un punto central de los polígonos, luego se calculan las distancias de cada punto a todos los demás puntos (extensión Create a distance matrix de ArcView) y con todas estas distancias se obtiene el valor promedio.

Cuadro 16. Tipos de nodos y número de cercas que conectan.

Tipo de nodo	Representación gráfica	# cercas conectadas
1		1
2		2
3		3
4		4

4.3 RESULTADOS

4.3.0 Descripción general del paisaje

El paisaje en Río Frio presentó una matriz dominada por pasturas con árboles, las cuales conformaban casi el 60% del paisaje en total (Cuadro 17). Los parches de estos potreros presentaron densidades de cobertura arbórea (según copas de los árboles observados desde la foto) que rondaron entre los 4.5% y los 75.4% con un promedio de $27.9 \pm 1.6\%$ (E.E.). Específicamente para el área, se clasificaron como potreros con baja cobertura arbórea, aquellos que estuvieran en un rango entre 4.5 y 15% de copas de los árboles del total del área del polígono, potreros con densidad media lo que estuvieran entre 15% y 50% y potreros con alta densidad a aquellos que tuvieran un valor mayor de 50% y (Figura 13). En total las pasturas estuvieron conformadas por 82 parches cuya área promedio rondó entre las 10.3 ± 5.21 ha para los pastos con alta cobertura arbórea y un área de 44.2 ± 21.0 ha en los potreros de cobertura arbórea intermedia.

Cuadro 17. Representación porcentual de cada uno de los hábitats en el paisaje y tamaños promedios de parches en 4,483 ha. Río Frio, Costa Rica. 2003.

Hábitat	Total hectáreas	% en el paisaje	# parches	Tamaño promedio de los Parches (ha) $\bar{X} \pm E.E.$	Tamaño mínimo (ha)	Tamaño máximo (ha)
Bosque intervenido	728.87	16.3	16	45.5 ± 23.6	2.7	384.3
Vegetación secundaria	84.08	1.9	9	9.3 ± 3.9	0.9	37.2
Bosque ripario	372.37	8.3	90	4.1 ± 0.7	0.2	47.8
Palmito	468.43	10.4	50	9.4 ± 3.7	0.4	185.6
Pastos baja cobertura arbórea ($4.5\% \leq y \leq 15\%$)	798.39	17.8	25	31.9 ± 12.8	0.8	308.7
Pastos intermedia cobertura arbórea ($15\% < y \leq 50\%$)	1636.79	36.5	37	44.2 ± 21.0	0.75	698.0
Pastos con alta cobertura arbórea ($50\% < y \leq 75.4\%$)	205.33	4.6	20	10.3 ± 5.21	0.75	106.2
Grupo de árboles	48.96	1.1	14	3.5 ± 1.7	0.5	16.9
Plantaciones forestales	68.06	1.5	9	7.6 ± 2.2	1.0	17.7
Huerto (incluye áreas domésticas)	59.15	1.3	24	2.5 ± 0.5	0.3	9.3
Frutales	10.91	0.2	3	3.6 ± 2.2	1.33	7.85
Total	4483	100	297			

En esta matriz dominada por pastos, se encontraron inmersos bosques intervenidos, bosques riparios, vegetación secundaria (en diferentes estados de sucesión), el cultivo de palmito (*Bactris gasipaes*), grupos de árboles, plantaciones forestales, frutales y huertos caseros, donde se incluyeron las áreas domesticas (Figura 14) Fueron pocos los bosques densos encontrados y vale resaltar según comprobación de campo, que todos habían sido intervenidos alguna vez. Estos bosques densos intervenidos representaron la segunda clase de importancia con un 16% del área total y los parches más grandes se ubicaron en las zonas aledañas al Parque Nacional Braulio Carrillo, hacia el suroeste del área en estudio, mientras que los parches más pequeños se ubicaron hacia el lado noreste, donde se encontraron la mayor cantidad de áreas asentamientos humanos. El tamaño de estos bosques estuvo en un rango de entre las 2.7 ha y las 384.3 ha con un promedio de 45.5 ± 23.6 ha, y todos estos parches colindaron principalmente con áreas de pasturas y a excepción de dos de los parches, todos los demás conectaban con al menos un parche de bosque ripario.

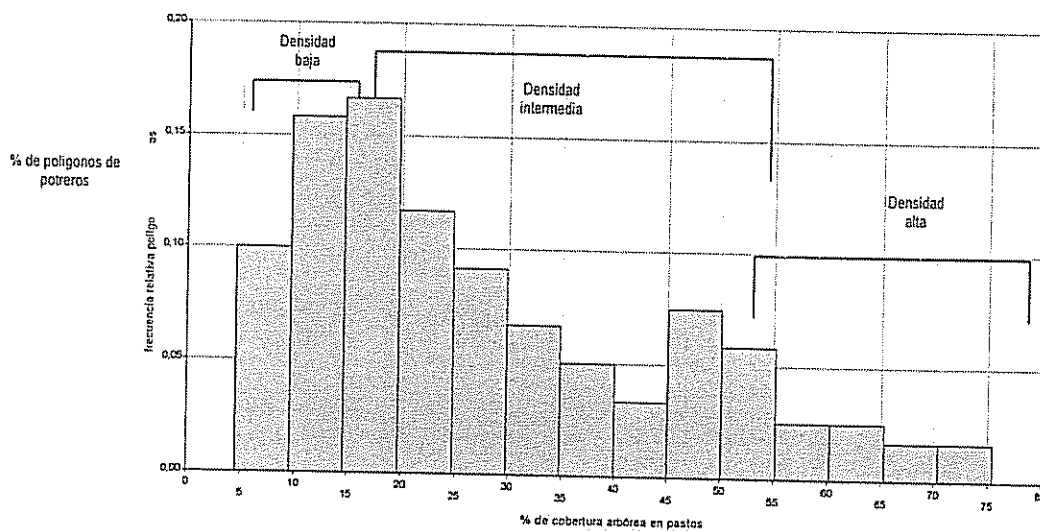


Figura 13. Distribución relativa de los polígonos de potrero según densidades de cobertura arbórea baja, media y alta Río Frio, Costa Rica, 2003

Los bosques riparios representaron solamente un 8.3% del área total y la distribución de los parches en el paisaje fue homogénea en comparación a los parches de bosque intervenido, sin mostrarse ninguna concentración de estos en ninguno de los sectores del área. Esto fue debido quizás por que esta clase de hábitat estaba conformado por 90 parches, siendo el hábitat con mayor número de estos en el paisaje. El área promedio de los parches de potrero fue de 4.1 ± 0.7 ha y sus formas fueron generalmente alargadas en los parches de mayor tamaño y de formas circulares y compactas para los parches más pequeños.

El palmito fue el único cultivo de importancia encontrado en el paisaje, conformado por 50 parches de variados tamaños que rondaron entre los 0.4 y 185.6 ha, con un área promedio de 9.4 ± 3.7 . Otros usos del suelo

representados pero en proporciones menores a 1. 5 % fueron grupos de árboles, plantaciones forestales, plantaciones de frutales y los huertos caseros.

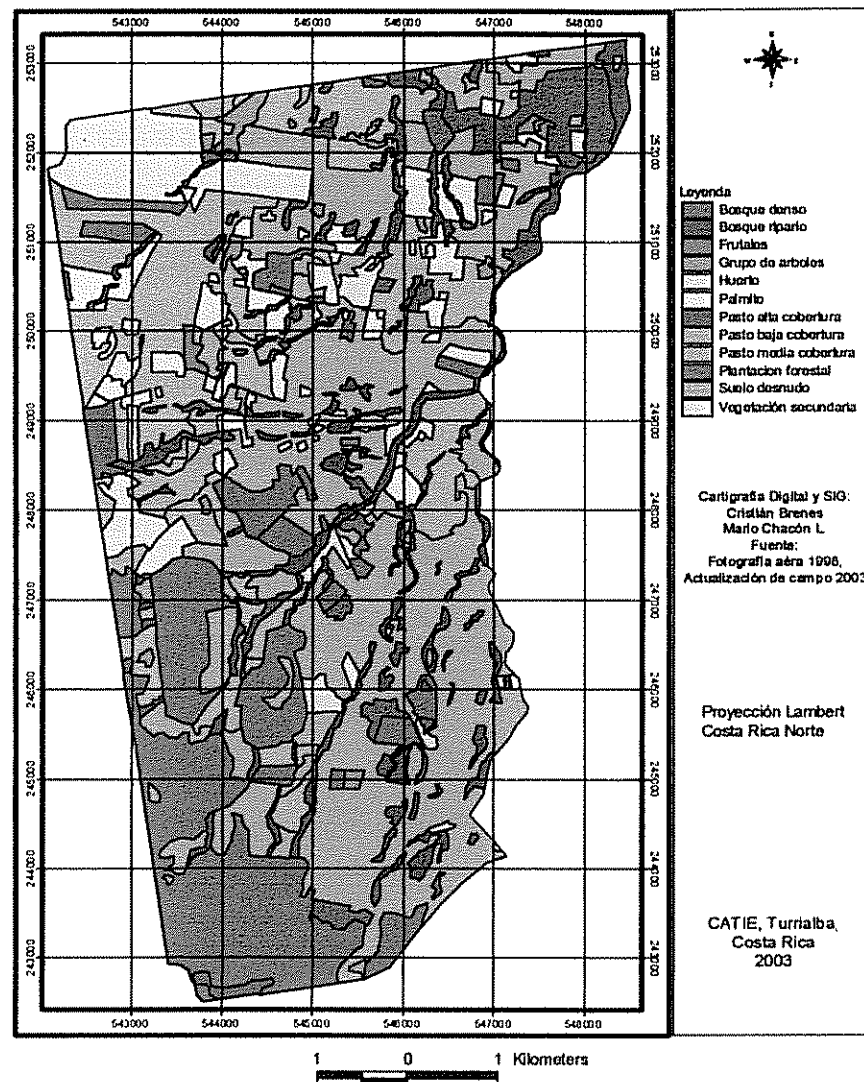


Figura 14. Mapa del uso del suelo, región de Río Frio, Costa Rica. 2003.

El hábitat que presentó una densidad mayor de parches en 100 ha en el paisaje fueron los bosques riparios con 2, seguido por los huertos caseros con solo 0.5 parches en 100 ha (Cuadro 18). Los bosques densos y los grupos de árboles presentaron una densidad de 0.3 parches en 100 ha.

