

LAS CERCAS VIVAS: HERRAMIENTA CLAVE PARA LA CONSERVACIÓN
DE LA BIODIVERSIDAD EN UN PAISAJE RURAL DE LA CORDILLERA
CENTRAL DE LOS ANDES COLOMBIANOS

PAOLA PULIDO SANTACRUZ

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE CIENCIAS
CARRERA BIOLOGÍA

Bogotá, D.C.
Julio de 2005

LAS CERCAS VIVAS: HERRAMIENTA CLAVE PARA LA CONSERVACIÓN
DE LA BIODIVERSIDAD EN UN PAISAJE RURAL DE LA CORDILLERA
CENTRAL DE LOS ANDES COLOMBIANOS

PAOLA PULIDO SANTACRUZ

Director
Luis Miguel Renjifo Martínez, Ph. D.

Codirectora
Paula Caycedo Rosales

TRABAJO DE GRADO
Presentado como requisito parcial
Para optar al título de

BIÓLOGA

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE CIENCIAS
CARRERA BIOLOGÍA

Bogotá, D.C.
Julio de 2005

Nota de Advertencia

Artículo 23 de la Resolución N° 13 de julio de 1946

“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará por que no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y por que la tesis no contenga ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia”.

LAS CERCAS VIVAS: HERRAMIENTA CLAVE PARA LA CONSERVACIÓN
DE LA BIODIVERSIDAD EN UN PAISAJE RURAL DE LA CORDILLERA
CENTRAL DE LOS ANDES COLOMBIANOS

PAOLA PULIDO SANTACRUZ

APROBADO

Luis Miguel Renjifo Martínez, Ph. D.
Director

Paula Caycedo Rosales, Bióloga
Codirectora

Sergio Cordoba
Biólogo

Tomas Walschburger
Biólogo

LAS CERCAS VIVAS: HERRAMIENTA CLAVE PARA LA CONSERVACIÓN
DE LA BIODIVERSIDAD EN UN PAISAJE RURAL DE LA CORDILLERA
CENTRAL DE LOS ANDES COLOMBIANOS

PAOLA PULIDO SANTACRUZ

APROBADO

Ángela Umaña Muñoz, M. Phil.
Decana Académica

Carmen Cecilia Espíndola Díaz
Directora de Carrera

A mi mamá y mi abuela por
ser lo más importante en mi vida.

AGRADECIMIENTOS

Gracias mami por tu amor, dedicación, consejos y apoyo. Por enseñarme a ser una mejor persona cada día y ayudarme a alcanzar mis metas. A ti Juan gracias por la paciencia, confianza, por ser una voz de aliento y regalarme ese inmenso amor.

A Luis Miguel Renjifo, infinitos agradecimientos por el tiempo invertido en este trabajo, la constante orientación, valiosos consejos y más que todo su incondicional apoyo y amistad. A Paula Caycedo por su amistad, dedicación y por enseñarme lo fascinante que es estudiar las aves.

Agradezco especialmente al Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt" por la financiación de este trabajo, por el respaldo y darme la oportunidad de crecer en el mundo de la ornitología.

A Fabio Lozano y Sergio Ocampo por la colaboración en diferentes aspectos logísticos. Diana Ramírez por la asesoría y elaboración de los mapas digitales del área de estudio. William Vargas y Stella Suárez por ayudarme con la identificación de las muestras botánicas.

A la Alcaldía de Aranzazu y de manera especial a la UMATA por facilitar, durante la fase de campo, la colaboración de propietarios y pobladores del área rural del municipio.

Agradezco a Corpocaldas por darme el permiso de estudio con fines de Investigación dentro de la jurisdicción de ese departamento y a la Universidad de Nariño por prestarme los hornos de secado de muestras botánicas.

Muy especialmente le agradezco a Doña Amparo por permitirme vivir en su casa. A Claudia González por su compañía, amistad y apoyo en Aranzazu. A Rogelio y Roger por ser mis asistentes de campo y llevarme en su moto a las cercas vivas de estudio.

A Jeannette mil gracias por la compañía, apoyo y colaboración en el desarrollo de este trabajo. A mis amigos y profesores por ayudarme a crecer personal y profesionalmente.

TABLA DE CONTENIDO

INDICE DE TABLAS

INDICE DE FIGURAS

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MARCO TEÓRICO	
2.1. FRAGMENTACIÓN.....	3
2.2. CARACTERÍSTICAS Y PROCESOS ECOLÓGICOS DE UN PAISAJE.....	9
2.3. CONECTIVIDAD.....	11
3. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA	
3.1. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	13
3.2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	14
3.3. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.....	14
4. OBJETIVOS	
4.1. OBJETIVO GENERAL.....	15
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
5. MATERIALES Y MÉTODOS	
5.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	16
5.2. MÉTODOS	
5.2.1. Fotointerpretación y mapa del área de estudio.....	18
5.2.2. Cercas vivas.....	19
5.2.3. Toma de datos.....	23
5.3. ANÁLISIS DE DATOS	
5.3.1. Composición Florística, Estructura de las cercas vivas, Composición de la Avifauna y Contexto Espacial en el que se encuentran las cercas vivas	
5.3.1.1. Composición Florística y Estructura de las cercas vivas.....	28
5.3.1.2. Composición de la Avifauna.....	30

5.3.1.3. Características de la avifauna en las cercas y Características de las cercas vivas.....	30
5.3.2. Tipo de Uso.....	31
6. RESULTADOS	
6.1. COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y ESTRUCTURA DE LAS CERCAS VIVAS.....	32
6.2. COMPOSICIÓN DE LA AVIFAUNA.....	46
6.3. CARACTERÍSTICAS DE LA AVIFAUNA EN LAS CERCAS Y CARACTERÍSTICAS DE LAS CERCAS VIVAS.....	58
6.4. TIPO DE USO.....	64
7. DISCUSIÓN.....	71
8. CONCLUSIONES.....	80
9. RECOMENDACIONES.....	81
10. REFERENCIAS.....	82

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de las cercas vivas estudiadas.....	22
Tabla 2. Tipo de datos colectados en campo.....	24
Tabla 3. Especies de plantas en las cercas vivas estudiadas.....	33
Tabla 4. Número de especies de árboles y arbustos para cada tipo de cerca viva	38
Tabla 5. Número de especies de árboles y arbustos en cercas conectadas a fragmentos de bosque y desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada.....	40
Tabla 6. Ancho promedio (m) y altura promedio (m) para cada tipo de cerca viva estudiada.....	43
Tabla 7. Cobertura (m ²) y área basal (m ²) para árboles y arbustos en los tres tipos de cercas vivas estudiadas.....	45
Tabla 8. Especies de aves en las cercas vivas estudiadas.....	47
Tabla 9 Número de especies de aves observadas, Número de especies de aves esperadas (ACE y CHAO 1) y porcentaje de representatividad para cada cerca viva y a nivel del paisaje.....	51
Tabla 10. Número promedio de individuos, Número promedio de especies de aves y Riqueza de aves para cada tipo de cerca viva.....	53
Tabla 11. Número promedio de individuos, Número promedio de especies y Riqueza de aves en cercas conectadas a fragmentos de bosque y desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada.....	59
Tabla 12. Número de individuos por especie según el tipo de uso dado a las cercas vivas.....	65

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de las cercas vivas estudiadas.....	20
Figura 2. Distribución de los elementos del paisaje y localización de algunas cercas vivas.....	21
Figura 3. Esquema del método utilizado para el muestreo de la vegetación en las cercas vivas.....	26
Figura 4. Esquema para estimar la proyección de copa de un árbol.....	27
Figura 5. Curva de acumulación de especies de árboles.....	35
Figura 6. Curva de acumulación de especies de arbustos.....	36
Figura 7. Curva de acumulación de especies de aves.....	50
Figura 8. Número promedio de individuos por censo para cada tipo de cerca viva.....	54
Figura 9. Número promedio de especies de aves por censo para cada tipo de cerca viva.....	55
Figura 10. Riqueza de aves para cada tipo de cerca viva.....	57
Figura 11. Relación riqueza de aves en las cercas vivas y riqueza de plantas en las cerca.....	60
Figura 12. Relación entre las características estructurales de las cercas vivas y la riqueza de aves en las cercas.....	61
Figura 13. Relación entre las características estructurales de las cercas vivas y número promedio de especies en las cercas.....	62
Figura 14. Relación entre las características estructurales de las cercas vivas y número promedio de individuos en las cercas.....	63
Figura 15. Tipo de uso registrado para cada tipo de cerca viva.....	68
Figura 16. Tipo de movimiento registrado para cada tipo de cerca viva.....	69
Figura 17. Número de individuos y Riqueza de aves para cada tipo de uso dado a las cercas vivas.....	70

RESUMEN

Las cercas vivas son elementos del paisaje rural que han recibido una atención especial por el papel que desempeñan en los sistemas productivos y la función que pueden desarrollar para el mantenimiento de la diversidad nativa de plantas y animales. En este estudio se evaluó el efecto de la composición florística, estructura y contexto espacial en el que se encuentran las cercas vivas, sobre el uso y la riqueza de la comunidad de aves, en el Municipio de Aranzazu, Caldas, Colombia.

En este paisaje existen tres tipos diferentes de cercas vivas: cercas plantadas de *Eucalyptus sp.*, plantadas de *Euphorbia laurifolia* y espontáneas. En total se escogieron 25 cercas, once cercas plantadas de *Euphorbia laurifolia*, cuatro cercas plantadas de *Eucalyptus sp.*, y quince cercas espontáneas, inmersas en una matriz de pastizal donde el pastoreo de ganado vacuno era el tipo predominante de uso del suelo. Las cercas estuvieron conectadas ($n = 8$) o desconectadas ($n = 17$) a fragmentos de bosque y con una longitud de 150 m de largo como mínimo. Se analizó la riqueza y abundancia relativa de aves con relación a la riqueza de plantas, a las variables estructurales de las cercas y la conexión física a fragmentos de bosque. Se encontró que el contexto espacial en el que se encuentran las cercas vivas y el tipo de cerca no influye sobre el número promedio de individuos, número promedio de especies de aves y riqueza de aves. Los únicos factores que explicaron la variación en la abundancia relativa y riqueza de aves en las cercas vivas fueron la cobertura y el área basal.

Estas cercas constituyen elementos del paisaje importantes por su frecuencia en el paisaje, mantienen una alta diversidad de especies de aves (98 especies); sirven de hábitat, proveen sitios de percha, anidación y forrajeo, proporcionan una cobertura segura para movimientos locales porque funcionan como piedras de paso que facilitan la llegada a otros sitios.

Estos resultados mostraron que las aves observadas son generalistas, capaces de sobrevivir en paisajes fragmentados y modificados. En contraste con otros estudios donde las respuestas de las aves es altamente específica, es decir que sólo algunas especies hacen total uso de un sitio en particular y otras especies se ven afectadas y evitan ese tipo de ambientes (Renjifo, 2001). Lo anterior debido a que ya desaparecieron de la región las especies más sensibles a la transformación del paisaje.

Se concluyó que las cercas en paisajes rurales tienen potencial como herramientas para la conservación de las aves al brindarles hábitat y recursos necesarios para mantener sus poblaciones. Asimismo, las aves en las cercas podrían ofrecer importantes beneficios a los sistemas agrícolas puesto que son depredadoras de insectos que podrían afectar los cultivos y pastizales. También, son polinizadoras y dispersoras de semillas cumpliendo un papel clave en la biología de la reproducción de muchas especies de plantas.

ABSTRACT

Live fences are elements in rural landscapes that have received particular attention due to the role that they play in productive systems and their importance for native biodiversity maintenance. The effect of live fence attributes such as floristic composition, structure, and connection to forest fragments on bird species richness and use of fences was evaluated in a study area located in the municipality of Aranzazu, Caldas, Colombia.

Three live fences types were found in Aranzazu: planted fences of *Eucalyptus* sp., planted fences of *Euphorbia laurifolia*, and spontaneous fences. A total of 25 fences were selected for this study, specifically eleven planted fences of *Euphorbia laurifolia*, four planted fences of *Eucalyptus* sp., and fifteen spontaneous fences. They were all located in a pasture matrix for cattle ranching. These fences were either connected (n = 8) or disconnected (n = 17) to forest fragments. In each one of these fences, a 150 m long transect, was studied in detail. Variation of bird species richness and abundance was analysed with regard to plant species richness, structural variables of the fences and connection or disconnection to forest fragments. I found that connection to forest fragments, and live fence type did not influence species richness or abundance of individuals. The only factors that significantly explained variation on bird abundance were tree and shrub cover and basal area.

These live fences are important elements because of their frequency in the studied landscape, as these fences harbour a high diversity of birds (98 species); they constitute habitat for those species, providing perching, foraging and nesting sites, they also provide protection for local movements and may serve as stepping stones to move across the landscape.

These results indicate that bird species found in these fences are generalists, capable of surviving in strongly transformed and fragmented landscapes. These results stay in contrast with other studies where bird responses are highly species specific. It seems that bird species that are sensitive to forest fragmentation and loss are already lost in this landscape. This may explain why species were not sensitive to variation in most live fences structural and compositional characteristics.

Live fences are potential tools for bird conservation providing habitat and resources for some bird species. Additionally, birds in these fences may offer important benefits to agricultural systems acting as insect predators. They are also pollinators and seed dispersers, and play a key role in the reproductive biology of many plant species in these rural landscapes.

1. INTRODUCCIÓN

La necesidad de prestar más atención a la conservación de la biodiversidad fuera de los límites de reservas y parques naturales, así como de desarrollar una agricultura que involucre la conservación de la biodiversidad, del suelo , entre otros, constituyen las bases para abordar la idea de conservación de la biodiversidad con enfoques más integradores.

Inicialmente los paisajes agrícolas o en general todos aquellos paisajes tropicales deforestados son, a simple vista, un mosaico simple de parches de bosque, inmersos en pasturas y campos agrícolas. Sin embargo, una examinación más profunda revela que muchas de las áreas agrícolas mantienen abundantes y conspicuas coberturas de árboles, ya sea como árboles aislados, barreras rompevientos, grupos de árboles o cercas vivas (Harvey et al. 2003).

Algunos de esos árboles son relictos del bosque original, árboles que fueron dejados de pie cuando el bosque fue eliminado; otros se han regenerado naturalmente o han sido plantados por granjeros (Forman & Baudry 1984). Frecuentemente, los árboles aislados, cercas vivas y barreras rompevientos forman parte de sistemas agroforestales que los granjeros manejan para obtener bienes y servicios ambientales, como en el caso de las aves que se pueden estar alimentando de insectos que podrían ser plaga para los cultivos y pastizales, también para los pobladores de la zona que usan las cercas como sitios de obtención de leña, forraje para los animales, etc.. Aunque ésta cubierta de árboles en una granja es frecuentemente pasada por alto o ignorada cuando se hace un reconocimiento del uso de la tierra (FAO 2000; Kleinn 2000), al analizar los patrones de fragmentación del bosque se observa que estos pueden ser importantes para mantener la biodiversidad en

los paisajes fragmentados que caracterizan muchas regiones tropicales (Gascon et al. 1999; Harvey et al, 2000; Renjifo 2001)

La presencia de cercas vivas, por ejemplo, en regiones deforestadas podría ayudar a conservar la biodiversidad al servir como hábitat, corredores o piedras de paso para especies de plantas y animales, aumentar la complejidad estructural y florística para el paisaje agrícola y realzar la conectividad del paisaje (Harvey et al. 2003). Sin embargo, la importancia de esos elementos agroforestales para los esfuerzos en conservación ha sido estudiado en gran detalle en regiones templadas (Forman & Baudry 1984; Baudry 1988; Capel 1988; Burel 1996; Baudry et al. 2000) y poca atención ha sido puesta sobre su capacidad para ayudar a conservar especies en regiones deforestadas en los trópicos (Harvey et al. 2003).

De esta forma el presente trabajo busca determinar la influencia de la composición florística, estructura y contexto espacial en que se encuentran las cercas vivas sobre el uso y la riqueza de la comunidad de aves en un paisaje rural de la cuenca del río Chambery (Aranzazu, Caldas, Colombia). Involucrando factores tanto a escala local (composición florística y estructura de las cercas vivas) como del paisaje (elementos vecinos o circundantes en el paisaje como parches, matrices, árboles dispersos) en un paisaje tropical fragmentado.

De igual manera, se espera que los resultados de este estudio contribuyan al estudio de las herramientas de manejo del paisaje que lidera el Programa Biología de la Conservación- Línea Conservación de biodiversidad en paisajes rurales del Instituto Alexander von Humboldt.

2. MARCO TEÓRICO

La conservación de los recursos naturales y el medio ambiente es un deber fundamental de los estados, no solamente para garantizar la oferta de bienes y servicios ambientales que la naturaleza genera y que son la base de la vida, sino porque en un mundo cada vez más intervenido y contaminado, su valor futuro será cada día mayor. En el caso colombiano se puede afirmar que nuestro desarrollo depende principalmente del manejo adecuado que hagamos de nuestra riqueza ambiental, la cual permanece en peligro de extinción por el efecto acumulativo de la población humana que ocasiona, entre otros, la transformación de los hábitat y ecosistemas (Guariguata & Kattan 2002).

2.1. FRAGMENTACIÓN

La fragmentación, es un proceso dinámico, por el cual un determinado hábitat va quedando reducido a fragmentos o islas de menor tamaño, más o menos conectadas entre sí en una matriz de hábitats diferentes al original. Este proceso conlleva unos efectos espaciales que pueden resumirse en tres: en primer término, la disminución de la superficie del hábitat; posteriormente el aislamiento de los fragmentos en el paisaje y por último, la reducción del tamaño de los fragmentos. Estos tres factores en conjunto amenazan la supervivencia a gran escala de los ecosistemas de bosque tropical, alterando de manera radical el ambiente físico, tanto a nivel local como regional, que puede provocar la extinción de una proporción importante de las especies de una región (Forman 1995; Renjifo 1999, Guariguata & Kattan 2002).

La fragmentación de los hábitat se ha estudiado desde los años sesenta bajo tres perspectivas de estudio: la teoría de biogeografía de islas (MacArthur &

Wilson 1967), la teoría de metapoblaciones (Levins 1970) y la ecología del paisaje (Forman & Godron 1986). Para muchos biólogos conservacionistas el modelo de biogeografía de islas ha permitido predecir tanto los patrones de distribución de flora y fauna, como el mejor entendimiento de las relaciones entre la fragmentación del paisaje y la riqueza de especies (Yahner & Mahan 2002). Sin embargo, otros investigadores con propósitos de conservación recalcan que puede ser más importante la identidad de las especies que la simple riqueza, debido a que cada organismo responde de manera diferente a las características del paisaje (calidad del parche, efectos fronterizos y contexto del parche) (Wiens 2002; Guariguata & Kattan 2002).

El término metapoblaciones fue introducido por Levins (1969) para describir poblaciones compuestas por subpoblaciones, y enfatiza el concepto de conectividad y el intercambio entre poblaciones espacialmente separadas (Hanski 1999). Este concepto ha sido utilizado en modelos de gestión y de conservación de especies amenazadas (Simberloff 1997).

Desde los puntos de vista estructural y funcional, en un paisaje se pueden encontrar tres tipos principales de elementos: parches, matrices y elementos lineales (Forman & Godron 1986). La forma de agrupación, heterogeneidad y dominancia de estos elementos son características para cada paisaje y le imponen propiedades funcionales propias (Etter 1990).

Un parche se define como una superficie no lineal de tamaño variable que difiere fisionómicamente de sus alrededores, presenta un grado de homogeneidad interno; generalmente está inmerso en una matriz de características contrastantes en cuanto a su fisionomía y composición. Recientes investigaciones sugieren que el contexto ecológico en el que se presentan los parches con hábitat nativo es importante para la biota que hace uso de ellos (Hanowski et al. 1997, Renjifo 2001). En este sentido, se

observa que el tamaño, la forma y calidad de los parches pueden influir sobre la persistencia de la población local (Fahrig & Merriam 1994). Verboom & Van Apeldoorn (1990) muestran la relación entre el tamaño del parche de hábitat y la persistencia de la población local del trepador azul (*Sitta europea*), evidenciando que existe una estrecha relación positiva entre el tamaño del parche y la presencia de *Sitta europea*. La calidad del parche también influye en la supervivencia y abundancia de la población, aspecto que es evidenciado por Saunders et al. (1985) y Saunders e Ingram (1987) quienes muestran que la disponibilidad de árboles con hoyos para nidos dentro de un rango de recursos alimenticios puede influenciar la supervivencia de la población de cacatúas fúnebres de cola amarilla (*Calyptorhynchus funereus latirostris*).

Por su parte, la matriz es el elemento más extenso y conectado de un paisaje (Forman 1995). En los paisajes rurales está constituida por hábitat transformados o por sistemas productivos, los cuales ocupan la mayor área relativa y tienen gran influencia sobre la dinámica de las especies en el paisaje (Etter 1990; Forman 1995, Renjifo 2001; Correa et al. 2001). Renjifo (2001) compara el efecto de las matrices de un paisaje natural versus las matrices antropogénicas sobre la abundancia de aves en sitios de bosque en el costado occidental de la cordillera Central de los Andes colombianos, encontrando que las matrices antropogénicas estructuralmente complejas tienen potencial como herramientas de manejo para la conservación de aves, ya que incrementan la conectividad comparadas con matrices estructuralmente más simples.

El tercer tipo de elemento son los elementos lineales los cuales pueden ser corredores, bosques riparios, cercas vivas, barreras rompe vientos, etc. Estos son definidos como estructuras del paisaje que favorecen la dispersión de los organismos entre fragmentos de hábitat disponibles que se encuentran

aislados de otros tipos de hábitat, permaneciendo rodeados por una matriz inhóspita (Forman 1995). También son descritos como una línea continua limitada, piedra de paso (*stepping stone*) o serie de piedras de paso, de territorio habitable que atraviesa un territorio inhóspito, dando acceso de un área a otra (Saunders & Ingram 1987).

Los elementos lineales cuentan con un aspecto estructural y otro funcional: el primero diferencia el elemento de sus alrededores en la longitud, curvilinearidad, la presencia de una porción central o entidad interna como, por ejemplo, arroyos, caminos, zanjas y la presencia de un gradiente ambiental a lo largo del corredor. El segundo vincula cinco funciones principales en el paisaje: hábitat, conducto, filtro, recurso y sumidero (Forman 1995, Vos et al. 2002).

En este sentido, los corredores como elementos lineales en el paisaje pueden proporcionar tres beneficios básicos: incrementan las tasas de colonización previniendo la extinción local de las poblaciones al aumentar el movimiento; incrementan el flujo genético reduciendo la consanguinidad; y mantienen la mayor diversidad de especies en los fragmentos al disminuir los eventos de extinción local (Haddad 1999). En este orden de ideas, los corredores pueden servir como una buena herramienta de manejo al momento de realizar planes de conservación ya que podrían atenuar los impactos de la fragmentación (L.M. Renjifo com. pers.).

De igual manera, se han mencionado los posibles efectos negativos de los corredores, los cuales podrían promover la dispersión de especies exóticas o de enfermedades (Hess 1994) y facilitar la propagación de catástrofes como el fuego (Haddad 1999). No obstante estas posibles desventajas casi nunca han sido demostradas (Burkey 1997). Por lo tanto, la utilidad de los

corredores en la biología de la conservación ha sido debatida a pesar de que la mayoría coincide en la relevancia de estos para la fauna (Beier & Noss 1998).

Las cercas vivas se caracterizan por ser franjas lineales formadas por hileras de plantas leñosas, las cuales podrían servir como corredores lineales que proporcionen importantes servicios a los sistemas ganaderos y agrícolas y a distintas especies que pueden llegar hacer uso de ellas (Pimentel et al. 1992). La mayoría son modeladas tanto por factores físicos naturales (viento, radiación solar), como por factores antrópicos (tala, construcción de caminos) (Forman & Baudry 1984, Forman et al. 2001).

Las cercas vivas, según Fahrig y Merriam (1985), podrían actuar como corredores entre bosques aislados para especies que se reproducen sólo en los bosques. Bennet (1990) señala que las cercas vivas aumentan el área del elemento al que se conectan y por lo tanto favorecen que las especies de bosque puedan salir a las cercas vivas. Según Puyana (2003), el 97% de los registros de especies de aves que se obtuvieron en las cercas vivas, presentaron movimiento a lo largo de las cercas hacia otros elementos y de estos elementos hacia las cercas.

De igual forma, cabe destacar que en las cercas vivas hay una alta proporción de plantas que son dispersadas por aves, lo cual muestra que hay un positivo sistema de retroalimentación que involucra plantas y aves, así: las plantas producen fruta que atrae un gran número de aves, y las aves dispersan las semillas que producen más plantas. Lo anterior genera alta diversidad aviaria en cercas vivas como sitios de refugio o anidación (McDonnell & Stiles 1983; Pollard et al. 1974; Forman & Baudry 1984). Al respecto Roa (1998) encontró que un alto porcentaje de la composición de la avifauna se explica por las variables estructurales de las cercas vivas como

la altura, ancho, y diferentes estados de sucesión vegetal, debido a que las cercas de desarrollo avanzado fueron las de mayor riqueza y abundancia de aves.

Se reconocen tres tipos predominantes de acuerdo con el origen de las cercas vivas: plantadas, espontáneas y remanentes (Forman & Baudry 1984).

Las *cercas vivas plantadas* usualmente son dominadas por una especie vegetal. Los arbustos o árboles generalmente son plantados en una sola línea, aunque en los cinturones de resguardo o barreras rompe vientos (shelterbelts) son de varias líneas. Las cercas vivas plantadas tienden a tener la misma edad dominante, relativa homogeneidad en la estructura vertical y horizontal y poca diversidad de especies (Forman & Baudry 1984). Según Harvey (2000) plantar cercas vivas sobre tierras tropicales degradadas puede acelerar los procesos de sucesión, ya que atraen animales dispersores de semillas que incrementan la lluvia de semillas de plantas de bosque. Las aves dispersadoras de semillas, por ejemplo, se caracterizan por presentarse 95 veces más en cercas vivas que en pasturas o potreros (Harvey 2000).