En conjunto, los bosques intervenidos y los bosques riparios se encontraron a variadas distancias entre sí, que estuvieron en un rango que fue desde los 150 m y hasta los 11,150 m con una distancia promedio de $3,531 \pm 30.1$ m (E.E). La distancia euclidiana promedio al vecino más cercano mostró un valor de 123.8 m para la clase de bosques riparios y de 315.9 m para los bosques densos intervenidos (Cuadro 18). El grado de aislamiento fue medido por el

índice de proximidad, el cual tiene un valor de 0 si no hay parches de la misma clase en un radio especificado y aumenta mientras mayor sea el número de parches de la misma clase en el radio. El índice mostró pocas posibilidades de encontrar parches de bosques densos y de bosques riparios a distancias menores de 100 m, sin embargo a partir de los 300 m la posibilidad de encontrar parches de bosques cercanos incrementó.

Cuadro 18. Valores de densidad de parches, proximidad y distancia euclidiana para diferentes clases de parches con mayor presencia de cobertura arbórea. Río Frio, Costa Rica. 2003.

Categorías	Densidad de parches (No /100ha)	Índice de proximidad según radio (m)				Distancia euclidiana al vecino más cercano (m)
		100	300	1000	5000	
Bosque intervenido	0.3	7.1	62.4	66	67	315.9
Bosque ripario	2.0	7.3	11.5	12.5	13.1	123.8
Vegetación secundaria	0.2	0	0	0.2	0.3	905.3
Plantaciones forestales	0.2	0	2.6	2.8	2.9	822.3
Grupo de árboles	0.3	9.9	10.2	10.4	10.5	720.3
Huerto (incluye áreas domésticas)	0.5	3.2	4.3	4.4	4.5	437.8

4.3.1 Descripción de los bloques de 100 ha para el muestreo de las cercas

Igual que en el paisaje total, los bloques de 100 ha estuvieron conformados principalmente por pasturas, bosques riparios, bosques densos intervenidos (con excepción del bloque 3) y menor grado por el palmito, frutales, huertos caseros y plantaciones forestales (Cuadro 19). Las áreas de pasturas en cuatro de los cinco bloques de 100 ha (Figura 15) fueron mayores a las 50 ha y el área promedio de pastos en hectáreas para los 5 bloques fue de 66.4 ± 5.4 ha.

Estas áreas de pasto se distribuyeron en pocos polígonos (entre 2 y 5) por bloque, aunque se debe recalcar que es posible encontrar un número mayor de apartos (que el # de polígonos) dentro de las fincas de los productores de la zona, puesto que un polígono puede contener varios apartos. Este punto será discutido en detalle más adelante en la sección de análisis espacial.

Los bosques densos intervenidos estuvieron presentes solo en cuatro de los 5 bloques y representados por entre 0 y 2 parches por bloque, que tenían un área promedio de 8.1 ± 3.4 ha. Los bosques riparios estuvieron presentes en todos los bloques y fueron el hábitat con el número mayor de polígonos (entre 3 y 10 por bloque), con un área promedio de 9.2 ± 2.6 ha para los 5 bloques. Otros usos como las plantaciones forestales, los huertos y frutales estuvieron representados en bajos porcentajes, a excepción del palmito que en dos bloques ocupó entre 11 y 27 ha del total.

Cuadro 19. Número de parches (#p) y áreas (ha) de los hábitats en los cinco bloques (100 ha) para el análisis de cercas Río Frio, Costa Rica, 2003.

Bloque	1		2		3		4		5		Área Promedio	
	Área	# p	Área	# p	Área	# p	Área	# p	Área	# p	\bar{X}	E:E
Bosque intervenido	17.4	2	10.9	1	0.0	0	11.9	1	0.2	1	8.1	3.4
Vegetación secundaria	0.7	1	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0	0	0.1	0.1
Bosque ripario	12.2	5	7.8	6	2.9	3	5.4	6	17.7	10	9.2	2.6
Palmito	0.8	1	26.9	6	12.0	5	0.0	0	2.9	3	8.5	5.1
Pastos	69.6	5	46.4	5	64.9	3	76.2	2	7.5	3	66.4	5.4
Grupo de árboles	0.0	0	4.2	2	0.0	0	4.1	1	0.0	0	1.6	1.0
Plantaciones forestales	0.0	0	0.0	0	0.0	0	3.2	1	1.5	1	0.9	0.6
Huerto	0.0	0	2.9	2	13.2	4	0.0	0	1.9	4	3	2.4
Frutales	0.0	0	1.6	1	7.8	1	0.0	0	1.3	1	2.1	1.4

4.3.2 Caracterización general de las cercas

En las 500 ha muestreadas se registraron 377 cercas de las cuales el 45.4% fueron cercas vivas y el 55.5% fueron cercas muertas, reportando un total de 20,497 árboles y 15,995 postes de madera. Las cercas vivas medidas estuvieron compuestas principalmente por las especies Poró (*Erythrina costaricensis* y *Erythrina poeppigiana*) y Madero negro (*Gliricidia sepium*, cuadro 20). Se observó también la presencia de algunas especies frutales como la Naranja (*Citrus sinensis*) o la Guayaba (*Psidium guajava*) y maderables como el Cedro (*Cedrela odorata*) y Gavilán (*Pentaclethra maculoba*), pero en cantidades muy bajas. Todas estas especies fueron sembradas por los productores a excepción de la especie *Tabebuia chrysantha*.

La extensión total de cercas medidas en las 500 ha fue de 55,907 m lineales, de los cuales 25,264 m correspondieron a cercas vivas. La densidad de cercas vivas por hectárea varió desde los 13.3 m/ha hasta los 89 m/ha, con un promedio de 50.5 ± 15 m. La longitud promedio de estas cercas vivas fue de 147.7 ± 7.87 m y la densidad promedio de árboles en 100 m lineales de cerca fue de 87.6 ± 5.25 . El promedio del diámetro del fuste a la altura del pecho (dap) obtenido de la medición de 5 árboles tomados al azar en cada cerca, estuvo entre los 7.02 y 9.66 cm con un promedio de 8.93 ± 0.32 cm para los 5 bloques. Por su parte el radio de las copas varió entre 1.41 y 2.09 m con un promedio de 1.78 ± 0.09 m (cuadro 21).

También se registraron 30,643 m a cercas muertas que tuvieron una longitud promedio de 148.7 ± 7.8 m y se encontraron a una densidad de 99.8 ± 22.2 m/ha

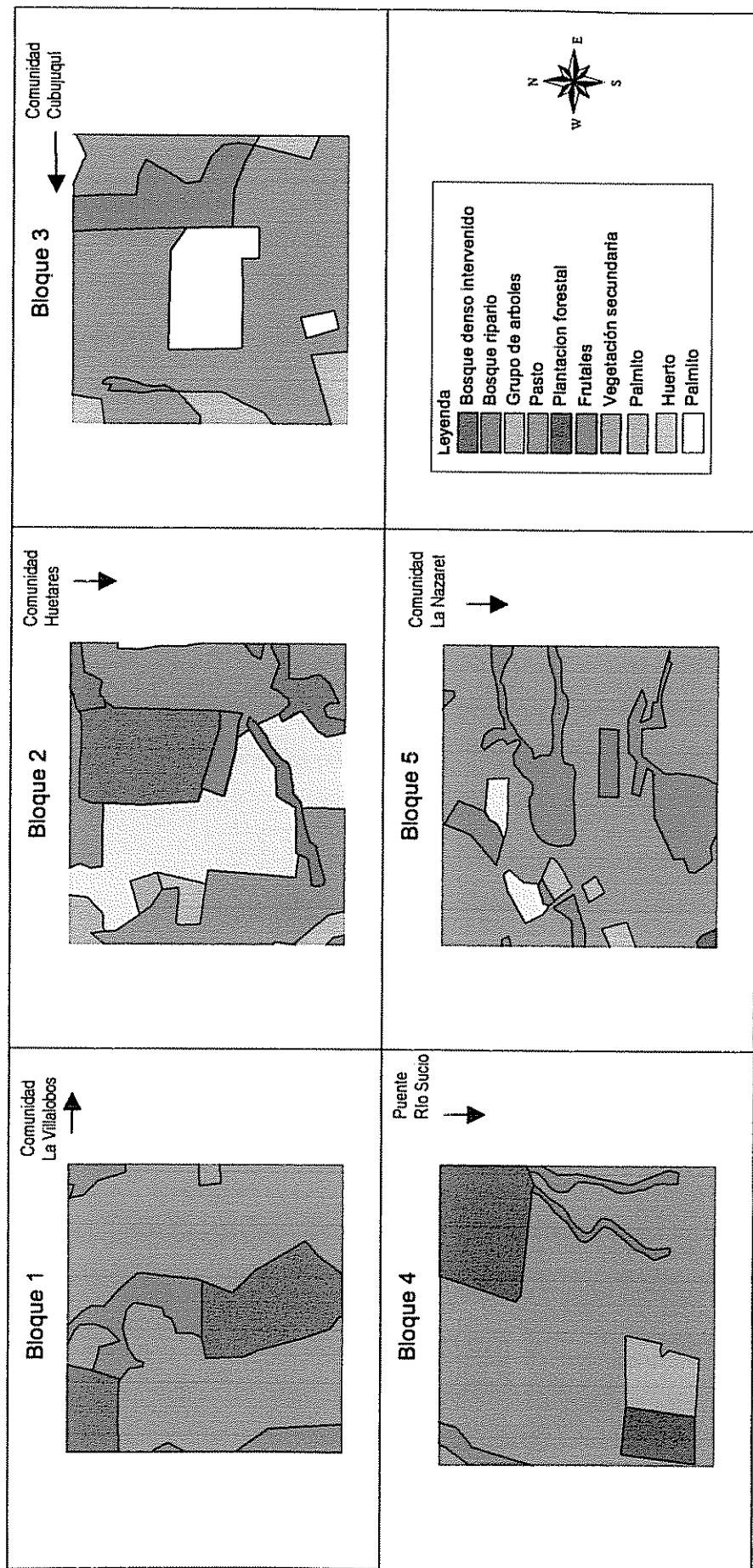


Figura 15. Representación gráfica de los hábitats en cada uno de los bloques para el análisis de cercas. Río Frio, Costa Rica, en base a fotografía aérea 1998 y comprobación de campo.

Cuadro 20. Lista de especies en las cercas vivas por orden de abundancia según muestreo de 5 árboles por cerca viva Río Frio Costa Rica 2003.