Las *cercas vivas espontáneas* están construidas por árboles y arbustos que crecen a lo largo de una cerca de púas, pared de piedras o zanjas, se forman gracias a la dispersión de semillas por los animales, como las aves que son atraídas para percha, sitios de alimentación, anidación, y el viento. Estas cercas también limitan los cultivos y el pastar del ganado, permitiendo el desarrollo de la biota en la cerca viva. Forman y Baudry (1984) sugieren que la diversidad de especies, particularmente de aves dispersadoras de plantas, tiende a ser alta en cercas vivas de crecimiento espontáneo.

Las *cercas vivas remanentes* resultan del proceso de deforestación dejando en pie una línea de árboles y arbustos. Estas cercas vivas generalmente tienen individuos viejos de varias especies, considerable heterogeneidad espacial y alta diversidad de especies (Forman & Baudry 1984).

2.2. CARACTERÍSTICAS Y PROCESOS ECOLÓGICOS DE UN PAISAJE

Las características de un paisaje incluyen la fisionomía y composición del paisaje, éstas pueden influir en la dinámica de las poblaciones o la estructura de las comunidades. La fisionomía comprende los aspectos asociados con los arreglos espaciales de los elementos dentro del paisaje como el aislamiento y proximidad entre los parches de hábitat; y la composición se refiere a la cantidad relativa de cada tipo de hábitat dentro del paisaje, como por ejemplo la medida de presencia, ausencia o relativa proporción de los componentes del paisaje (parches, matrices, corredores) (Dunning et al. 1992).

La presencia de cercas vivas puede influir sobre la manera que se dan diferentes procesos ecológicos a escala del paisaje. Estos procesos son: 1) complementación, 2) suplementación, 3) fuentes y sumideros y 4) efectos vecindad. Cada proceso depende de la distribución de los recursos en el paisaje y cómo los animales se mueven entre los parches (Dunning et al. 1992).

La *Complementación* considera un paisaje compuesto de diferentes tipos de parches que contienen recursos heterogéneos y una clase de especies que requieren al menos dos recursos diferentes dentro de su ciclo de vida. Los recursos no son sustituibles, por ejemplo incluye parches de forrajeo, sitios de refugio y sitios de reproducción (Dunning et al. 1992). Es el caso del Martín Pescador que utiliza dos tipos de recursos no sustituibles, los ríos y

lagos para alimentarse y los barrancos para reproducirse. La complementación se presenta cuando diferentes parches están cerca dentro de un paisaje y la presencia de recursos en un parche es complementada por la proximidad de los recursos en un segundo parche entonces poblaciones que son grandes pueden ser mantenidas en el área próxima (Dunning et al. 1992).

La *Suplementación* es el proceso por el cual algunos organismos responden a la distribución de los parches con recursos sustituibles. La población en un parche focal se puede estar incrementando si el parche está localizado en una porción del paisaje que mantiene recursos disponibles adicionales; es decir, los organismos pueden suplir su recurso tomándolo en parches cercanos del mismo hábitat o usando un recurso sustituible en parches cercanos de diferente tipo (Dunning et al. 1992). Whitcomb et al. (1977) describen un ejemplo de suplementación en su muestreo de la población de aves en muchos bosques pequeños de un paisaje fragmentado. Ellos encontraron muchas especies que están normalmente restringidas a parches de hábitat más grande, como los Buhos (*Strix varia*) y los carpinteros (*Dryocopus pileatus*). Esas especies son residentes en los pequeños bosques por que ellas son capaces de forrajear en otros parches cercanos de hábitat de bosque, incrementando el tamaño efectivo de los bosques aislados.

La *relación fuentes y sumideros* se muestra en parches relativamente productivos (donde el éxito reproductivo es mayor a la mortalidad) que sirven como fuente de emigrantes que se dispersan a parches menos productivos llamados sumideros (donde la mortalidad es mayor a la natalidad) (Lidicker 1975, Van Horne 1983, Roughgarden & Iwasa 1986, Pulliam 1988). Las poblaciones en los parches de hábitat sumidero tenderían a la extinción sin la inmigración y bajo las correctas condiciones, grandes poblaciones sumidero

pueden ser mantenidas por dispersadores de una pequeña cantidad de hábitat recurso (Pulliam 1988).

El *efecto vecindad* se presenta cuando la abundancia de las especies en un parche focal particular puede estar más fuertemente afectada por las características de parches adyacentes que por aquellos distantes del paisaje. Lo anterior debido a que los recursos vecinos son usualmente más accesibles que los más aislados (Dunning et al. 1992). Así por ejemplo, el efecto sobre la población en un bosque fragmentado es diferente si este es vecino de un pastizal o de otro bosque (Renjifo com.pers.).

En este sentido, Dunning et al. (1992) consideran que la habilidad de un organismo para complementar o suplir el recurso depende sólo de la distancia de aquellos parches de hábitat recurso.

2.3. CONECTIVIDAD

Taylor et al. (1993) hacen énfasis en una tercera característica del paisaje llamada “conectividad”, que es el grado en el cual el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches. Es decir la conectividad determina la manera en que los organismos responden a la configuración de un paisaje o la probabilidad de que un organismo se mueva de un lugar a otro (Taylor et al. 1993; Forman 1995).

Los desplazamientos pueden relacionarse no sólo con la habilidad de un animal para utilizar un recurso y la distancia entre los parches recurso sino también con la naturaleza biofísica de la ruta entre dos parches y la biología y comportamiento del organismo (Taylor et al. 1993). Las cercas vivas, por ejemplo, son rutas que pueden proporcionar un tipo de cobertura segura, facilitar los movimientos de las especies a escala local y regional, y además

posibilitar el acceso a recursos o a hábitat que de otra manera sería muy riesgoso acceder (Hinsley & Bellamy 2000). Adicionalmente si se toma en cuenta la biología y comportamiento de cada organismo, se ha visto organismos con baja dispersión que dependen de la conectividad del hábitat para mantener su viabilidad poblacional, en el caso de los especialistas que viven en paisajes mal conectados solo tienen una probabilidad de 26.5% de colonizar un nuevo sitio cuando su parche deja de ser adecuado, en contraste, los generalistas que viven en paisajes bien conectados pueden siempre colonizar un nuevo sitio cuando sea necesario (Tiebout 1997).

Por otro lado la conectividad abarca dos conceptos importantes: conectividad funcional que se refiere a como están conectados diferentes elementos en el paisaje, teniendo en cuenta la respuesta de cada organismo a la estructura física del paisaje, y la conectividad estructural que se basa en la distribución espacial de los hábitats en el paisaje (Forman 1995). En el caso de la especie *Bubo virginianus* que es capaz de atravesar áreas abiertas, el paisaje de bosque está estructuralmente desconectado en secciones o fragmentos mientras que, para *Bubo virginianus*, al mismo tiempo está funcionalmente conectado (Forman 1995).

3. FORMULACION DEL PROBLEMA

3.1 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

En la región andina colombiana, donde está concentrada la mayoría de la población humana, la transformación gradual de bosques a pasturas y la sobreproducción agrícola ha generado profundos impactos ecológicos que afectan la composición de las especies, alteran las funciones de los ecosistemas, cambian la estructura del hábitat, ayudan a la dispersión de especies exóticas, aíslan y fragmentan los hábitat naturales (Orejuela 1985; Pimentel et al. 1992; Fleischner 1994; Noss 1994).

Además existe el menor porcentaje de bosque subandino sobreviviente que afecta las poblaciones de organismos a gran escala del paisaje. Así que, los paisajes rurales predominantes en esta región, podrían ser una importante alternativa de conservación y hábitat disponible para un gran número de especies y de ecosistemas contribuyendo de manera significativa a mantener la biodiversidad en el paisaje (Orejuela 1985; Correa et al. 2001; L. M. Renjifo com. pers.; IAvH en prep).

El paisaje rural de Aranzazu es uno de los más fragmentados, existen relictos de bosque subandino en zonas de difícil acceso y cercas vivas. Estas últimas constituyen la forma más frecuente de cobertura arbórea que permanece en Aranzazu, de tal manera que podrían constituir la única opción para conservación de la biodiversidad

3.2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Influye la composición florística, estructura y contexto espacial en que se encuentran las cercas vivas en la riqueza y uso de la comunidad de aves?

3.3 JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

La región andina de Colombia alcanza una extensión cercana a los 30 millones de hectáreas que equivalen a una cuarta parte de la extensión del territorio continental de Colombia, alberga 28 millones de personas por su variedad de paisajes, climas, abundancia hídrica, riqueza de suelos y diversidad biológica.

Estas características hacen llamativa esta región para la investigación, conservación y uso sostenible de la biodiversidad. Es así como este estudio busca generar información en cercas vivas como herramientas de manejo del paisaje que contribuyan a la conservación de la biodiversidad en los mosaicos de hábitats naturales y productivos.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto de la composición florística, estructura y contexto espacial en el que se encuentran las cercas vivas, sobre el uso y la riqueza de la comunidad de aves, en el Municipio de Aranzazu, Caldas, Colombia.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la relación que existe entre la composición florística, la estructura de las cercas vivas y la composición de la avifauna.
- Evaluar el efecto de la conexión física de las cercas vivas a fragmentos de bosque sobre la riqueza de aves en las cercas.
- Describir el movimiento de diferentes especies de aves a lo largo de las cercas vivas y de las cercas vivas a otros elementos del paisaje (fragmentos de bosque, matriz de potrero, árboles dispersos).
- Determinar el uso que la avifauna realiza en las cercas vivas.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se realizó en la zona rural del municipio de Aranzazu, localizado en la vertiente occidental de la cordillera Central de los Andes colombianos ($05^{\circ} 16' N$, $75^{\circ} 29' W$) entre los 1900 y 2100 metros de altitud, hacia la parte norte del departamento de Caldas (Alzate 2000).

El área de estudio presenta un tipo de vegetación subandina, la temperatura promedio es de $18^{\circ}C$, su precipitación media anual es de 2.115 mm y dista de Manizales en 51 Km (Alzate 2000). Se caracteriza por ser rico en recursos hídricos, en donde se destaca el río Chambery y las quebradas La Honda, Muelas y Chupaderos que abastecen la mayor parte de la población (Alzate 2000). El sistema orográfico alcanza alturas superiores a los 3.000 metros de altitud parte de la cordillera Central de donde se desprenden 2 ramales con sus respectivas bifurcaciones en donde se ubican un total de 37 veredas que conforman el área rural del municipio (Alzate 2000).

Tres son las actividades centrales de generación de ingresos en Aranzazu: la ganadería, la agricultura y el comercio. La agricultura es el primer renglón productivo de Aranzazu, destacándose el café y el plátano como la línea de mayor comercialización, le sigue en importancia la caña panelera, el fique y, por incentivo de la administración municipal, los frutales de clima frío y las hortalizas (C. M. Gonzáles com. pers.). La ganadería es actualmente una actividad que se ha fortalecido debido a la transformación del paisaje por cambios en los sistemas productivos, generando aproximadamente 10.020 hectáreas de pastos donde se encuentran cerca de diez mil cabezas de ganado, de las cuales 2.000 son ganado de ceba, 7.300 de doble propósito y 700 son vacas lecheras (Alzate 2000).

Este estudio se hizo en una zona de pasturas y potreros que son utilizados para la ganadería.

Existen algunos relictos de bosque en zonas de difícil acceso, en las cabeceras y márgenes de ríos y quebradas. Además es frecuente, por el hecho de tener una fuerte tradición, el establecimiento de cercas vivas de diferentes tipos según su origen, composición florística y densidad (S. Suárez en prep.). Hasta el momento se reconocen dos tipos de cercas: plantadas y no plantadas. Las cercas vivas no plantadas se forman por procesos de regeneración natural en canales de drenaje, caminos o cercas muertas. Estas son usadas principalmente para la división de potreros y forraje para los animales, se reconocen porque son florísticamente diversas, constituyen hábitat para el establecimiento de especies de sotobosque en especial las del tipo sucesional y a diferencia de las cercas plantadas, están cumpliendo con una función de conexión con cañadas y fragmentos de bosque (S. Suárez en prep.).

Las cercas vivas plantadas son aquellas que han sido sembradas con la intención de usarlas como barreras rompevientos, presentan especies de plantas como el Eucalipto (*Eucalyptus sp.*), Pino (*Pinus sp.*), Ciprés (*Cupressus sp.*) que son muy útiles para obtener madera a corto plazo y el Chachafruto (*Erythrina edulis*), Quebrabarrigo (*Trichanthera gigantea*). Bore (*Alocasia macrorrhiza*) que se utilizan como forraje de animales (S. Suárez en prep.).

En este sentido, se ha visto que el 44% de las especies de plantas presentes en las cercas vivas de la cuenca del río Chambery son usadas por los habitantes de la región, dentro de las cuales sobresale el bejuco tripeperro (*Philodendron sp.*), tradicionalmente usado en la fabricación de canastos

para la recolección del café, y el Nogal Negro (*Juglans neotropica*), usado en ebanistería, construcción y postes para cercas (Vargas 2002; S. Suárez en.prep.).

Adicionalmente, la cuenca del río Cambery (Aranzazu, Caldas) presenta un alto número de especies de aves (152) de las cuales el 62% son de áreas abiertas y semiabiertas y 38% se presentan en hábitat con cobertura boscosa como bosques subandinos secundarios y/o maduros, plantaciones forestales, bosques riparios, bordes de bosque o matorrales, dentro de los cuales los bosques riparios son el tipo de cobertura que más especies de aves vulnerables alberga y su similaridad con la avifauna de los bosques es alta (Caycedo-Rosales en.prep.).

5.2. MÉTODOS

5.2.1. Fotointerpretación y mapa del área de estudio

Se trabajó con tres fotografías aéreas del vuelo C2146 No 27, 28 y 29 año 1984 y con una escala promedio 1: 20 000 del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) en donde se identificaron algunas de las cercas de la zona de estudio. En campo se visitó cada cerca, verificando que cumplieran con los diferentes requerimientos físicos que exige este estudio, se escogieron las 25 cercas vivas donde se hizo el muestreo de aves y plantas y se procedió a hacer la toma de puntos con un GPS (Garmin 72) al inicio, en la mitad y al final de la cerca viva. El Instituto Alexander von Humboldt prestó el servicio de asesoría y ubicación de los puntos georeferenciados sobre una imagen IKONOS de febrero 26 de 2004.

En la Figura 1 se muestran las cercas vivas estudiadas para toda el área de estudio. Algunas cercas son muy delgadas y para la escala de interpretación

y mapeo no fueron identificadas, sin embargo, se presenta la ubicación de los puntos tomados con el GPS.

En la Figura 2 se presenta la distribución de los elementos del paisaje (fragmentos de bosque, bosque ripario en cañada, plantaciones etc.) y la localización de algunas de las cercas vivas estudiadas dentro de una ventana de caracterización biológica en paisajes rurales ganaderos del Instituto Alexander von Humboldt. Se observa que este paisaje está dominado por pasturas y existen pocos remanentes de cobertura boscosa generalmente en forma de pequeños parches de bosque y franjas riparias.

Para obtener estas figuras se emplearon los programas Arc View 3.2. y Arc Gis 9.0.

5.2.2. Cercas vivas

Se escogieron las cercas que según el tipo de cobertura predominante servirían para este estudio, en total fueron 25 cercas vivas: 15 cercas plantadas (11 de *Euphorbia laurifolia* Juss y 4 de *Eucalyptus* sp.) y 10 cercas espontáneas (Tabla 1).

Las 25 cercas vivas estaban inmersas en una matriz de pastizal donde el pastoreo de ganado vacuno era el tipo predominante de uso del suelo, estaban conectadas o desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada y tenían una longitud de 150 m de largo como mínimo.

Tabla 1. Características de las cercas vivas estudiadas.

Nombre cerca	Tipo de cerca	Porción central en cercas espontáneas	Conexión a fragmentos de bosque o bosque ripario.
BE	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Conectada a fragmento de bosque
FTO	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Conectada a fragmento de bosque
MRR	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Conectada a fragmento de bosque
ST2	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Conectada a bosque ripario
AB2	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Desconectada
AJ	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Desconectada
BA	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Desconectada
BC	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Desconectada
FCA	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Desconectada
FM	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Desconectada
MZ2	Plantada de <i>Euphorbia laurifolia</i>	-----	Desconectada
DA	Plantada de <i>Eucalyptus</i> sp.	-----	Desconectada
FEU	Plantada de <i>Eucalyptus</i> sp.	-----	Desconectada
MU	Plantada de <i>Eucalyptus</i> sp.	-----	Desconectada
PLA	Plantada de <i>Eucalyptus</i> sp.	-----	Desconectada
BR1	Espontánea	Alambre de púas	Conectada a fragmento de bosque
MZ1	Espontánea	Alambre de púas	Conectada a fragmento de bosque
JM	Espontánea	Zanja	Conectada a bosque ripario
ST1	Espontánea	Alambre de púas	Conectada a bosque ripario
AB1	Espontánea	Alambre de púas	Desconectada
BR2	Espontánea	Alambre de púas	Desconectada
DR	Espontánea	Alambre de púas	Desconectada
DG	Espontánea	Zanja	Desconectada
FES	Espontánea	Zanja	Desconectada
MZ3	Espontánea	Camino	Desconectada

Cercas vivas plantadas de Euphorbia laurifolia Juss (n = 11) y de *Eucalyptus* sp. (n = 4) — se destacan por estar representadas por dos o tres especies, y usualmente no tienen sotobosque. Las plantadas de *Eucalyptus* sp. presentan en su mayoría árboles grandes.

Cercas vivas espontáneas (n = 10) — todas las cercas de este tipo tienen más de tres especies de plantas y presentan sotobosque. De las 10 cercas vivas reportadas sólo en una cerca se observó un camino en la porción central, tres cercas presentaron una zanja internamente (que podría cumplir una función como canal de drenaje) y en las seis cercas restantes los árboles y arbustos han crecido a lo largo de una cerca de alambre de púas.

Se consideró como una cerca viva conectada a un fragmento de bosque cuando ésta llega al borde mismo del fragmento de bosque y en cuanto a las cercas desconectadas se espera que haya variación en la distancia de estas a los fragmentos. Tres cercas estuvieron conectadas a bosque ripario en cañada, cinco cercas conectadas a fragmento de bosque y las diecisiete cercas vivas restantes no estuvieron conectadas a ningún elemento del paisaje.

5.2.3. Toma de datos

Aves — Las aves fueron muestreadas utilizando transectos de 150 m que se localizaron a lo largo de cada una de las cercas vivas. En cada cerca se hicieron recorridos entre las 06:00 – 10:30 hrs. y las 16:00 – 18:00 hrs., evitando las mañanas o tardes con fuertes vientos o con lluvia. Todas las cercas fueron muestreadas diez veces para un total de 250 repeticiones entre agosto de 2004 y noviembre de 2004. Se ajustaron las horas de muestreo para cada cerca viva de tal manera que al final del estudio todas las cercas quedaron muestreadas durante las mismas horas (mañana y tarde) y la misma cantidad de veces.

Los muestreos consistieron en registrar durante una hora por cerca viva: todos los individuos por especie observados y/o escuchados y aquellas especies que se movieron a lo largo de la cerca viva o de la cerca viva a

otros elementos del paisaje, se tomó como evidencia de conectividad el movimiento de las aves a lo largo de las cercas de un elemento a otro del paisaje, por ejemplo, cuando un individuo pasa de un fragmento de bosque a otro moviéndose a lo largo de una cerca viva. También se registró el tipo de uso que le daban a las cercas vivas teniendo en cuenta 5 categorías generales examinadas de manera descriptiva (Green & El Hamzaoui, 2000) (tabla2):

Forrajeo: aves que consumían frutos, semillas, néctar, insectos, nidos.

Dormir: comportamiento de percha con la cabeza sobre la espalda y los ojos abiertos o cerrados.

Reposo: perchando sin la cabeza sobre la espalda.

Acicalamiento: arreglarse las plumas, aletear, sacudir la cabeza o las patas.

Anidación: cuando se observan las aves en un nido o en la construcción del nido.

Los muestreos coincidieron con el final de una época seca y el inicio de la época lluviosa.

Tabla 2. Tipo de datos colectados en campo.

Fecha y hora: Septiembre 15 de 2004 7:10 a.m.					
Nombre de la cerca viva	Repetición	Especie	No. de individuos	Tipo de movimiento	Tipo de uso
AJ	1	<i>Euphonia musica</i>	5	De la cerca viva a un árbol en la matriz de potrero	F
AJ	1	<i>Leptotila verreauxi</i>	2	Ninguno	D

Las identificaciones de cada especie de ave se hicieron con respecto a la guía de las Aves de Colombia (Hilty & Brown 1986) y los cantos se identificaron mediante el aprendizaje acústico ayudado de un examen visual de los sonidos utilizando sonogramas. Se siguió el sistema de Clasificación de Especies de Aves de Sur América para la organización y secuencia taxonómica de las especies (Remsen et al. 2005).

De modo complementario las observaciones que no se hicieron de manera metódica y sistemática, sino que se presentaron en algún momento fuera de las horas de muestreo y en diferentes lugares, fueron anotadas con el fin de tener una idea general de la avifauna de toda la zona de estudio (Renjifo 1999).

Por último, se obtuvo un estimativo de abundancia relativa que consistió en el número promedio de individuos por censo por cerca, adicionalmente se estimó el número promedio de especies por censo por cerca. El número promedio de individuos por censo se basó en el promedio de los individuos registrados en los recorridos a lo largo de las cercas vivas (10 repeticiones por cerca). El número promedio de especies por censo consistió en el promedio de especies observadas durante cada censo en los sitios de estudio.

Cabe destacar que todos los conteos en los transectos y observaciones sistemáticas fueron llevados a cabo por la autora. Así, los problemas asociados a diferencias entre observadores se evitaron.

Composición y estructura florística de las cercas vivas — Para obtener datos de la composición y de las variables estructurales de las cercas (cobertura, área basal, altura y ancho) se establecieron transectos de 150 m a lo largo de cada cerca en donde se tomaron datos de los árboles y arbustos. Como

árboles se incluyeron todos los individuos leñosos con diámetro a la altura del pecho (DAP) superior o igual a 5 cm medido a 1,3 m del suelo. Como arbustos únicamente los individuos con crecimiento secundario y con un diámetro entre 0,5 y 2,5 cm medido a 50 cm de altura.

Primero se obtuvo datos de las siguientes variables estructurales para cada árbol y arbusto: cobertura, área basal. Para los árboles se muestrearon todos los individuos que se encontraban a lo largo del transecto de 150 m y los arbustos se muestrearon sólo aquellos que tocaban la cuerda que marcaba el transecto o los individuos que estuvieran más próximos al transecto (Figura 3).



Figura 3. Esquema del método utilizado para el muestreo de la vegetación en cercas vivas.

La cobertura se calculó en metros cuadrados del área que proyecta sobre el suelo la copa de cada individuo, se asumió una forma ovalada en las copas de árboles y arbustos y a partir de la longitud tanto del eje mayor (diámetro mayor) como del eje perpendicular a éste (diámetro menor) se obtuvo la cobertura de la copa como el área del rombo que es definido por esos ejes. (Figura 4) (Prieto 1994).

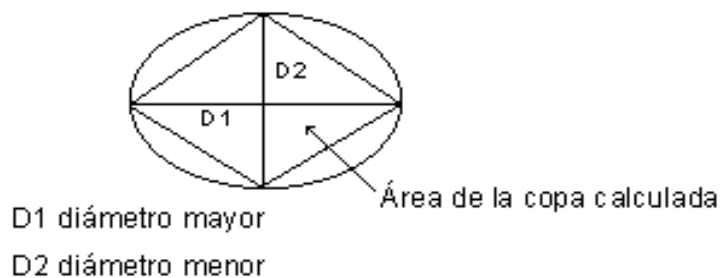


Figura 4. Esquema para estimar la proyección de copa de un árbol (Prieto 1994).

Para poder conocer el área basal primero se determinó el espacio real que ocupa cada tronco o tallo a determinada altura del suelo, en los árboles (DAP superior o igual a 5 cm) se hizo a la altura del pecho (DAP) aproximadamente a 1,3 m del suelo (Matteuci & Colma 1982) y para arbustos se consideraron los individuos con crecimiento secundario y con diámetro entre 0,5 cm y 2,5 cm medido con un calibrador a 50 cm de altura. Teniendo el DAP, se calculó el Área Basal.

Posteriormente cada cinco metros a lo largo de los transectos se midió la altura y el ancho de las cercas vivas.

Por último para cada árbol y arbusto se tomó una muestra botánica (muchas veces utilizando cortáramas o desjarretadora), cada ejemplar se enumeró según el número consecutivo de colección y se anotaron en una libreta de campo todos los caracteres dendrológicos (tipos de troncos, textura, color de las cortezas, exudados, olores) que fueron importantes para la fácil identificación (Gentry 1982). Las muestras que se recolectaron en campo fueron prensadas, preservadas en alcohol al 90% y se secaron en el

Herbario de la Universidad de Nariño. La determinación taxonómica hasta género y algunos ejemplares hasta especie fue hecha por el Botánico William Vargas y la Agrónoma Stella Suárez siguiendo la clasificación del Missouri Botanical Garden. Las muestras fueron depositadas en el Herbario Federico Medem Bogotá del Instituto Alexander von Humboldt y en el Herbario de la Pontificia Universidad Javeriana.

5.3. ANÁLISIS DE DATOS

5.3.1. Composición Florística, Estructura de las cercas vivas, Composición de la Avifauna y Contexto Espacial en el que se encuentran las cercas vivas.

5.3.1.1. Composición Florística y Estructura de las cercas vivas.

Se registró la abundancia relativa de cada especie de árbol y arbusto en cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia* Juss, cercas vivas plantadas de *Eucalyptus* sp. y cercas vivas espontáneas. Previamente al análisis, para tener parámetros completos de la riqueza de árboles y arbustos en las cercas, se cuantificó el número de especies de árboles y arbustos observadas y esperadas a partir de la curva de acumulación de especies para todo el estudio, utilizando modelos no paramétricos que se utilizan cuando se obtiene datos de abundancia Chao 1, que es un estimador del número de especies en una comunidad basado en el número de especies raras en la muestra, y ACE, estimador basado en la abundancia muestral teniendo en cuenta las especies compartidas para cada par de muestras (Moreno 2001). Para este fin se empleó el programa EstimateS 7.0 (Colwell 2004).