#	Nombre común	Especie	Familia	# individuos
1	Madero Negro	<i>Gliricidia sepium</i>	Fabaceae/ Papilionaceae	427
2	Poró	<i>Erythrina sp.</i>	Fabaceae/ Mimosaceae	390
3	Caña india	<i>Dracaena fragrans</i>	Dracaenaceae	28
4	Guayaba	<i>Psidium guajaba</i>	Myrtaceae	11
5	Ficus	<i>Ficus sp</i>	Moraceae	8
6	Gavián	<i>Pentaclethra macroloba</i>	Fabaceae/ Mimosaceae	7
7	Indio Pelado	<i>Bursera simaruba</i>	Burseraceae	5
8	Cedro Amargo	<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	5
9	Limon	<i>Citrus aurantifolia</i>	Rutaceae	5
10	Tuete	<i>Vernonia patens</i>	Asteraceae	4
11	Pipa	<i>Cocos nucifera</i>	Arecaceae	3
12	Roble	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Bignoniaceae	3
13	Guaba	<i>Inga spectabilis</i>	Fabaceae/ Mimosaceae	3
14	Naranja	<i>Citrus sinensis</i>	Rutaceae	3
15	Guanabana	<i>Annona muricata</i>	Annonaceae	2
16	Sotacaballo	<i>Zygia longifolia</i>	Fabaceae/ Mimosaceae	2
17	Amapola	<i>Hibiscus sp.</i>	Malvaceae	2
18	Laurel	<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	1
19	Saraquindi	<i>Cassia reticulata</i>	Leguminosae	1
Total				910

La ubicación de las cercas se determinó registrando los hábitats adyacentes a cada lado de cada cerca. Los tipos de hábitat adyacentes más importantes se muestran en la Figura 16. El 96% de las cercas vivas y el 91% de las cercas muertas, estuvieron distribuidas en solo 8 tipos de hábitats adyacentes de 20 tipos determinados en el campo. Parece no haber marcadas diferencias entre los porcentajes de cercas vivas o cercas muertas según el tipo hábitats adyacentes.

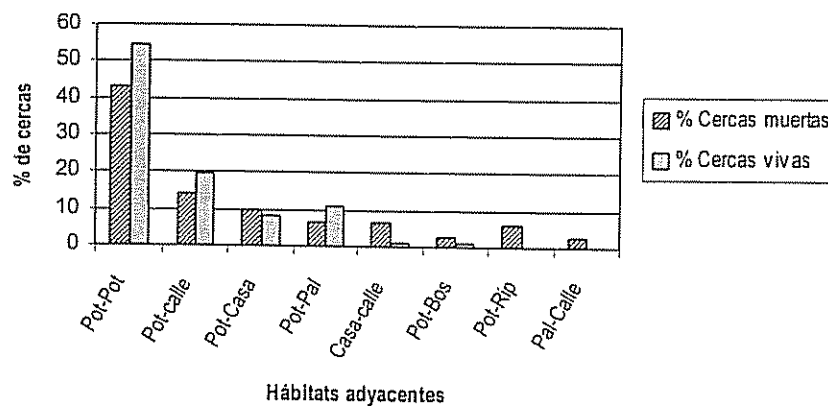


Figura 16. Porcentaje de cercas según tipos de hábitats adyacentes en 500 ha, Río Frio, Costa Rica, 2003. Cada abreviatura significa los hábitats a cada lado de una cerca, Pot=potrero, Pal=palmito, Bos=bosque, Rip=ripario

La mayor parte de cercas (tanto vivas como muertas) se encontraron ubicadas en áreas de pastos y/o adyacentes con calles, con huertos y/o al cultivo del palmito y en menor proporción adyacentes a bosques intervenidos y a bosques riparios. Más de un 40% de las cercas vivas y más del 50% de las cercas muertas tuvieron como hábitat adyacentes a los pastos (Pot-Pot) Un 20% de las cercas vivas y un 14% de las cercas muertas estuvieron entre los hábitats de potrero y calle (Pot-Calle) y alrededor del 10%, tanto para las cercas vivas como las cercas muertas, estuvo entre los hábitats de

potrero y huertos (Pot-Casas) y potreros con el cultivo del palmito (Pot-Pal). Solo el 1% de las cercas vivas y el 3% de las cercas muertas colindaron con potreros y bosques densos (Pot-Bos), las cercas vivas no tuvieron adyacencias del tipo potreros y bosques riparios (Pot-Rip) mientras que el 6% de las cercas muertas estuvieron entre este tipo de adyacencias. A nivel espacial, se encontraron cercas vivas completamente aisladas, es decir que no conectaron con otras cercas vivas o con bosques densos y riparios. El porcentaje de cercas vivas aisladas estuvo en un rango de 2.7% para el bloque 1 y 31.3% para el bloque 5, el porcentaje de cercas aisladas totales para las 500 ha muestreadas fue de 10.5% (Cuadro 21)

Cuadro 21. Características de las cercas vivas y cercas muertas según variables por bloque de 100 ha y del total del área muestreada. Río Frio Costa Rica 2003.

Tipo de cerca	Variable	Bloque					$\bar{X} \pm E.E$ o totales*
		1	2	3	4	5	
Cerca viva	# de cercas	73	28	42	12	16	171*
	Extensión total en (m)	8,216.9	4,213	8,899.7	2,605	1,330	5,053±15
	Densidad de cerca viva (m/ha)	82.2	42.1	89	26.1	13.3	50.5±15.1
	Longitud promedio (m±E.E)	112.5±9.6	150.5±13.8	211.9±19.5	217.1±26.1	83.2±11.3	147.8±7.9
	Promedio del diámetro a la altura del pecho (cm±E.E)	9.6±0.5	8.2±0.8	9.1±0.6	8.1±0.9	7.02±0.8	8.9±0.3
	Promedio del radio de copas (m±E.E)	2.09±0.12	1.78±0.21	1.5±0.2	1.5±0.2	1.4±0.2	1.9±0.1
	Densidad de árboles (individuos/100 m±E.E)	90±10	87.9±10.8	107.1±8.8	44.8±7.3	56.7±7.3	87.6±5.3
% de cercas aisladas (conectadas solo a cercas muertas)	2.7	14.3	9.5	25.0	31.3	16.56±5.17	
Cerca muerta	# de cercas	25	54	26	27	74	206*
	Extensión total en	3,414.8	7,502	3,445	7,511.5	8,769.5	30,642.8*
	Densidad de cerca muerta (m/ha±E.E)	49.1	161	53.3	99.4	136.2	99.8±22.1
	Longitud promedio (m±E.E)	136.6±14.2	138.6±13	132.5±15.4	278.2±28.5	118.5±11.7	148.8±7.8
	Densidad de postes (individuos/100m±E.E)	51±5	41±2	52±3	42±3	48±2	46.4±1.3

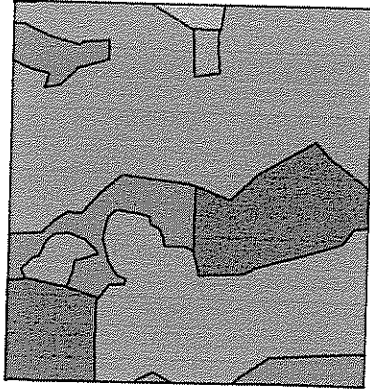
*Valores totales

4.3.3 Efectos de las cercas vivas sobre la estructura del paisaje y el patrón de conectividad

Para determinar los efectos sobre la estructura y conectividad del paisaje, se analizó el aporte actual de las cercas vivas y el posible aporte potencial. El aporte actual se determinó comparándolo el paisaje original, donde se contemplaron las cercas vivas encontradas en la etapa de campo (n=171) con un paisaje simulado donde no existiese ninguna cerca viva. Posteriormente se determinó el aporte potencial de las cercas vivas comparando el escenario original con cercas vivas (n=171) con un escenario de paisaje donde se simuló que las cercas muertas encontradas en el campo también fueron cercas vivas (n=377). Para este último se utilizó el radio de copa promedio de todas las cercas vivas muestreadas (radio de copa = 1.8 m) para insertarlo en el sistema de información geográfica, junto a los demás hábitat del paisaje y realizar los análisis respectivos a cada uno de los 5 bloques de 100 ha. La Figura 17 muestra los 5 bloques con la simulación de los paisajes sin cercas vivas, con cercas vivas encontradas en el campo y con la simulación de las cercas muertas como vivas. Por cada simulación se analizaron las variables relacionadas con los cambios estructurales, composición y conectividad del paisaje poniendo atención únicamente en los parches de bosques riparios y potreros, las cercas vivas y los pastos (Cuadro 22)

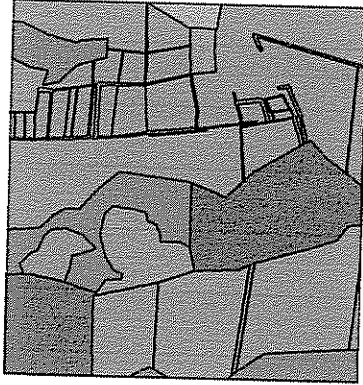
a)

Bloque 1



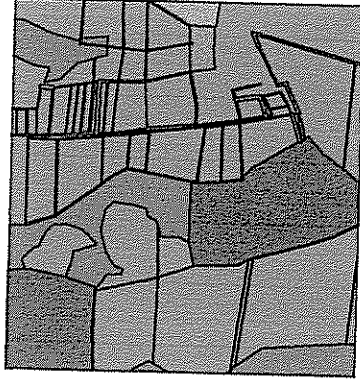
Escenario simulado sin cercas

Bloque 1



Escenario original (aporte actual)

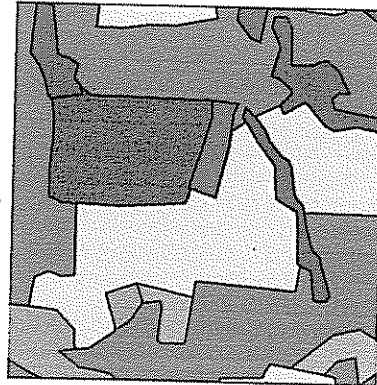
Bloque 1



Escenario simulado cercas muertas como cercas vivas
(aporte potencial)

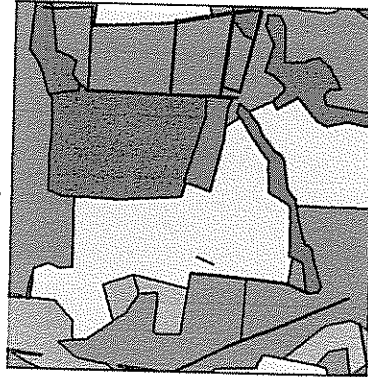
b)

Bloque 2



Escenario simulado sin cercas

Bloque 2



Escenario original (aporte actual)

Bloque 2



Escenario simulado cercas muertas como cercas vivas
(aporte potencial)

Figura 17. Representación de los hábitats en los bloques 1 (a) y 2 (b). Se muestran la simulación sin cercas vivas y el escenario con cercas muertas simulando cercas vivas. Río Frio, Costa Rica. (Nótese el cambio y la posición de las cercas vivas en los distintos escenarios)