Para conocer si existe una diferencia significativa (95 % de confianza) entre cada tipo de cerca para el número promedio de especies por censo, se realizaron análisis de varianza de una vía (ANOVA), la variable dependiente fue el número promedio de especies por censo y la variable independiente el tipo de cerca viva (Zar 1999).

Para determinar si hay influencia del contexto espacial en el que se encuentran las cercas vivas (cercas conectadas a fragmentos de bosque, cercas desconectadas) y el tipo de cerca sobre el número promedio de especies de árboles y arbustos por censo se hicieron análisis de varianza de dos vías (ANOVA) (Zar 1999). En cada ANOVA el número promedio de especies de árboles y el número promedio de especies de arbustos corresponden a la variable dependiente y el tipo de cerca y el contexto espacial las variables independientes.

Se registraron las siguientes variables estructurales: altura promedio, ancho promedio, cobertura total de árboles y arbustos, y área basal total de árboles y arbustos para cercas plantadas de *Euphorbia laurifolia* Juss, cercas plantadas de *Eucalyptus* sp. y cercas espontáneas. Para determinar si existen diferencias significativas entre los tipos de cercas, con respecto a cada una de las variables estructurales estudiadas, se hicieron análisis de varianza de una vía (ANOVA), teniendo en cuenta que el tipo de cerca viva fue la variable independiente y las variables estructurales fueron las variables dependientes (Zar 1999).

Las ANOVAS, únicamente se hicieron en los casos que se cumpliera con los siguientes supuestos: variables independientes, con distribución normal y con varianzas iguales. Cuando las variables no estaban normalmente distribuidas se hizo un análisis no paramétrico de Kruskal Wallis (Zar 1999).

Los datos de cobertura de árboles y arbustos, área basal, altura y ancho de las cercas no presentaron una distribución normal, por lo tanto se hicieron transformaciones $\log(X+1)$ (Zar 1999).

5.3.1.2. Composición de la Avifauna

Se reportó inicialmente la abundancia relativa de cada especie de ave para cada tipo de cerca viva estudiada y previamente al análisis con el fin de obtener parámetros completos de la riqueza de especies de aves en las cercas vivas, se cuantificó el número de especies de aves observadas y su representatividad a partir de curvas de acumulación de especies para cada cerca viva y para todo el estudio, utilizando modelos no paramétricos Chao 1 y ACE. Para este fin se empleó el programa EstimateS 7.0 (Colwell 2004).

Para establecer si existe diferencia entre cada tipo de cerca viva (cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia*, cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.* y cercas vivas espontáneas) según el número promedio de individuos por censo, riqueza de aves y número promedio de especies de aves registradas por censo, se hicieron análisis de varianza de una vía (ANOVA) con el 95% de confianza (Zar 1999). En cada ANOVA, el número promedio de individuos, riqueza de aves, número promedio de especies de aves corresponden a la variable dependiente y el tipo de cerca la variable independiente.

5.3.1.3. Características de la avifauna en las cercas y Características de las cercas vivas.

Para determinar si hay influencia del contexto espacial en el que se encuentran las cercas vivas (cercas conectadas a fragmentos de bosque, cercas desconectadas) y el tipo de cerca sobre el número promedio de individuos, número promedio de especies y riqueza de aves se hicieron

análisis de varianza de dos vías (ANOVA) (Zar 1999). Para cada análisis de varianza el número promedio de individuos, número promedio de especies y la riqueza de especies fueron las variables dependientes y el contexto espacial en el que se encontraron las cercas y el tipo de cerca viva las variables independientes.

Para determinar si existe relación entre las características de la avifauna en las cercas (riqueza de especies de aves, número promedio de especies y número promedio de individuos) y las características de las cercas (riqueza de especies de plantas y variables estructurales de la vegetación) se hicieron análisis de regresión lineal con una prueba t de significancia en la regresión que corresponde a $\alpha=0.05$ (Zar 1999).

Para todos los análisis se utilizó el programa Statgraphics versión 2.0 y hojas de calculo en Excel y tanto para los atributos de la avifauna como de la vegetación se reporta en los resultados los promedios de las variables sin transformar (\bar{X}) seguido del error estándar (EE).

5.3.2. Tipo de Uso.

Se hizo un análisis descriptivo para determinar que especies se mueven a lo largo de las cercas vivas o de estas a otros elementos del paisaje, se describieron las especies que pertenecen a las 5 categorías: forrajeo, dormir, reposo, acicalamiento y anidación y se registró el tipo de uso que hacen las aves según el tipo de cerca viva.

6. RESULTADOS

6.1. COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y ESTRUCTURA DE LAS CERCAS VIVAS

En las cercas vivas plantadas con *Euphorbia laurifolia* Juss se encontraron 33 especies de árboles que pertenecen a 25 géneros y 26 familias. Así como 14 especies de arbustos pertenecientes a 13 géneros y 12 familias. En las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus* sp. se registró por una parte 17 especies de árboles que pertenecen a 15 géneros y 15 familias, por otra, 4 especies de arbustos pertenecientes a 4 géneros y 3 familias. En las cercas vivas espontáneas se encontraron 34 especies de árboles que pertenecen a 32 géneros y 25 familias. Así como 20 especies de arbustos que pertenecen a 18 géneros y 13 familias (Tabla 3).

Tabla 3. Especies de plantas en las cercas vivas estudiadas: CVPC cerca viva plantada de *Euphorbia laurifolia* Juss., CVPE cerca viva plantada de *Eucalyptus* sp., CVES cerca viva espontánea. C conectada a fragmento de bosque, NC no conectada a fragmento de bosque.

Familia	Especie	Total de registros	Registros por tipo de cerca viva					
			C			NC		
			CVPC	CVPE	CVES	CVPC	CVPE	CVES
ACANTHACEAE	<i>Trichanthera gigantea</i> (H. Et B.) ¹	1					1	
ACTINIDACEAE	<i>Saurauia cuatrecasana</i> R.E. S. ¹	3			1	1		1
AGAVACEAE	<i>Furcraea</i> sp. ¹	1					1	
ANACARDIACEAE	<i>Toxicodendron striatum</i> (R & P) ¹	4	1					3
ANNONACEAE	<i>Raimondia cherimolioides</i> (T & P) ¹	1	1					
ARALIACEAE	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) D & P ¹	2			2			
	<i>Dendropanax macrophyllum</i> C ¹	2			1	1		
	<i>Oreopanax glabrifolium</i> C. ²	1						1
	<i>Oreopanax pallidum</i> C. ¹	5	1		1	2		1
ASTERACEAE	<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> ²	6	2		1		1	2
	<i>Baccharis latifolia</i> R. & P. Pers. ²	4	1		1		2	
	<i>Clibadium surinamense</i> L. ²	3			1			2
	<i>Hebeclinium phoeniticum</i> K. y R ²	7	2		2	2		1
	<i>Lepidaploa canescens</i> (K) H. R. ²	1			1			
	<i>Montanoa quadrangularis</i> S Bip. ¹	2				1		1
	<i>Pentacalia</i> sp. ¹	1						1
BIGNONIACEAE	<i>Delostoma integrifolium</i> D. Don. ¹	1	1					
	<i>Tecoma stans</i> var. <i>velutina</i> DC. ¹	2	1				1	
BUDLEJEACEAE	<i>Buddleja americana</i> L. ²	1						1
	<i>Buddleja bullata</i> Kunth ¹	2	2					
CAESALPINIACEAE	<i>Senna</i> sp. ¹	2	1					1
CAPRIFOLIACEAE	<i>Viburnum cornifolium</i> K & S ¹	17	4		4	2	1	6
CECROPIACEAE	<i>Coussapoa villosa</i> P & E ¹	2	1		1			
CLUSIACEAE	<i>Chrysochlamys</i> sp. ¹	1			1			
CUNONIACEAE	<i>Weinmannia pubescens</i> Kunth. ¹	3	2				1	
CUPRESACEAE	<i>Cupressus lusitanica</i> Miller. ¹	2			1		1	
ERICACEAE	<i>Cavendishia pubescens</i> (K) H ²	1			1			
EUPHORBIACEAE	<i>Croton magdalenensis</i> Muell. Arg. ¹	11	4		2	2	1	2
	<i>Croton stipuliformis</i> J. Murillo ¹	2				1		1
	<i>Euphorbia cotinifolia</i> L. ¹	5	2		1		1	1
	<i>Euphorbia laurifolia</i> Juss. ²	15	5		2	3	2	3
	<i>Hyeronima scabrada</i> (Tul.). M. Arg. ¹	2	1					1
	<i>Ricinus communis</i> L. ²	1				1		
FABACEAE	<i>Erythrina fusca</i> Lour. ¹	1					1	
HYDRANGEACEAE	<i>Hydrangea</i> sp. ²	1				1		

JUGLANDACEAE	<i>Juglans neotropica</i> Diels. ¹	2				1	1	
LAURACEAE	<i>Alouea</i> sp. ¹	1						1
	<i>Nectandra acutifolia</i> (R. & P.). ²	2				1		1
	<i>Nectandra lineatifolia</i> (R. & P.). ¹	2			1	1		
	<i>Persea americana</i> Miller. ¹	1						1
LORANTHACEAE	<i>Dendrophthora</i> sp. ²	1				1		
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia aggregata</i> Gleason ¹	14	4		2	2	1	5
	<i>Miconia notabilis</i> Triana ¹	8	4		2	1		1
	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) C ¹	11	4		1	2	1	3
MIMOSACEAE	<i>Mimosa</i> sp. ¹	1						1
MONIMIACEAE	<i>Siparuna</i> sp. ¹	4	2			1		1
MORACEAE	<i>Ficus andicola</i> Standley. ¹	4			1		1	2
MYRICACEAE	<i>Myrica pubescens</i> Willdenow. ²	1			1			
MYRSINACEAE	<i>Geissanthus bogotensis</i> Mez. ¹	1			1			
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Brown. ¹	6	1		1		1	3
MYRTACEAE	<i>Eucalyptus</i> sp. ¹	4						4
	<i>Eugenia</i> sp. ²	1				1		
	<i>Psidium</i> sp. ²	3	1			1		1
NYCTAGINACEAE	<i>Neea</i> sp. ¹	3	1			1		1
PIPERACEAE	<i>Piper aduncum</i> L. ¹	5	3					1
	<i>Piper umbellatum</i> L. ²	2			1	1		
POACEAE	<i>Chusquea</i> sp. ¹	1						1
RHAMNACEAE	<i>Rhamnus pubescens</i> Tr. & Pl. ¹	2	1					1
ROSACEAE	<i>Rubus glaucus</i> Benth. ²	7	1		3	1		2
	<i>Rubus urticaefolius</i> Poiret. ²	3	1				1	1
RUBIACEAE	<i>Cinchona pubescens</i> Vahl ¹	1	1					
	<i>Guettarda</i> sp. ¹	1						1
	<i>Palicourea</i> sp. ¹	1						1
	<i>Psychotria</i> sp. ²	1				1		
RUTACEAE	<i>Citrus sinensis</i> L. ¹	2	1					1
SALICACEAE	<i>Salix humboldtiana</i> Willd. ¹	1			1			
SOLANACEAE	<i>Brugmansia candida</i> Persoon ¹	1						1
	<i>Cestrum</i> sp. ²	3				3		
	<i>Solanum subinerme</i> Jacq. ²	3			1	1		1
	<i>Solanum acerifolium</i> Dunal. ²	1			1			
	<i>Solanum aphydendron</i> S. Knapp. ¹	1	1					
URTICACEAE	<i>Phenax</i> sp. ²	1			1			
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ²	9	2		2	2		3
VERBENACEAE	<i>Aegiphila</i> sp. ¹	1	1					
	<i>Duranta mutisii</i> L. f. ²	3			1			2
	<i>Lantana camara</i> L. ²	19	6		4	3		6
TOTAL		256	68	0	49	42	26	71

¹. Árboles.

² Arbustos.

Antes del análisis se hizo una curva de acumulación de especies de árboles y una curva de acumulación de especies de arbustos para obtener parámetros completos del número de especies de árboles y arbustos observados y su representatividad para todo el estudio. El número de especies de árboles, 50 especies, fue cercano al número de especies de árboles esperado, 90 – 96 % según los estimadores CHAO 1 y ACE, indicando que la muestra tomada es representativa del área estudiada (Figura 5).