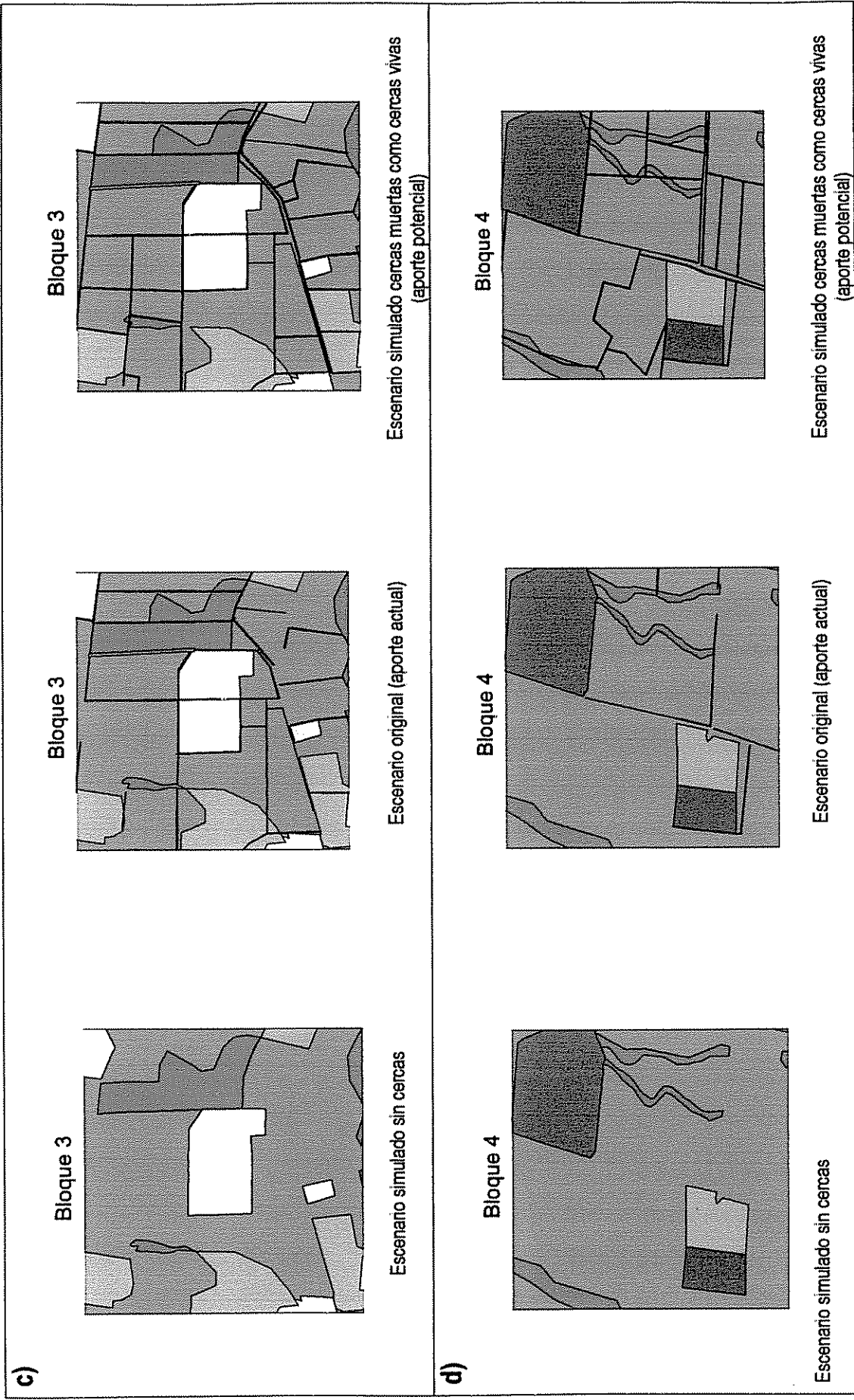
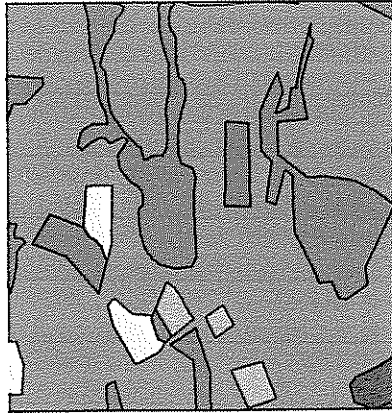


Figura 17 Representación de los hábitats en el bloque 3 (C) y 4 (D). Se muestran la simulación sin cercas vivas y el escenario con cercas muertas simulando cercas vivas. Río Frio, Costa Rica. (Nótese el cambio y la posición de las cercas vivas en los distintos hábitats)

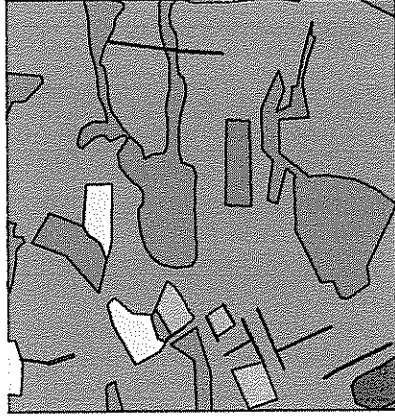
e)

Bloque 5



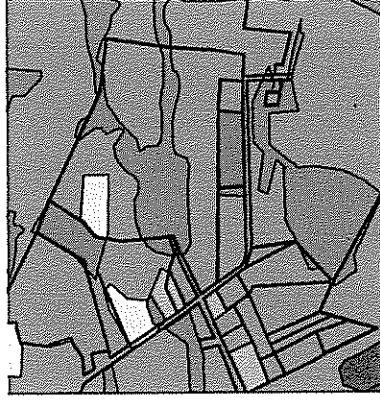
Escenario simulado sin cercas

Bloque 5



Escenario original (aporte actual)

Bloque 5



Escenario simulado cercas muertas como cercas vivas
(aporte potencial)

Figura 17. Representación de los hábitats en el bloque 5 (e). Se muestran la simulación sin cercas vivas y el escenario con cercas muertas simulando cercas vivas. Río Frío, Costa Rica. (Nótese el cambio y la posición de las cercas vivas en los distintos escenarios)

Cuadro 22. Características de composición, estructura y conectividad para los 5 bloques (en la misma fila) con los escenarios sin cercas vivas, con cercas vivas encontradas en el campo y la simulación de cerca muertas como cercas vivas, Río Frio, Costa Rica, .2003. Letras distintas indican diferencias significativas entre las medias ($p < 0.05$).

Escenarios	Uso del suelo Sin cercas vivas					Con cercas vivas encontradas en el campo					Simulación cercas muertas como cercas vivas							
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	$\bar{X} \pm E.E$		
Bloque																		
Hectáreas poltrero	69.6	46.4	64.8	76.2	75.5	66.5±5.4a	67.2	45.6	63.3	75.8	75.1	65.4±5.5a	64.5	44.0	59.0	74.0	72.7	62.84±5.4a
Área promedio del parque de poltrero	13±9	9.3±4	21.6±21	38.1±36	25.5±23	31.8±1.1a	2±0.5	2.7±1	5.3±2	18.9±17	37.6±33	13.3±6.8ab	1.4±0.3	1.3±0.3	2.4±0.3	3.1±1	2.1±0.5	2.1±0.3b
Extensión total cercas en vivas (km)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0a	8.2	4.2	8.9	2.6	1.3	25.2b	1.2	1.2	12.3	10.1	10.1	55.9b**
Densidad de cerca viva (m/ha)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0a	82.2	42.1	89	26.1	13.3	50.5±15.1b	116	117	123	101	101	111±45.3b
Hectáreas cubierta por copas de árboles de cercas vivas	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0a	2.5	0.6	2.7	0.5	0.4	1.3±5b	3.8	3.7	3.6	2.6	3.4	3.42±0.2c
% área de pasto reducida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0a	3.5	1.7	2.3	0.6	0.5	1.7±0.6a	7.7	5.3	9.1	3.0	3.7	5.7±1.2b
# de parches de pasto	5	5.0	3.0	2.0	2	3.40±0.7a	33	17	12	4	2	13.6±5.6a	46.0	39.0	25.0	24.0	34.0	32.4±3.9ab
# de parches de cerca viva	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0a	10.0	14.0	17	6.0	8.0	11±2.0b	5.0	4.0	2.0	2.0	5.0	3.6±0.7a
# de nodos/100ha	0	0	0	0	0	0a	72	36	39	9	23	35.8±10.5b	89	78	61	38	97	72.6±10.6c
Índice de conexión	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0a	1.6	0.7	0.8	0.1	0.3	0.7±0.2b	1.53	1.8	1.53	0.95	2.31	1.6±0.2c
# conexiones directas entre cercas vivas con bosques	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0a	16	10	11	5	5	9.4±2.1b	25	24	16	15	29	21.8±2.7c
Distancias mínimas promedio entre cercas y bosques (m)*	479.0	616.2	690.9	466.4	384.5	527.4±55.3a	363.4	605.7	561	541	368	487.8±5.1a	41.8	13.4	52.2	152	98.90	71.6±24.4b

*Incluye parches de bosques densos intervenidos y bosques riparios, ** número total

El área de las pasturas no es afectada significativamente por la presencia de cercas vivas. Cuando se simuló la eliminación de las cercas vivas, el análisis de varianza no encontró un aumento significativo en las hectáreas de potreros por disminución de las copas de las cercas. De igual manera cuando se aumentó el número de cercas vivas (simulación de cercas muertas como cercas vivas) el área de potrero bajo la copa no provocó un aumento significativo ($F_{2,12}=0.12$; $p=0.8894$) (Figura 18).

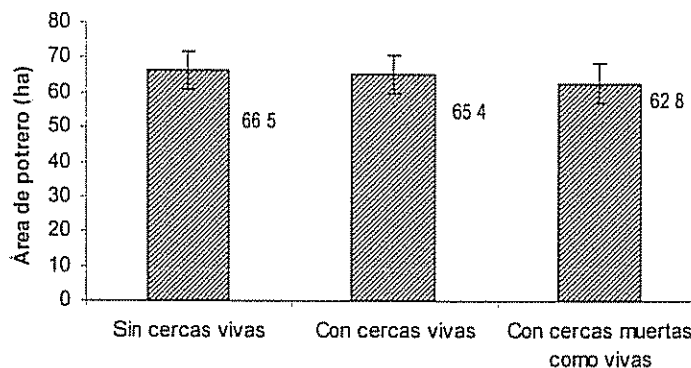


Figura 18 Promedios del área de potrero en tres escenarios de paisajes en Río Frío Costa Rica, 2003.