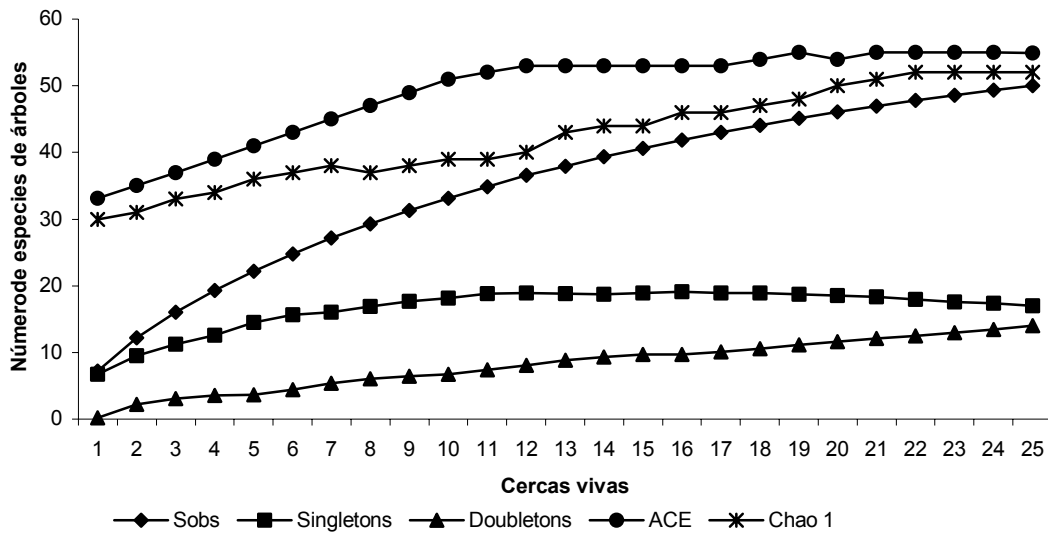


Figura 5. Curva de acumulación de especies de árboles.

Se observaron 27 especies de arbustos, el muestreo tuvo baja representatividad, entre 67 y 61% según CHAO 1 y ACE (Figura 6).

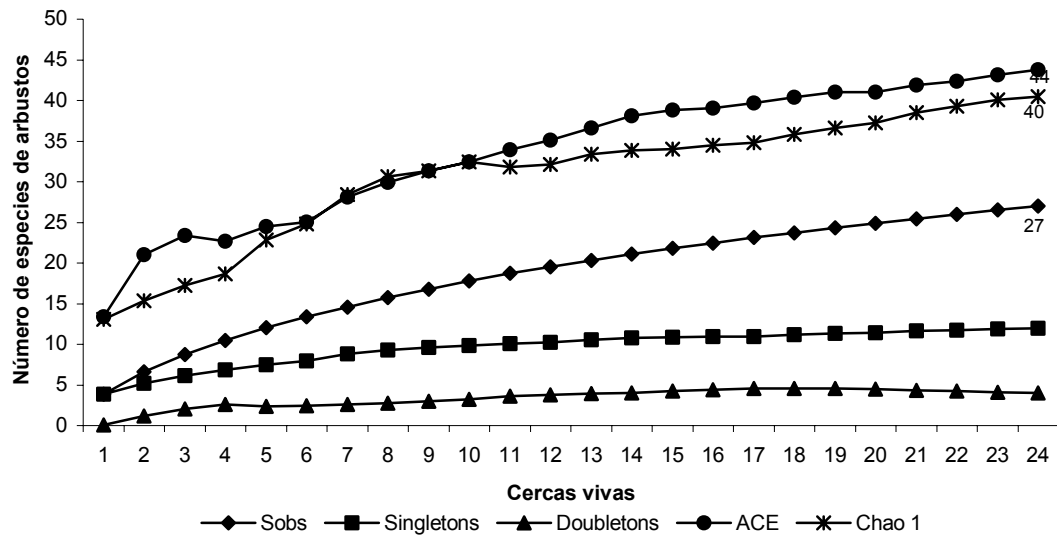


Figura 6. Curva de acumulación de especies de arbustos.

Hubo una tendencia a un mayor número promedio de especies de árboles por censo en cercas vivas espontáneas ($\bar{X}=7$ especies; EE =2.53) y un menor número promedio de especies de árboles por censo en plantadas de *Euphorbia laurifolia* ($\bar{X}=5$ especies; EE =2.54) y en plantadas de *Eucalyptus sp.* ($\bar{X}=4$ especies ; EE =2.63). Sin embargo, esta tendencia no fue estadísticamente significativa (ANOVA, F =1.36; P =0.27) (Tabla 4).

Con respecto al número promedio de especies de arbustos por censo existen diferencias significativas entre los tres tipos de cercas vivas (ANOVA, $F = 4.72$; $P = 0.019$), ya que en las espontáneas se presentaron en promedio más especies de arbustos ($\bar{X} = 4$ especies; $EE = 1.93$) que en las plantadas de *Euphorbia laurifolia* ($\bar{X} = 3$ especies; $EE = 1.25$) y en las plantadas de *Eucalyptus sp.* ($\bar{X} = 1$ especie; $EE = 1.25$). La mayor diferencia en el número promedio de especies de arbustos por censo se observa entre espontáneas y plantadas de *Eucalyptus sp.* ($LSD = -3.05$) (Tabla 4).

De tal manera, que las cercas espontáneas presentaron en promedio más especies de árboles y arbustos, diferenciándose significativamente en el número promedio de arbustos, de las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.*.

En cuanto a la diversidad de especies de árboles, las cercas espontáneas presentaron la mayor en árboles (Simpson = 0.946), la sigue las plantadas de *Euphorbia laurifolia* (Simpson = 0.945) y con la menor diversidad las plantadas de *Eucalyptus sp.* (Simpson = 0.92). Respecto a la diversidad de especies de arbustos, las cercas espontáneas también tuvieron la mayor diversidad de especies (Simpson = 0.914), en comparación con las cercas plantadas de *Euphorbia laurifolia* (Simpson = 0.897) y *Eucalyptus sp.* (Simpson = 0.723).

En este sentido, las cercas espontáneas tuvieron la más alta diversidad de especies de árboles y arbustos (Simpson para árboles = 0.946 y Simpson para arbustos = 0.914), esto representa una menor dominancia de especies raras y mayor equidad dentro de la comunidad, mientras que en las plantadas de *Eucalyptus sp.* hay una mayor dominancia de especies raras que contribuyen menos al valor de diversidad (Simpson para árboles = 0.92 y Simpson para arbustos = 0.723).

Tabla 4. Número de especies de árboles y arbustos para cada tipo de cerca viva. (C: conectada , NC: no conectada a fragmento de bosque).

Tipo de cerca viva	Contexto espacial	Nombre cerca viva	Especies árboles	Especies arbustos	
Plantadas <i>Euphorbia laurifolia</i>	C	BE	5	2	
	C	FTO	8	6	
	C	MRR	3	5	
	C	ST 2	2	4	
	NC	AB2	5	3	
	NC	AJ	10	6	
	NC	BA	8	3	
	NC	BC	5	2	
	NC	FCA	5	2	
	NC	FM	3	5	
	NC	MZ 2	8	3	
	\bar{X}			5.6364	3.7273
EE			2.5406	1.5551	
Plantadas <i>Eucalyptus sp.</i>	NC	DA	5	2	
	NC	FEU	1	3	
	NC	MU	6	0	
	NC	PLA	7	2	
	\bar{X}			4.7500	1.7500
	EE			2.6300	1.2583
Espontáneas	C	BR 1	7	4	
	C	JM	10	6	
	C	MZ 1	4	6	
	C	ST 1	8	7	
	NC	AB1	8	6	
	NC	BR 2	11	5	
	NC	DG	6	1	
	NC	DR	8	5	
	NC	FES	5	2	
	NC	MZ 3	3	6	
	\bar{X}			7.0000	4.8000
	EE			2.5386	1.9322

Para determinar si hay influencia de la conexión física de las cercas vivas con los fragmentos de bosque sobre el número promedio de especies de árboles y arbustos, se tomaron en cuenta sólo las cercas plantadas de *Euphorbia laurifolia* y las cercas espontáneas y se excluyeron las cercas de *Eucalyptus sp.* pues para éstas últimas sólo hubo cercas desconectadas.

Se encontró que ni la conexión física de las cercas a fragmentos de bosque, ni el tipo de cerca viva influye sobre el número promedio de especies de árboles por censo (ANOVA $F = 0.01$; $P = 0.91$). Aunque las cercas conectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada tuvieron en promedio menos especies de árboles ($\bar{X} = 5$ especies; $EE = 2.79$) que las cercas desconectadas ($\bar{X} = 6$ especies; $EE = 2.50$) (Tabla 5) y en las espontáneas se presentaron en promedio más especies ($\bar{X} = 7$ especies; $EE = 2.53$) que en las plantadas de *Euphorbia laurifolia* ($\bar{X} = 5$ especies; $EE = 2.54$), las diferencias no son significativas (Tabla 4).

Asimismo, la conexión física de las cercas a fragmentos de bosque como el tipo de cerca viva no influye significativamente sobre el número promedio de especies de arbustos por censo (ANOVA $F = 0.01$; $P = 0.96$), a pesar que el número promedio de especies de arbustos por censo fue mayor en cercas vivas espontáneas ($\bar{X} = 4$ especies; $EE = 1.93$) y menor en plantadas de *Euphorbia laurifolia* ($\bar{X} = 3$ especies; $EE = 1.55$) (Tabla 4), además las cercas conectadas presentaron en promedio más especies de arbustos ($\bar{X} = 5$ especies; $EE = 1.60$) que las cercas desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada ($\bar{X} = 3$ especies; $EE = 1.78$) (Tabla 5).

Tabla 5. Número de especies de árboles y arbustos en cercas conectadas a fragmentos de bosque y desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada (CVPC cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia* y CVES cercas vivas espontáneas).

Contexto espacial	Tipo de cerca viva	Nombre cerca viva	Especies árboles	Especies arbustos	
Conectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada	CVPC	BE	5	2	
		FTO	8	6	
		MRR	3	5	
		ST 2	2	4	
	CVES	BR 1	7	4	
		JM	10	6	
		MZ 1	4	6	
		ST 1	8	7	
			\bar{X}	5.8750	5.0000
			EE	2.7999	1.6036
Desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada	CVPC	AB2	5	3	
		AJ	10	6	
		BA	8	3	
		BC	5	2	
		FCA	5	2	
		FM	3	5	
		MZ 2	8	3	
	CVES	AB1	8	6	
		BR 2	11	5	
		DG	6	1	
		DR	8	5	
		FES	5	2	
		MZ 3	3	6	
			\bar{X}	6.5385	3.7692
		EE	2.5038	1.7867	

Por otro lado, además de la diferencia en el número promedio de especies árboles y arbustos para cada tipo de cerca viva (plantadas de *Euphorbia laurifolia*, plantadas de *Eucalyptus sp.* y espontáneas) algunas especies se caracterizan por presentarse en un solo tipo de cerca.

En cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia* predominan especies que no se encuentran ni en cercas vivas espontáneas ni en cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.*, en el caso de los árboles: *Buddleja bullata* Kunth, *Juglans neotropica* Diels y *Nectandra acutifolia* (R. & P.) frecuentemente usadas en ebanistería, construcción y postes para cercas, también *Cinchona pubescens* Vahl, *Delostoma integrifolium* D. Don, *Raimondia cherimolioides* (Triana & Planch.) R.E. Fries, *Solanum aphydendron* S. Knapp y *Tecoma stans* var. *velutina* DC que son muy comunes en bordes de cañadas, bosques secundarios y en algunos casos se encuentran en potreros. En cuanto a las especies de arbustos se presenta: *Smallanthus riparia* Kunth H. Rob que es frecuente en bordes de cañadas y *Ricinus communis* L. que crece en sitios abiertos (Vargas 2000).

En cercas vivas de *Eucalyptus sp.* se presentan especies de árboles que no se encontraron en cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia* ni en cercas vivas espontáneas: *Erythrina fusca* Lour, que es una especie ampliamente utilizada como sombrío de cultivos, *Furcraea sp.*, que produce fibras utilizadas en la elaboración de tejidos, y *Eucalyptus sp.* cuya función es producir madera para pulpa, para uso industrial y establecimiento de barreras rompevientos (Vargas 2000).

También, en cercas vivas espontáneas se identificaron especies de árboles que no se encontraron en cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia* ni en plantadas de *Eucalyptus sp.*: *Dendropanax arboreus* (L.) Decne & Planch, que se caracteriza por que sus frutos son muy apetecidos por las aves, *Geissanthus bogotensis* Mez y *Salix humboldtiana* Willd son especies muy usadas como leña, y postes para cercas, por último *Brugmansia candida* Persono, *Ficus andicola* Standley y *Hyeronima scabrida* (Tul.). Muell. Arg (Vargas 2000). En el caso de las especies de arbustos: *Buddleja americana* L., *Duranta mutisii* L. F., *Clibadium surinamense* L., *Hebeclinium*

phoenicticum (Rob.) K. y Rob., *Lepidaploa canescens* (Kunth) H. Rob., *Oreopanax glabrifolium* Cuatrecasas., *Piper umbellatum* L., *Solanum acerifolium* Dunal y *Myrica pubescens* Willdenow.

Respecto a las variables estructurales se encontró que existen diferencias entre los tres tipos de cercas vivas para la altura y ancho (ancho Kruskal Wallis=8.92; P=0.0115 y altura Kruskal Wallis= 9.48; P=0.0086) puesto que las plantadas de *Eucalyptus sp.* fueron en promedio más anchas (\bar{X} =2.17 m; EE=0.63) y más altas (\bar{X} =7.38 m; EE=2.92) que las plantadas de *Euphorbia laurifolia* (ancho \bar{X} =0.70 m; EE= 0.38, y altura \bar{X} =1.46 m; EE=1.17) y que las espontáneas (ancho \bar{X} =0.36 m; EE=0.11, y altura \bar{X} =1.02 m; EE=0.26) (Tabla 6).