Sin embargo, la presencia de cercas vivas si resultó en una disminución del 5.8 % del área de pasto cuando se simularon las cercas muertas como vivas ($F_{2,12}=15.78$, $p=.0004$) (Figura 19).

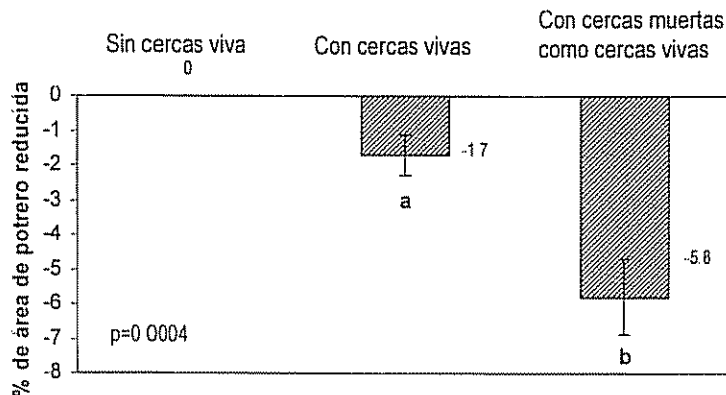


Figura 19. Porcentaje de cambio del área de pastos en tres escenarios de paisajes, Río Frío, Costa Rica, 2003. Letras distintas indican diferencias significativas entre los escenarios ($p<0.05$).

Se encontró que la presencia de cercas vivas puede aumentar el número de parches de potrero porque segrega parches grandes en unidades más pequeñas. La Figura 20 muestra que cuando se simuló la eliminación de las cercas vivas el número de parches disminuyó también pero sin significancia, pasando de un promedio 13 parches que habían en el escenario original, a 3 parches de potrero en el escenario sin cercas vivas Sin embargo, cuando se simularon las cercas muertas como cercas vivas (aumento del número de cercas vivas) la

segmentación de los parches grandes de potrero fue significativo, cambiando 13 parches en promedio en el escenario original a un número promedio de 32 parches cuando se hizo la simulación ($F_{2,12}=13.82$; $p=0.0008$)

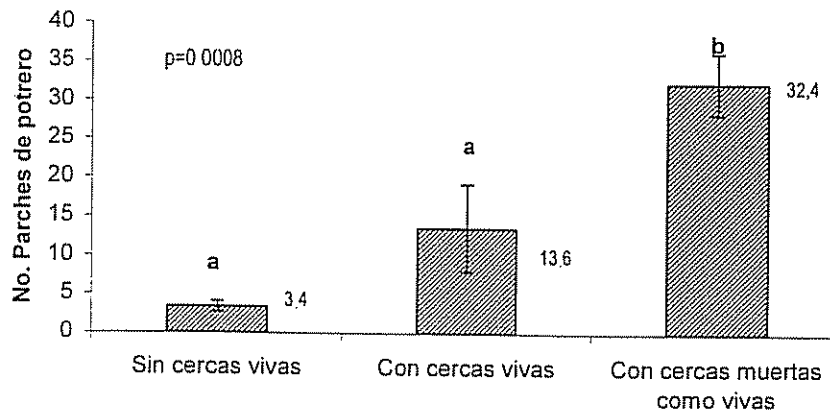


Figura 20 Número de parches de potrero en tres escenarios de paisaje en Río Frio, Costa Rica 2003. Letras distintas indican diferencias significativas entre escenarios ($p < 0.05$)

Cuando se aumentó en el número de cercas vivas, el área promedio de los parches de potrero disminuyó significativamente ($F_{2,12}=3.5$; $p=0.0636$). El resultado permite observar los posibles efectos en cambio del área de los parches al aumentar o disminuir el número de cercas vivas en el paisaje (Figura 21).

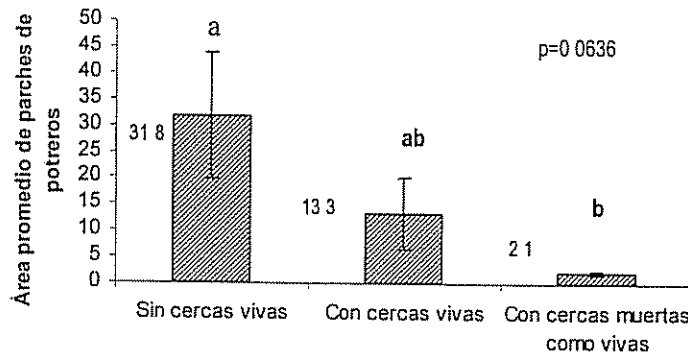


Figura 21 Área promedio de los parches de potrero en tres escenarios de paisajes en Río Frio, Costa Rica 2003

Cambios en la composición, estructura y conectividad de cercas vivas

El área de cerca vivas mostró cambios significativos cuando se compararon los escenarios ($F_{2,12}=28.46$; $p=0.0001$) (Figura 22). En el escenario original o actual donde se contemplaron las cercas vivas registradas en el campo, el área de estas fue en promedio de 1.3 ± 0.5 ha en 100 ha. Cuando se simuló el cambio de cercas muertas a cercas vivas, el área aumentó a 3.4 ± 0.2 ha. Paralelo a esto, el número de parches de cercas aumentó significativamente ($F_{2,12}=21.16$; $p=0.0001$) de 0 polígonos en el escenario sin cercas vivas a un número promedio de 11 ± 2 polígonos en el escenario actual. Sin embargo cuando se simuló todas las cercas muertas como cercas vivas, el número de polígonos de cercas vivas se redujo a solo 3.60 ± 0.7 en promedio para los 5 bloques

(Figura 23) La disminución de parches o polígonos de cercas, se da por que al simular las cercas muertas como si fuesen cercas vivas (aumento en el número de cercas vivas), se logró que se conectaron todas las cercas vivas que original se encontraban aisladas de otras cercas vivas (o ubicadas entre cercas muertas), lo cual a escala espacial se observa como la unión de varios polígonos (ver ejemplos en Anexo 1).

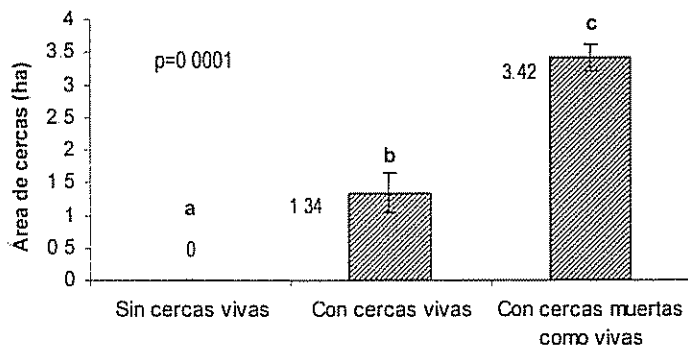


Figura 22 Área de cerca vivas en tres escenarios de paisajes en Río Frio, Costa Rica. 2003. Letras distintas indican diferencias significativas entre los escenarios ($p < 0.05$).

Las variables de conectividad también mostraron un efecto importante de las cercas vivas. Actualmente existía un promedio de 35.8 ± 10 nódulos/100ha. Cuando se hizo la simulación de cambios de las cercas muertas por cercas vivas, el aumentó en el número de nodos fue significativo ($F_{2,12} = 17.86$; $p = 0.0003$) dando un valor de 72.6 ± 10.6 nodos/100ha (Figura 24)

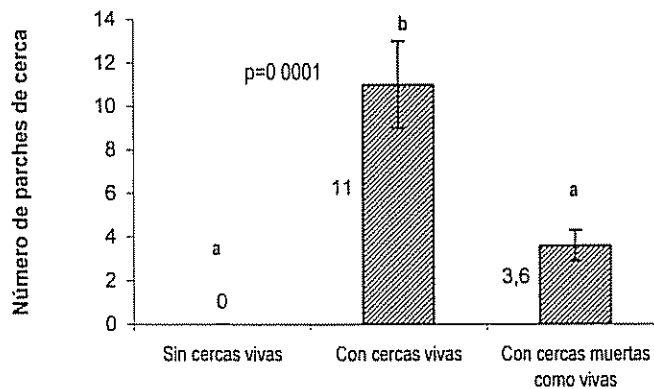


Figura 23. Número de parches de cercas en tres escenarios de paisajes en Río Frio Costa Rica. 2003. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

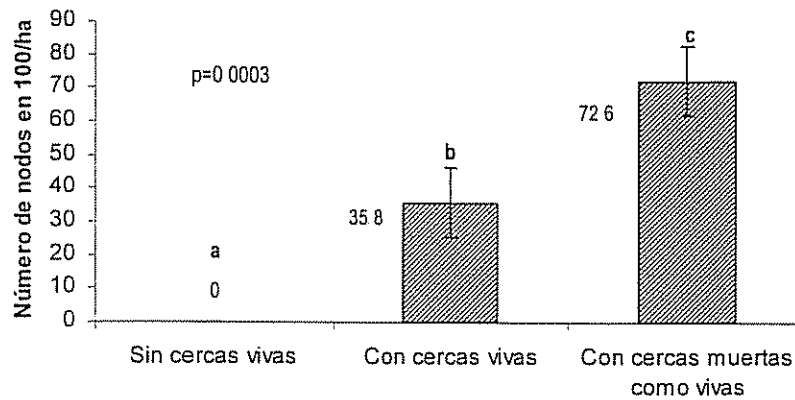


Figura 24 Número total de nodos en 100 ha encontrados en tres escenarios de paisajes. Río Frio Costa Rica 2003 Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

El índice de conexión, que toma en cuenta tipos de nodos y el número de cercas conectadas, mostró un aumento significativo ($F_{2,12}=24.94$; $p < 0.0001$), pasando de un promedio 0.7 ± 0.2 en el escenario original a un promedio de 1.6 ± 0.2 en la simulación de las cercas vivas como cercas muertas (Figura 25).

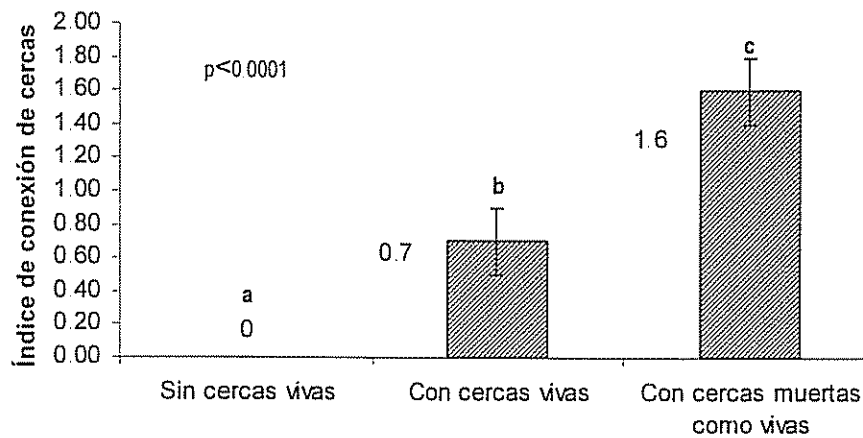


Figura 25. Índice de conexión de cercas para tres escenarios de paisajes. Río Frio Costa Rica Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Conectividad entre fragmentos de bosques densos intervenidos, bosques riparios y las cercas vivas

Las variables relacionadas con la conectividad física entre parches de bosques densos intervenidos y bosques riparios, mostraron una mejora en la conectividad del paisaje debido a cambios en el número y en la ubicación de las cercas vivas. Al momento de tomar los datos en el campo, existía un promedio de 9.4 ± 2.1 cercas vivas conectando directamente a bosques densos y bosques riparios por bloque. Si se cambian las cercas muertas por cercas vivas el número de conexiones entre cercas vivas y parches de bosques aumentaría a 21.8 ± 2.7 ($F_{2,12}=30.92$; $p < 0.0001$) (Figura 26).

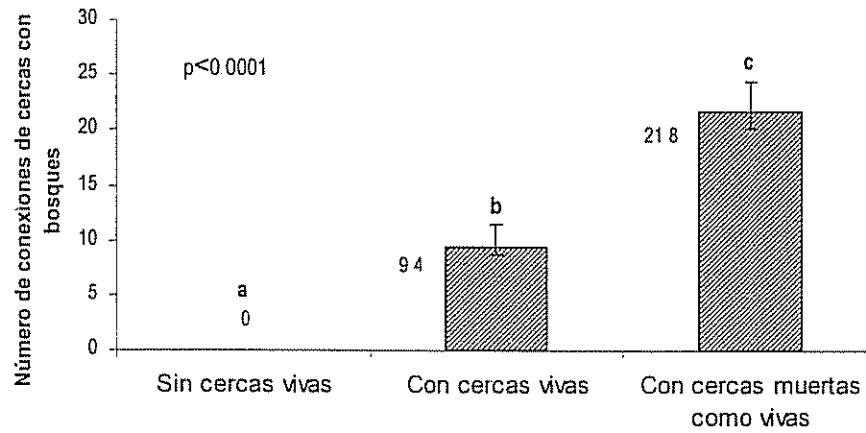


Figura 26 Número de conexiones entre cercas vivas con bosques en tres escenarios de paisajes en Río Frio, Costa Rica 2003. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$), Prueba de Duncan

Las cercas vivas pueden acortar las distancias que deberían de recorrer un organismo para trasladarse de un fragmento de bosque a otro, al proveer sitios de parada o refugio. En el paisaje muestreado, los bosques densos intervenidos y los bosques riparios se encontraron distanciados entre sí por un promedio de 527.4 ± 55.3 m en para los 5 bloques. Cuando se calcularon las distancias nuevamente, esta vez tomando en cuenta las copas de los árboles que conformaban las cercas vivas registradas en el campo, la distancia entre los bosques y las copas de los árboles de las cercas fue de 487.8 ± 5 m. Esta distancia promedio se logró reducir cuando se simuló las cercas muertas como cercas vivas (aumento del número de cercas vivas en el paisaje), determinándose que las copas de los árboles de los bosques y de las copas de los árboles en las cercas vivas podrían estar distanciadas entre sí por 71.6 ± 24.4 m ($F_{2,12} = 30.60$; $p < 0.0001$) (Figura 27)

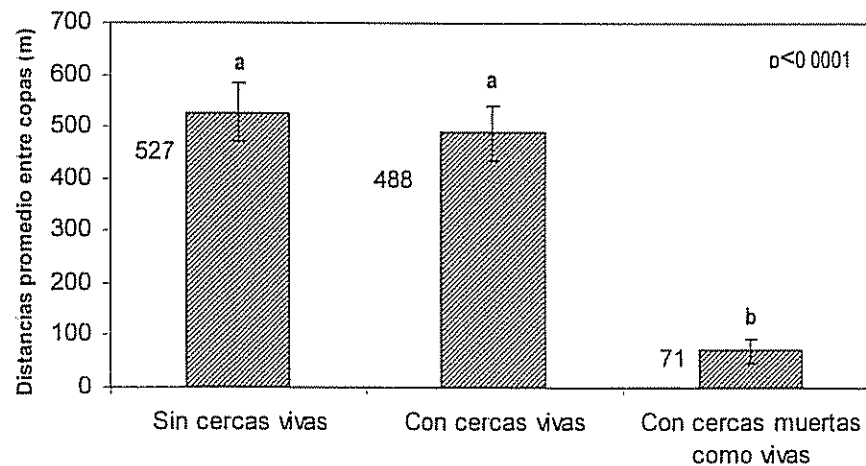


Figura 27 Distancias promedio entre parches de bosques densos, bosques riparios y cercas vivas en tres escenarios de paisajes en Río Frio Costa Rica 2003. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$), Prueba de Duncan

4.4 DISCUSIÓN

Composición del paisaje

La zona de estudio se caracterizó por ser un paisaje fragmentado con pocos y pequeños fragmentos de bosques densos e intervenidos que se encontraron rodeados principalmente por áreas de pasto. De las 4,483 ha del área que se analizaron, el 60% estuvo compuesto por pasturas. Similar fue el dato para la muestra de 500 ha en donde se llevó a cabo el análisis de las cercas vivas, donde el promedio de pastura fue de 66.4%, lo que también concuerda a una escala más baja donde algunos estudios reportan que para 71 fincas analizadas en la zona, el promedio de la proporción de pasturas fue de 84.8 % por finca (Villacis 2003). Hay que recalcar que la mayoría de estas áreas de pastos contenían árboles dispersos, los cuales deben de estar jugando un rol importante en la conservación de especies arbóreas y su relación ecológica con otros organismos. Otros hábitats presentes en menores proporciones incluyen a los huertos caseros, las plantaciones forestales y los árboles en grupo. Estos árboles pueden estar influenciando algunas métricas utilizadas en este estudio, principalmente las distancias promedio entre copas de árboles, lo cual debe ser objeto de estudio para futuros estudios.

Las proporciones de bosques densos intervenidos y de bosques riparios presentes en el paisaje y en los 5 bloques de 100 fueron concordantes a estas dos escalas. Para el paisaje en general, se obtuvo que un 16.3% del área ocupada eran bosques densos y el 8.3% bosques riparios, mientras que en los bloques se reportó un 8.1% para bosques densos y de 9.2 % para bosques riparios. Se puede observar en esta comparación de escalas, que el porcentaje de los bosques es casi el doble en el paisaje que en los bloques. Esto posiblemente se dio por que los fragmentos más grandes de bosques densos se encontraron hacia el sector suroeste, en las áreas aledañas al parque Nacional Braulio Carrillo, que se encuentra protegido por las leyes ambientales de Costa Rica. Mientras que los bloques para el muestreo de las cercas se ubicaron hacia el noreste del área, en donde predominan las áreas agrícolas y ganaderas y con una influencia más directa de los asentamientos humanos de Río Frío.

Por su parte, los bosques riparios tenían un número mucho mayor de parches (90) que los demás hábitats en el paisaje, que se distribuyeron homogéneamente en toda el área y sin tendencia a agruparse en sectores, los cuales mantuvieron una representación porcentual similar a escala de paisaje como en la muestra de 500 ha para el análisis de las cercas. El número mayor de parches de bosques riparios se debió quizás a que es común que los productores dejen los árboles que están en las riveras de los ríos para protección del agua (22 ha en promedio, Muñoz 2003, Villacis 2003). Es posible que los productores interesados en dejar zonas arboladas en las fincas prefieran que sean áreas pequeñas y en lugares donde no influya directamente con las actividades productivas, como pueden ser estas zonas contiguas a causas de quebradas y río.

A nivel general, los bosques densos y los bosques riparios no se encontraron tan aislados entre sí. Los datos mostraron que los bosques densos tenían el vecino más cercano a una distancia promedio de 315 m, es decir la

posibilidad de encontrar bosques de este tipo a distancias menores a 315 m fue baja. Para los bosques riparios esta distancia promedio fue de 123 m, tendiendo mayores posibilidades de encontrar parches de esta categoría a distancias menores de los 300 m en comparación con los bosques densos intervenidos. Esto indica que al nivel de categorías, los bosques riparios están menos aislados y/o más agrupados que los bosques densos. Dado que en el paisaje todos los elementos pueden estar interrelacionados, podríamos pensar que esto mejora las condiciones del paisaje y favorece disminuyendo el aislamiento entre bosques densos.

Hay que recalcar que el hecho de que los bloques de 100 ha fuesen similares al paisaje en general en términos de composición y estructura, sugiere que los resultados del análisis espacial de las cercas en los bloques de 100 ha se podrían extrapolar a toda el área donde este estudio fue realizado.

Características de las cercas

Se puede observar según estos datos, que estas cercas vivas tienden a ser de longitudes pequeñas, compuestas por pocas especies y con diámetros de fuste pequeños. Las cercas vivas estuvieron compuestas principalmente por árboles de las especies Poró (*Erythrina costaricensis* y *Erythrina poeppigiana*) y el Madero negro (*Gliricidia sepium*) que parecen ser las especies que predominan en los sistemas productivos de la zona atlántico norte de Costa Rica (Abreu *et al* 2000) y en especial de Río Frío (Muñoz 2003, Villacís 2003). Las cercas vivas presentaron una longitud promedio de $147,8 \pm 7,8$ m con una densidad de 87 árboles por cada 100 m lineales, con diámetro de fuste promedio fue de 8.9 cm y con radio de la copa promedio de 1.8 m aproximadamente.

Es posible que estas características estructurales de las cercas vivas estén determinadas por el tipo de actividad productiva, el clima de la zona, los cambios en el tiempo de estas actividades en cada finca (escala temporal) y quizás la más importante, las decisiones que toman los productores sobre el manejo de las cercas vivas. Estos aspectos que pueden tener implicaciones en la estructura y conectividad del paisaje y en la dinámica de especies que interrelacionan con las cercas vivas (Burel 1992). El manejo es un aspecto de especial atención puesto que todas las cercas estuvieron ubicadas en áreas productivas (más del 40% de las cercas muertas y más del 50% de las cercas vivas se ubicaron en áreas de potreros), áreas que están siendo manejadas en forma periódica y de maneras diferentes por los productores de la zona, donde las cercas vivas son podadas frecuentemente, lo cual reduce su altura y su copa (Muñoz 2003, Villacís 2003).