Tabla 6. Ancho promedio (m) y altura promedio (m) para cada tipo de cerca viva estudiada (cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia*, cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.* y cercas vivas espontáneas). C: conectada, NC: no conectada a fragmentos de bosque.

Tipo de cerca viva	Contexto espacial	Nombre cerca viva	Ancho m Promedio	Altura m promedio
Plantadas <i>Euphorbia laurifolia</i>	C	BE	0.70	1.66
	C	FTO	0.58	0.80
	C	MRR	0.57	1.37
	C	ST 2	0.88	2.13
	NC	AB2	0.39	0.81
	NC	AJ	0.63	1.33
	NC	BA	0.60	1.11
	NC	BC	0.44	0.68
	NC	FCA	0.71	0.97
	NC	FM	0.49	0.57
	NC	MZ 2	1.80	4.73
		\bar{X}		0.7066
	EE		0.3880	1.1758
Plantadas <i>Eucalyptus sp.</i>	NC	DA	3.02	7.85
	NC	FEU	1.72	7.61
	NC	MU	3.07	10.60
	NC	PLA	0.90	3.49
		\bar{X}		2.1783
	EE		1.0556	2.9274
Espontáneas	C	BR 1	0.61	1.14
	C	JM	0.72	1.24
	C	MZ 1	0.47	0.68
	C	ST 1	0.69	1.21
	NC	AB1	0.86	1.11
	NC	BR 2	0.50	0.88
	NC	DG	0.65	0.65
	NC	DR	0.71	1.45
	NC	FES	0.57	1.09
	NC	MZ 3	0.61	0.82
		\bar{X}		0.6393
	EE		0.1165	0.2607

De igual manera existen diferencias entre los tres tipos de cercas vivas para la cobertura de árboles (ANOVA $F = 9.27$; $P = 0.0012$) y arbustos (ANOVA $F = 8.22$; $P = 0.0022$), en cuanto a los árboles la mayor diferencia se presentó entre las plantadas de *Eucalyptus sp.* y las espontáneas (LSD = 0.498) ya que en las plantadas de *Eucalyptus sp.* el área que proyecta la copa de los árboles sobre el suelo fue en promedio más grande ($\bar{X} = 476.94 \text{ m}^2$; EE = 381.50) a la que se registró para espontáneas ($\bar{X} = 134.05 \text{ m}^2$; EE = 71.94). Con respecto a los arbustos, también la mayor diferencia se encontró entre las plantadas de *Eucalyptus sp.* y las espontáneas (LSD = -3.351) puesto que el área que proyecta la copa de los arbustos sobre el suelo en cercas plantadas de *Eucalyptus sp.* fue mucho menor ($\bar{X} = 0.4599 \text{ m}^2$; EE = 0.90) a la que se registró para las espontáneas ($\bar{X} = 3.8116 \text{ m}^2$; EE = 2.26) (Tabla 7).

El área basal de árboles y arbustos fue muy diferente en los tres tipos de cercas (ANOVA árboles $F = 7.87$; $P = 0.0026$ y ANOVA arbustos $F = 3.97$; $P = 0.0337$) puesto que, para los árboles la mayor diferencia fue entre cercas espontáneas y cercas plantadas de *Eucalyptus sp.* (LSD = 15.035) ya que la superficie promedio que ocuparon los tallos o troncos de los árboles en cercas vivas espontáneas fue menor ($\bar{X} = 13.11 \text{ m}^2$; EE = 6.18) a la que se reportó para plantadas de *Eucalyptus sp.* ($\bar{X} = 28.14 \text{ m}^2$; EE = 4.74). En cuanto a los arbustos el área basal en las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.* fue muy diferente al área basal de las espontáneas (LSD = 0.330) ya que la superficie promedio que ocuparon los tallos de los arbustos en plantadas de *Eucalyptus sp.* fue de 0.0008 m^2 (EE = 0.0006) mientras que en espontáneas de 0.027 m^2 (EE = 0.015) (Tabla 7).

En este sentido, las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.* tuvieron una mayor cobertura y área basal de árboles, pero se destacaron por no tener un sotobosque y porque los árboles eran muy altos y gruesos. Mientras tanto las

cercas vivas espontáneas presentaron la mayor cobertura y área basal de arbustos, y sobresalieron por tener un sotobosque denso y bajito.

Tabla 7. Cobertura (m²) y área basal (m²) para árboles y arbustos registrados en los tres tipos de cercas vivas estudiadas

Tipo de cerca viva	Contexto espacial	Nombre cerca viva	Cobertura (m ²) árboles	Cobertura (m ²) arbustos	Área basal (m ²) árboles	Área basal (m ²) arbustos	
Plantadas <i>Euphorbia laurifolia</i>	C	BE	213.64	1.89	20.16	0.0065	
	C	FTO	129.46	2.13	12.97	0.0132	
	C	MRR	121.07	0.54	17.25	0.0035	
	C	ST 2	215.50	0.29	34.29	0.0036	
	NC	AB2	111.85	2.79	28.58	0.0021	
	NC	AJ	150.41	0.95	17.99	0.0173	
	NC	BA	94.18	1.57	11.54	0.0106	
	NC	BC	117.22	1.11	17.75	0.0102	
	NC	FCA	100.22	1.02	32.85	0.0119	
	NC	FM	101.70	3.43	17.16	0.0318	
	NC	MZ 2	208.46	0.70	17.84	0.0047	
			\bar{X}	142.1544	1.4930	20.7606	0.0105
		EE	47.7478	0.9823	7.6616	0.0085	
Plantadas <i>Eucalyptus sp.</i>	NC	DA	1029.40	1.81	35.16	0.0029	
	NC	FEU	358.25	0.00	26.93	0.0000	
	NC	MU	367.96	0.03	24.88	0.0002	
	NC	PLA	152.18	0.00	25.62	0.0000	
			\bar{X}	476.9495	0.4599	28.1487	0.0008
			EE	381.5078	0.9031	4.7493	0.0014
Espontánea	C	BR 1	71.74	3.49	5.74	0.0284	
	C	JM	208.83	2.45	16.47	0.0225	
	C	MZ 1	86.74	6.77	8.98	0.0426	
	C	ST 1	97.87	4.45	14.47	0.0272	
	NC	AB1	134.72	4.37	24.89	0.0362	
	NC	BR 2	136.21	5.32	10.16	0.0220	
	NC	DG	150.23	1.67	12.98	0.0336	
	NC	DR	298.15	1.87	9.82	0.0015	
	NC	FES	71.39	0.39	20.90	0.0069	
	NC	MZ 3	84.66	7.33	6.71	0.0535	
			\bar{X}	134.0536	3.8116	13.1128	0.0274
		EE	71.9435	2.2633	6.1870	0.0155	

6.2. COMPOSICIÓN DE LA AVIFAUNA

Obtuve un total de 4355 registros visuales y auditivos de aves, 4289 durante los censos y 66 en observaciones oportunistas. Registré 98 especies de aves en los sitios de estudio que pertenecen a 72 géneros y 30 familias. Las familias con el mayor número de especies fueron: Thraupidae con 15 especies, la sigue la familia Tyrannidae con 13 especies, Trochilidae con 8 especies y Emberizidae con 7 especies. Encontré 88 especies residentes permanentes de la región y 10 especies de migratorias neotropicales-neárticas (Tabla 8).

Tabla 8. Especies de aves en las cercas vivas estudiadas: CVPC cerca viva plantada de *Euphorbia laurifolia* Juss., CVPE cerca viva plantada de *Eucalyptus* sp., CVES cerca viva espontánea. C conectada a fragmento de bosque, NC no conectada a fragmento de bosque.

FAMILIA	ESPECIE	Registros por tipo de cerca viva							
		Total	C			NC			Casual
			CVPC	CVPE	CVES	CVPC	CVPE	CVES	
CRACIDAE	<i>Ortalis motmot</i>	7	3			1		3	
ARDEIDAE	<i>Bubulcus ibis</i>	22	9			6		7	
CATHARTIDAE	<i>Cathartes aura</i> ¹	8			3	2	1		2
	<i>Coragyps atratus</i>	15	5		5	3		2	
ACCIPRITRIDAE	<i>Buteo magnirostris</i>	42	16		8	9	4	5	
	<i>Buteo platypterus</i> ⁴	18				18			
FALCONIDAE	<i>Falco sparverius</i>	2						2	
CHARADRIIDAE	<i>Vanellus chilensis</i> ²	49							49
COLUMBIDAE	<i>Columbina talpacoti</i>	140			1	1	137	1	
	<i>Patagioenas fasciata</i>	283	41		63	41	20	118	
	<i>Patagioenas subvinacea</i>	89	8		4	36	19	22	
	<i>Zenaida auriculata</i>	45	3		2	7	7	26	
	<i>Leptotila verreauxi</i>	4	1				1	2	
PSITTACIDAE	<i>Amazona mercenaria</i>	42	2		5	35			
CUCULIDAE	<i>Piaya cayana</i>	8	5		1		2		
	<i>Crotophaga ani</i>	64	13		6	21		24	
STRIGIDAE	<i>Megascops albogularis</i>	1					1		
APODIDAE	<i>Streptoprocne zonaris</i> ³	12							12
TROCHILIDAE	<i>Colibri thalassinus</i>	3				1		2	
	<i>Colibri coruscans</i>	15			8	2	2	3	
	<i>Chlorostilbon mellisigus</i>	31	12		6	1	1	11	
	<i>Amazilia tzacatl</i>	1			1				
	<i>Amazilia franciae</i>	5	1			3		1	
	<i>Amazilia saucerrottei</i>	2			1			1	
	<i>Adelomyia melanogenys</i>	1						1	
	<i>Metallura tyrianthina</i>	2	1						1
MOMOTIDAE	<i>Momotus aequatorialis</i>	15	2		1	8	3	1	
CAPITONIDAE	<i>Eubucco bourcierii</i>	3	1					2	
RAMPHASTIDAE	<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	6	3		2			1	
	<i>Aulacorhynchus haematopygus</i>	1			1				
PICIDAE	<i>Melanerpes formicivorus</i>	11			9	1	1		
	<i>Veniliornis fumigatus</i>	2				2			

	<i>Piculus rubiginosus</i>	25	7		2	5	3	8	
	<i>Campephilus melanoleucos</i>	2				2			
FURNARIIDAE	<i>Synallaxis azarae</i>	79	17		16	6	6	34	
THAMNOPHILIDAE	<i>Thamnophilus doliatus</i>	12				2		10	
	<i>Thamnophilus multistriatus</i>	7				3		4	
	<i>Myrmotherula longicauda</i>	11	4			1		6	
FORMICARIIDAE	<i>Grallaria ruficapilla</i>	5			3		1	1	
TYRANNIDAE	<i>Elaenia flavogaster</i>	33	2		2	10	2	17	
	<i>Elaenia frantzii</i>	94	21		29	22	2	20	
	<i>Camptostoma obsoletum</i>	10	3		4	1		2	
	<i>Zimmerius viridiflavus</i>	354	20		71	97	11	155	
	<i>Todirostrum cinereum</i>	18	2		2	3	1	10	
	<i>Contopus cinereus</i>	8	1		5	1		1	
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	4			3	1			
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	17			4	2		11	
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	220	35		25	56	31	73	
	<i>Tyrannus savana</i> ⁴	31				14	5	12	
	<i>Tyrannus tyrannus</i> ⁴	3						3	
	<i>Tyrannus dominicensis</i> ⁴	10				4		6	
	<i>Pachyramphus cinnamomeus</i>	1				1			
VIREONIDAE	<i>Vireo flavifrons</i> ⁴	8	6				2		
HIRUNDINIDAE	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	72	15		9	21	5	22	
TROGLODYTIDAE	<i>Troglodytes aedon</i>	7	1			2	3	1	
	<i>Thryothorus genibarbis</i>	12	2		8	1		1	
TURDIDAE	<i>Catharus ustulatus</i> ⁴	24	6		9		1	8	
	<i>Turdus fuscater</i>	199	41		51	43	16	48	
	<i>Turdus serranus</i>	11	1		5			5	
	<i>Turdus ignobilis</i>	191	18		34	58	3	78	
THRAUPIDAE	<i>Ramphocelus flammigerus</i>	165	19		22	46	12	66	
	<i>Thraupis episcopus</i>	128	18		19	36	35	20	
	<i>Thraupis palmarum</i>	28			5	10	7	6	
	<i>Thraupis cyanocephala</i>	4	2			1		1	
	<i>Anisognathus somptuosus</i>	16	15		1				
	<i>Tangara arthus</i>	17	8		2	7			
	<i>Tangara gyrola</i>	56	17		10	5	7	17	
	<i>Tangara vitriolina</i>	177	45		44	34	11	43	
	<i>Tangara cyanicollis</i>	20			2	15	2	1	
	<i>Tangara nigroviridis</i>	8	3			5			
	<i>Tangara heinei</i>	70	21		10	27	1	11	
	<i>Piranga flava</i>	32	7		4	12	4	5	
	<i>Piranga rubra</i> ⁴	5	1		2	1		1	
<i>Chlorophanes spiza</i>	6	3		3					
<i>Diglossa sittoides</i>	13			2	1		10		
EMBERIZIDAE	<i>Zonotrichia capensis</i>	310	55		43	95	42	75	