Las cercas muertas parecen también ser un elemento importante de considerar en la dinámica del paisaje. Se encontró un total de 206 cercas muertas (55.5% del total), con una longitud promedio de $148,8 \pm 7,8$ m (muy similar al promedio de las cercas vivas) y una densidad $46,4 \pm 1,3$ postes de madera en 100 m lineales. El encontrar cerca vivas en la zona nos da una alternativa viable para mejorar el paisaje aumentando cobertura arbórea o influenciando cambios de estructura y conectividad, simplemente cambiando estas cercas muertas por

cercas vivas sin necesidad de sugerir a los productores de la zona agregar mas cercas vivas puesto que son cercas que ya existen en las fincas

Otro aspecto interesante de señalar es que la mayoría de estas cercas, tanto vivas como muertas, se encontraron en áreas de pasto. Si partimos de que hay estudios que prueban la importancia de las cercas vivas tanto en la biodiversidad como en los procesos ecológicos de ciertos grupos de organismos al aumentar el área de cobertura arbórea en zonas de pastos y al brindar posibles sitios de paso y de refugio. (Jhonson y Beck 1988, Baudry *et al.* 2000a, 2000b), podemos arriesgarnos a suponer que las cercas vivas podrían estar sirviendo como un elemento para la conservación de organismos en áreas abiertas en Río Frío al

Aporte de las cercas vivas a la estructura y conectividad física del paisaje

Se encontraron cambios en la estructura de los parches de potreros al simular la eliminación o agregación cercas vivas al paisaje. Por ejemplo, cuando se eliminaron las cercas vivas (escenario sin cercas vivas) el número de parches de potreros pasó de un promedio 3 parches que habían en el paisaje sin cercas vivas, a un promedio de 13 parches en 100 ha en el paisaje original, y cuando se aumentó el número de cercas vivas (escenario simulando cercas vivas como cercas muertas) el número de parches aumentó significativamente de los 13 a los 32 parches en promedio (lo que sucedió se puede explicar de manera visual Figura 16, donde se observa que parches grandes de potreros que son segmentados a unidades más pequeñas debido al trazado de líneas de cercas vivas). Desde un enfoque conservacionista, esto puede traer repercusiones positivas para los movimientos de organismos, puesto que transforma un paisaje con una matriz aparentemente simple a un paisaje con una estructura más heterogénea (McGarigal y Marks 1995). Según la ecología de paisaje (Turner *et al.* 2001), la presencia de cercas vivas pueden provocar que los pastos sean un hábitat menos contrastante con los fragmentos de bosques remanentes, pudiendo brindar a su vez mayores alternativas de recursos y movimientos por aumento de la vegetación en esta áreas, sobre todo para organismos de movimientos de distancias cortas (Estrada *et al.* 1993, 1993a, Forman 1995, Bennett 1999, Pierce *et al.* 2001).

Otra forma de interpretar los cambios de las cercas vivas en la estructura del paisaje es midiendo el área promedio de los parches de potrero. Al comparar el área de los potreros (paisaje sin cercas vivas) con el paisaje original (paisaje con cercas vivas encontradas en el campo) y con el paisaje donde se simuló las cercas muertas como cercas vivas, se observó que el área promedio de los potreros si no existiesen cercas vivas sería de 31.8 ha aproximadamente, en el paisaje original esta área sería de 13.3 ha y en el paisaje simulado donde se aumentó el número de cercas vivas el área sería de 2.1 ha. Esta reducción en el área de pasto debido a la presencia de cerca vivas también puede ser interpretada como positivo para la biodiversidad por que significa pasar de tener un paisaje con extensas áreas de potreros a un paisaje más heterogéneo en estructura.

Mediante la simulación de cercas muertas como si fuesen cercas vivas, también se logró determinar que un aumento en el número de cercas vivas puede provocar una mejora en la estructura de la red de cercas, debido

entre otras razones, a que las cercas vivas que estuvieron aisladas en el paisaje (cercas vivas conectadas únicamente a cercas muertas) dejan de estarlo para unirse con las demás cercas vivas que conformaban la red. Para entender mejor esto, hay que aclarar que en esta investigación, los análisis llevados a cabo mediante sistemas de información geográfica, visualmente no muestran a las cercas como unidades separadas, sino que cuando hay dos o más cercas vivas conectadas, éstas se observan como un solo parche (Figura 16). Viéndolo de esta manera, los datos mostraron que cuando se simularon cercas muertas como vivas, el número de parches de cercas vivas bajó considerablemente, pasando de un promedio de 11 en el paisaje actual (escenario con cercas vivas encontradas en el campo) a un promedio 3.6 parches cuando se agregaron las cercas vivas simuladas indicando mayor conectividad física.

Cuando se aumentó el número de cercas vivas en el paisaje durante la simulación, la estructura y la conectividad de la red de cercas también mejoró debido al aumento en el número de conexiones entre cercas vivas, lo cual se reflejó en el número y tipo de nodos y en el índice de conexión de cercas. Los nodos son los puntos de encuentro entre dos o más cercas según y el índice de conexión es un valor de conectividad dado al paisaje y que relaciona el número y tipo de nodos con la cantidad de cercas conectadas. En Río Frio los tipos de nodos más frecuentes encontrados fueron los que conectaban entre dos cercas (nodo tipo 2) y tres cercas (nodo tipo 3) y en pocos casos se encontraron nodos que conectasen cuatro cercas. La literatura menciona que un paisaje físicamente bien conectado es aquel en el cual el número de nodos es mayor con respecto a otros y que tiene además una proporción mayor de nodos tipo 3 y 4 (Forman 1995, Barr y Gillespie 2000). Algunos autores mencionan incluso que la cantidad de nodos puede tener influencia en la abundancia de aves (Burel 1992, Petit y Burel 1998, Milán de la Peña *et al.* 2002). En este estudio, cuando se aumentó el número de cercas vivas, el número de nodos y el índice de conexión aumentaron casi al doble del valor, en comparación con el escenario que tenía únicamente las cercas vivas tomadas en el campo, indicando el aumento en la conectividad en la red de cercas vivas.

Las cercas vivas también pueden ayudar a mantener la conectividad física entre los fragmentos de bosques densos intervenidos y los bosques riparios, aumentando el número de conexiones directas entre cercas vivas y estos dos hábitats boscosos. Hay trabajos que parecen indicar que existe una interacción mayor entre los procesos ecológicos que se dan en las áreas de borde de los fragmentos de bosques y la matriz (Bierregaard *et al.* 1992, Murcia 1995, Debinsky y Holt 2000, Laurence *et al.* 2002), por lo tanto un aumento de este tipo de conexiones entre cercas y hábitats boscosos podría brindar un número mayor de posibilidades de movimientos sobre todo en comunidades de organismos que salen y entran de los fragmentos de bosques hacia la matriz periódicamente.

Otra manera en que las cercas vivas pueden ayudar a mantener la conectividad es a través de la reducción en la distancia existente entre las copas de árboles, valor que ha sido utilizado como una medida útil en paisajes fragmentados (McGarigal y Marks 1995, Turner *et al.* 2001). Tomando en cuenta que para este estudio no se eligió ningún organismo en concreto y a qué el término conectividad hace referencia tanto a la posibilidad de

movimientos entre parches y entre recursos proveídos por las características del paisaje (Taylor *et al.* 1993 in Tischendorf y Fahrig 2000, Moilanen y Hanski 2001, Tischendorf y Fahrig 2001), se decidió medir el efecto en la reducción de las distancias que se podrían dar entre bosques y cercas vivas para organismos adaptados a áreas abiertas y que utilicen o dependen incluso de elementos como las cercas para sus actividades cotidianas. Los resultados arrojaron evidencia concreta de que las distancias entre los parches de bosques densos intervenidos y los bosques riparios se ven disminuidas cuando se incluyen las cercas vivas como posibles sitios de parada, observándose como las distancias cambiarían aproximadamente de 527 m en promedio entre parches de bosques (densos intervenidos y riparios) a 71.6 m (distancias promedios entre bosques densos y bosques y las cercas vivas) si todas las cercas en el paisaje en Río Frio fuesen cercas vivas. Lamentablemente el aporte actual de las cercas vivas en el paisaje parece no estar favoreciendo mucho la reducción de distancias entre estos hábitats, encontrándose que la distancia promedio entre elementos disminuyó levemente a tan solo 487 m cuando se analizó el escenario con las cercas vivas encontradas originalmente en el campo. Es posible que esto se debiera a la cantidad de cercas vivas en el área muestreada (quizás pocas en comparación con las cercas conformadas por postes muertos) o quizás a que las cercas vivas se encontraban a distancias promedio cercanas a los 500 m.

Finalmente se debe reiterar que para simular las cercas muertas como cercas vivas en el análisis SIG, se usó un promedio de radio de copa de las cercas vivas en un momento específico. Según los resultados, parece ser que no existen reducciones muy grandes del área de pasto por efecto de las copas de las cercas vivas. Los paisajes cambian a través del tiempo, y dado al tipo de manejo que le dan los productores de la zona a las cercas, este radio puede estar variando en el transcurso de un año o menos (según Villacís 2003, los productores podan las cercas al menos una vez al año). Por lo tanto los resultados del análisis de estructura y conectividad por efecto de copas de cercas vivas, solo darán una idea de los cambios en los porcentajes de reducción de área de pasto y en el tamaño promedio de los polígonos o parches de potrero.

4.5 CONCLUSIONES

El paisaje de Río Frio presentó un área dominada por pasturas, donde las cercas fueron elementos muy comunes (25.3 km de cercas en 500ha). Si bien se encontraron cercas vivas, aun existe una gran cantidad de cercas muertas (30.1 km de cercas en 500ha) que podrían ser transformadas a cercas vivas.

El aumento en el número de las cercas vivas mejora las características del paisaje al crear un mosaico más heterogéneo debido a cambios en la estructura de los hábitats que lo conforman, especialmente al transformar pocas y extensas áreas de potrero a un número mayor de potreros con áreas más pequeñas. El paisaje también podría mejorar al incrementarse el área de cobertura arbórea en potreros sin causar reducciones aparentes del área de pastos. Estos resultados muestran los posibles aportes positivos de las cercas vivas para la conservación de la biodiversidad, al transformar un paisaje relativamente agreste a un paisaje donde la cobertura arbórea pueda brindar mayores posibilidades para que los organismos se provean de recursos y además se movilicen en paisajes agropecuarios.

Las cercas vivas pueden favorecer la conectividad física del paisaje debido a que se conectan directamente a fragmentos de bosques densos intervenidos y a bosques riparios, además un aumento en el número de cercas vivas puede favorecer la conectividad al incrementar el número de este tipo de conexiones físicas. Estas cercas vivas también favorecen la conectividad, debido a que se encuentran unidades o conectadas entre sí por distintos tipos de nodos que en conjunto conforma una red de cercas. Al aumentar el número de cercas se provoca que aumente el número de nodos que conectan estas cercas, lo cual a su vez permiten crear una red de cercas con una estructura más compleja que la que se encontró al momento de realizar el estudio, brindando más posibilidades de rutas o de direcciones a los organismos que están atravesando ese paisaje.

La conectividad entre parches de bosques densos y bosques riparios también se ve favorecida con la presencia de cercas vivas en el paisaje, por que se podrían disminuir las distancias que tendría que recorrer ciertos organismos entre copas de árboles para proveerse de recursos o de posibles sitios de paso mientras realizan sus actividades cotidianas en paisajes abiertos. Un aumento en el número de cercas vivas podría incluso reducir aun más estas distancias.

4.6 RECOMENDACIONES

Para apoyar a la conservación de la biodiversidad en espacios abiertos, se recomienda incentivar en la zona el cambiar las cercas muertas existentes por cercas vivas, ya que esto repercutirá en una mejora en la estructura y conectividad del paisaje al crear áreas de potrero más heterogéneas y menos hostiles, donde los organismos podrían proveerse de recursos y condiciones adecuadas para sus actividades diarias. Sin embargo no podemos provocar el cambio sin antes realizar a profundidad estudios de carácter económico y social en los asentamientos humanos de la zona, para no intervenir en aspectos productivos propios de la región.

Se debe reconocer que las cercas vivas pueden brindar aportes importantes para la conservación de biodiversidad en áreas agropecuarias. Las instituciones y organizaciones encargadas del desarrollo rural en países tropicales deberían de integrar a las cercas vivas en las estrategias de conservación que además vayan acorde con los aspectos productivos de la zona y pueden ser una herramienta estratégica para aumentar el valor agregado a la producción de fincas de pequeños productores, debido a los servicios agroforestales, ecológicos y ambientales que podrían brindar.

4.7 IMPLICACIONES

Aun existen vacíos de información sobre como los organismos pueden estar utilizando las cercas vivas o los árboles aislados para trasladarse de un lugar a otro en áreas abiertas. La experiencia generada por este estudio puede servir como una herramienta metodológica para ser aplicada y adaptada en otro tipo de investigaciones que incluyan el movimiento de algún organismo de interés ecológico, lo cual fue un punto no evaluado en esta oportunidad. Si bien este estudio determinó la contribución de las cercas vivas a la conectividad física y a la

estructura de paisaje, aun falta por comprobar si esta conectividad es funcional desde el punto de vista de la ecología

La metodología también puede ser incorporada al estudio y diseño de sistemas agroforestales que busquen la manera en como las fincas en áreas tropicales puedan brindar servicios ecológicos al paisaje dando valor agregado a su producción.

El valor de las cercas vivas para la conservación de la biodiversidad dependerá de su composición florística, diversidad estructural, manejo y de su ubicación en el paisaje. Se podría aumentar el valor actual de las cercas vivas diversificando las especies presentes en las cercas, aumentando su diversidad estructural, regulando las actividades de manejo (la poda por ejemplo) y ubicándolas estratégicamente en el paisaje para que logren conectar directamente con áreas boscosas y a la vez reducir las distancia entre estos hábitats.

4.8 Bibliografía

- Abreu, M.H.S. de; Ibrahim, M., Harvey, C.A., Jiménez O, F. 2000 Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de La Fortuna de San Carlos, Costa Rica *Agroforestería en las Américas* 7(26): 53-56
- Barr, C.J., Gillespie, M.K. 2000. Estimating hedgerow length and the pattern characteristics in Great Britain using Countryside Survey data *Journal of Environmental Management* 60:23-32
- Baudry, J., Bunce, R.G.H., Burel, F. 2000 Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60: 7-22.
- Baudry, J., Burel, F., Thenail, C., Le Couer, D. 2000a. A holistic landscape ecological study of interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. *Landscape and Urban Planning*. 50:119-128.
- Bennett, A.F. 1990. Habitats corridors and the conservation of small mammals in fragment forest *Landscape Ecology* 4(2/3): 109-122.
- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge 254pp
- Bierregaard Jr. B., Lovejoy T.E., Kapos, V., Santos, A. And Hutchings R.W. 1992. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience* 42 (11): 859-866.
- Brown, K. S. Jr.; Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation and dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds.) *Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities* The University of Chicago Press USA. 616p.
- Burel, F. 1992. Effect of structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks *Landscape Ecology* 6(3): 161-174.
- Burel, F. 1996 Hedgerows and their role in agricultural landscapes *Critical reviews in Plant Sciences* 15 (2): 169-190.

- CCT 2002 Proyecto de Investigación y Conservación de la Lapa Verde. Disponible en línea 29/12/02: <http://www.cct.or.cr/lapa/summarysp.htm>
- Debinsky, D.M.; Holt, R.D. 2000. A survey of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14 (2): 342-355
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Merrit, D., Montiel, S. y D. Curiel. 1993a. Pattern of Frugivorous Species Richness and Abundance in Forest Islands and in Agricultural Habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108: 245-257.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R. y D. Merrit. 1993b. Bat Species Richness and Abundance in Tropical Rain Forest Fragments and in Agricultural Habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16: 309-318.
- Forero, L.A. 2001. Caracterización de la vegetación y efectos de borde en la comunidad de árboles y lianas de remanentes de bosque muy húmedo tropical región Huetar Norte, Costa Rica. Tesis de maestría, CATIE, Turrialba, Costa Rica
- Forman, R.T.T. 1995. *Landscape mosaics-the ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. 632p
- Gallego, B. 2002. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadoras en una zona de bosque húmedo tropical, Costa Rica. Tesis MSc. CATIE, Turrialba Costa Rica.
- Gascon C.; Lovejoy, T.E.; Bierregaard R.O.; Malcon, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconcelos, H.L.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M.; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Grupo INFOSTAT 2003. Programa estadístico. Universidad de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Guevara S., Meave J., Moreno-Casasola P.; Laborde J.; Castillo, J. 1994. Vegetación y flora de potreros en la Sierra de Los Tuxtlas, México. *Acta Botánica Mexicana* 28: 1-27
- Guevara, S.; Laborde, J.; Sánchez, G. 1998. Are isolated trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19 (1): 34-43.
- Harvey C.A. 2000. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscape in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1):155-173.
- Harvey, C.; Haber, W.A. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rican Pasture Agroforestry Systems 44: 37-68.
- Holdridge, L.R. 1967. *Life zone ecology*. Centro Científico Tropical, Costa Rica. 206p
- Johnson R.J.; Beck, M.M. 1988. Influences of shelterbelts on wildlife management and biology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 22/23: 301-335
- Kleinn 2000. On large-area inventory and assessment of trees outside forests: definition and survey options for large-area inventory and assessment of trees outside forests. *Unasylva* 51: 3-10.
- Kattan G.H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In Guariguata, M.R. y Kattan, G.H. (ed.) 2002. *Ecología y Fragmentación de Bosques Tropicales*, Editores Ediciones LUR, Cartago, Costa Rica.
- Laurence, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard, R.O.; Laurance, S.G.; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigations. *Conservation Biology* 16 (3):605-618.

- Mader, H.J. 1984. Animal Isolation by Roads and Agricultural Fields. *Biological Conservation*. Volume 29: 81-96
- Maestas, J.D., Knight, R.L., Gilberto, W.C. 2003. Biodiversity across a Rural Lands Use Gradient. *Conservation Biology* 17(5):1425-1434
- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. PNW-GTR-351, United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Oregon, USA. Department of Natural Resources Conservation University of Massachusetts. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/pubs/pubs.html#fragstats>. Consultado en enero 2002 y febrero 2003.
- Miller, K; et al., 2001. En Busca de un Enfoque Común para el Corredero Biológico Mesoamericano. *World Resources Institute* E.E.U.U
- Millán de la Peña, N. Butet, A., Delettre, T. Morant, P., Burel, F. 2003. Landscape context and carabid (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94: 59-72.
- Miranda, J. M. 1991. Evaluación de gramíneas y leguminosas: establecimiento y producción en época máxima y mínima de precipitación en la zona de Río Frio. Tesis Ing. Agr. San José. Costa Rica. UCR R. 95 p
- Morales y Kleinn 2001. Guía de Fotointerpretación del proyecto FRAGMENT, proyecto TROF. Mimeografiado.
- Moilanen, A., Hanski, I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *OIKOS* 95(1): 147-151
- Muñoz, D. 2003. Conocimiento local de la cobertura arbórea en sistemas de producción ganadera en dos localidades de Costa Rica. Tesis Msc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 194 p
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragments: implications for conservation. *Tree* 10 (2): 58-62.
- Pierce, R.A., Farrand, D.T., Kurtz, W.B. 2001. Projecting the bird community response resulting from the adoption of shelterbelt agroforestry practices in Eastern Nebraska. *Agroforestry Systems* 53: 333-350.
- Petit, S., Burel, F. 1998. Connectivity in fragment populations: *Abax parallelepipedus* in a hedgerow network landscape. *Compte Rendu Académic des Sciences Paris. Sciences de la vie* 32, 55-61.
- Saunders, D.A., Hobbs, R. and Margules C.R. 1991. Biological Consequents of Ecosystems Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. and Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-572.
- Tischendorf, L. and Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19
- Tischendorf, L. and Fahrig, L. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. *Oikos* 95(1):152-155.
- Turner, M. G.; Gardner, R.H.; O'Neill, R.V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and process*. Springer Verlag, New York, Inc. USA 401p
- Urgilés Contreras, J.F. 1996. Descripción cuantitativa y optimización de sistemas de producción de leche especializada, en Río Frio, Costa Rica. Tesis Msc. CATIE, Turrialba Costa Rica
- Villacís, J. 2003. Relaciones entre la cobertura arbórea y el nivel de intensificación de las fincas ganaderas en Río Frio, costa Rica. Tesis MSc. CATIE, Turrialba Costa Rica
- Villafuerte Zea, L.E. 1998. Sistemas expertos como herramienta para toma de decisiones de manejo en sistemas silvopastoriles del trópico húmedo bajo de Costa Rica. Tesis MSc. CATIE, Turrialba Costa Rica. 1998