	<i>Sicalis citrina</i>	1					1		
	<i>Sicalis luteola</i>	8				8			
	<i>Volatinia jacarina</i>	40	1		9	30			
	<i>Tiaris olivaceus</i>	80	15		20	18	5	22	
	<i>Coereba flaveola</i>	1				1			
	<i>Sporophila luctuosa</i>	68			40	20	8		
	<i>Sporophila nigricollis</i>	79	13		9	7	21	29	
	<i>Buarremon brunneinucha</i>	2			2				
	<i>Atlapetes albinucha</i>	75	17		21	12	4	21	
CARDINALIDAE	<i>Saltator atripennis</i>	36	10		5	7	7	7	
	<i>Saltator striatipectus</i>	7			1		1	5	
	<i>Pheucticus ludovicianus</i> ⁴	18	2		16				
PARULIDAE	<i>Dendroica petechia</i> ⁴	14	5		2	2	1	4	
	<i>Dendroica fusca</i> ⁴	85	21		23	16	3	22	
	<i>Myioborus miniatus</i>	74	25		15	18		16	
	<i>Basileuterus tristriatus</i>	2	1		1				
ICTERIDAE	<i>Molothrus oryzivorus</i>	2				2			
	<i>Molothrus bonariensis</i> ¹	12				9		3	
	<i>Sturnella magna</i>	12				5	7		
FRINGILLIDAE	<i>Carduelis xanthogastra</i>	172	21		8	49	32	62	
	<i>Carduelis psaltria</i>	90	29		9	8	27	17	
	<i>Euphonia cyanocephala</i>	5						5	
TOTAL		4355	702	0	757	1004	579	1247	66

¹ Se presentó en las cercas vivas y en la matriz del paisaje

² Únicamente se registró en la matriz del paisaje

³ Reportada exclusivamente sobrevolando las cercas vivas

⁴ Migratorias Neotropicales - Neárticas

Previamente al análisis se cuantificó el número de especies de aves observadas y su representatividad a partir de curvas de acumulación de especies para cada cerca viva y para todo el estudio. El número de especies de aves observadas, 98 especies, fue bastante cercano al número de especies de aves esperado, los estimadores ACE y CHAO 1 alcanzaron valores de 102 y 105 especies respectivamente, indicando que la muestra tomada es representativa del área estudiada. (Figura 7, Tabla 9).

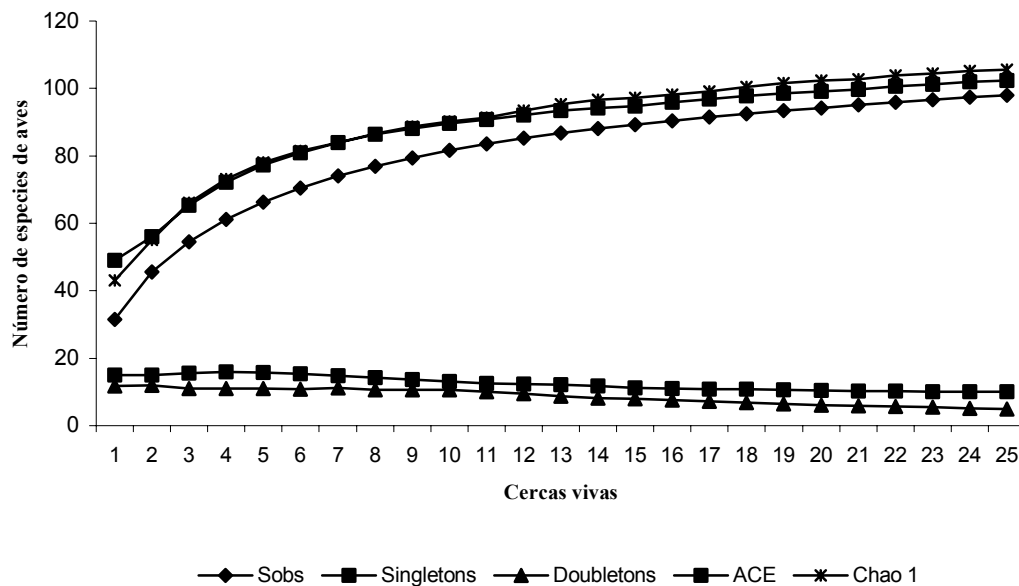


Figura 7. Curva de acumulación de especies de aves. El número de especies de aves observadas fue de 98.

A nivel del paisaje, todas las cercas vivas que fueron estudiadas, se obtuvo una representatividad del 96.08 % con el estimador ACE y 92.77% con CHAO 1 que indica un buen esfuerzo de muestreo (Tabla 9).

Tabla 9. Número de especies de aves observadas; Número de especies de aves esperadas (ACE y CHAO 1) y porcentaje de representatividad para cada cerca viva y a nivel del paisaje (C conectada, NC no conectada a fragmentos de bosque o bosque ripario).

			Especies de aves			Porcentaje de representatividad	
Tipo de cerca viva	Contexto espacial	Nombre cerca viva	Observadas	Esperadas	Esperadas		
				ACE	CHAO 1	ACE	CHAO 1
Plantadas <i>Euphorbia laurifolia</i>	C	BE	37	44.00	40.65	84.09	91.02
	C	FTO	36	40.00	39.60	90.00	90.91
	C	MRR	40	43.00	42.68	93.02	93.72
	C	ST 2	34	38.00	36.68	89.47	92.69
	NC	AB2	31	42.00	43.50	73.81	71.26
	NC	AJ	38	45.00	45.64	84.44	83.26
	NC	BA	24	26.00	25.48	92.31	94.19
	NC	BC	26	31.00	41.00	83.87	63.41
	NC	FCA	28	32.00	33.47	87.50	83.66
	NC	FM	19	20.00	19.84	95.00	95.77
	NC	MZ 2	24	27.00	25.74	88.89	93.24
Plantadas <i>Eucalyptus sp.</i>	NC	DA	39	55.00	50.48	70.91	77.26
	NC	FEU	19	20.00	19.09	95.00	99.53
	NC	MU	19	55.00	59.63	34.55	31.86
	NC	PLA	31	41.00	40.20	75.61	77.11
Espontáneas	C	BR 1	33	47.00	44.28	70.21	74.53
	C	JM	42	43.00	42.46	97.67	98.92
	C	MZ 1	39	55.00	69.50	70.91	56.12
	C	ST 1	24	30.00	33.78	80.00	71.05
	NC	AB1	42	48.00	49.97	87.50	84.05
	NC	BR 2	30	33.00	33.12	90.91	90.58
	NC	DG	37	46.00	50.44	80.43	73.35
	NC	DR	24	26.00	25.74	92.31	93.24
	NC	FES	32	41.00	37.23	78.05	85.95
NC	MZ 3	40	52.00	51.28	76.92	78.00	

Paisaje	98	102.00	105.64	96.08	92.77
----------------	----	--------	--------	-------	-------

Hubo una tendencia a que el número promedio de individuos ($\bar{X}=19$ individuos; EE =5.82), número promedio de especies de aves ($\bar{X}=9$ especies EE =3.19) y la riqueza de aves ($\bar{X}=34$ especies; EE =6.81) registradas en cercas vivas espontáneas sea mayor a lo que se encontró para cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia* (número promedio de individuos $\bar{X}=16$ individuos; EE =4.91, número promedio de especies de aves $\bar{X}=8$ especies; EE =2.28, riqueza de aves $\bar{X}=30$ especies; EE =6.89) y plantadas de *Eucalyptus sp.* (número promedio de individuos $\bar{X}=14$ individuos; EE =7.34, número promedio de especies de aves $\bar{X}=6$ especies; EE =2.76, riqueza de aves $\bar{X}=27$ especies; EE =9.8) (Tabla 10). Sin embargo, estas tendencias no fueron estadísticamente significativas (ANOVA, para número promedio de individuos F =1.03; P =0.3736; ANOVA, para número promedio de especies de aves F =2.77; P =0.0843, ANOVA, para riqueza de aves F =1.56; P =0.2322).

Tabla 10. Número promedio de individuos, Número promedio de especies de aves y Riqueza de aves para cada tipo de cerca viva. C conectada, NC no conectada a fragmento de bosque o bosque ripario en cañada.

Tipo de cerca viva	Contexto espacial	Nombre cerca viva	Individuos promedio por censo	Especies promedio por censo	Riqueza de aves
Plantadas <i>Euphorbia laurifolia</i>	C	BE	15.9	8	37
	C	FTO	23.4	11.8	36
	C	MRR	20.4	10.6	40
	C	ST 2	16	8.9	34
	NC	AB2	25.8	10.6	31
	NC	AJ	17.3	10.3	38
	NC	BA	11.8	5.9	24
	NC	BC	13.1	7.7	26
	NC	FCA	18.6	7.3	28
	NC	FM	10.2	4.3	19
	NC	MZ 2	12.8	7	24
			\bar{X}	16.85	8.40
		EE	4.91	2.28	6.89
Plantadas <i>Eucalyptus sp.</i>	NC	DA	16.5	8.7	39
	NC	FEU	19.9	4.3	19
	NC	MU	4.1	3.2	19
	NC	PLA	19.1	8.2	31
			\bar{X}	14.90	6.10
		EE	7.34	2.76	9.80
Espontáneas	C	BR 1	16	6.9	33
	C	JM	30.3	14.8	42
	C	MZ 1	18	10.3	39
	C	ST 1	12.1	6.8	24
	NC	AB1	23.6	13.5	42
	NC	BR 2	22.8	8.5	30
	NC	DG	17.2	8.2	37
	NC	DR	10.7	5.3	24
	NC	FES	20.5	8.6	32
	NC	MZ 3	22.4	13	40
			\bar{X}	19.360	9.590
		EE	5.827	3.199	6.816

En este orden de ideas se ha visto que entre las cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia*, plantadas de *Eucalyptus sp.* y espontáneas no existen diferencias significativas para el número promedio de individuos por censo, número promedio de especies de aves por censo y riqueza de aves. Sin embargo en la Figura 8, Figura 9 y Figura 10 se observa que existen variaciones para cada tipo de cerca viva que se destacan.

En la Figura 8 se presenta el número promedio de individuos para cada cerca viva. La mayor variación dentro de cada tipo de cerca viva se observa en las plantadas de *Eucalyptus sp.* con valores entre 20 y 4 individuos, la menor variación en las cercas espontáneas.

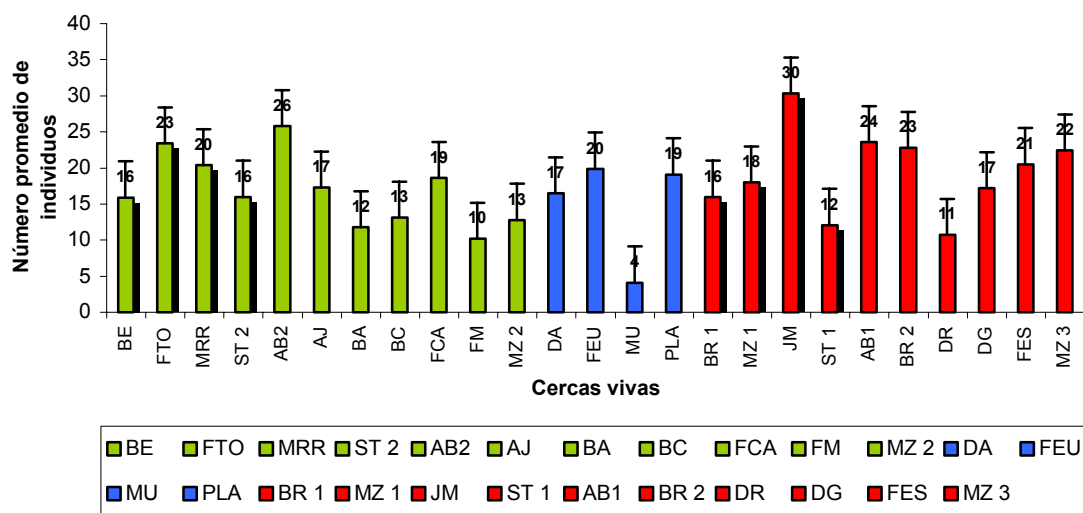


Figura 8. Número promedio de individuos por censo para cada tipo de cerca viva. Las columnas de color rojo representan las cercas vivas espontáneas, las columnas de color azul las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.* y las columnas de color verde simbolizan a las cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia*. Las columnas con sombra simbolizan a las cercas que se encuentran conectadas a fragmentos de bosque y las columnas sin sombra a las cercas desconectadas.

En la Figura 9 se observa que las cercas vivas espontáneas reportaron en promedio más especies que las plantadas de *Eucalyptus sp.* y plantadas de *Euphorbia laurifolia*. Además la variación en las plantadas de *Eucalyptus sp* y plantadas de *Euphorbia laurifolia* para el número promedio de especies es más evidente que en las espontáneas.

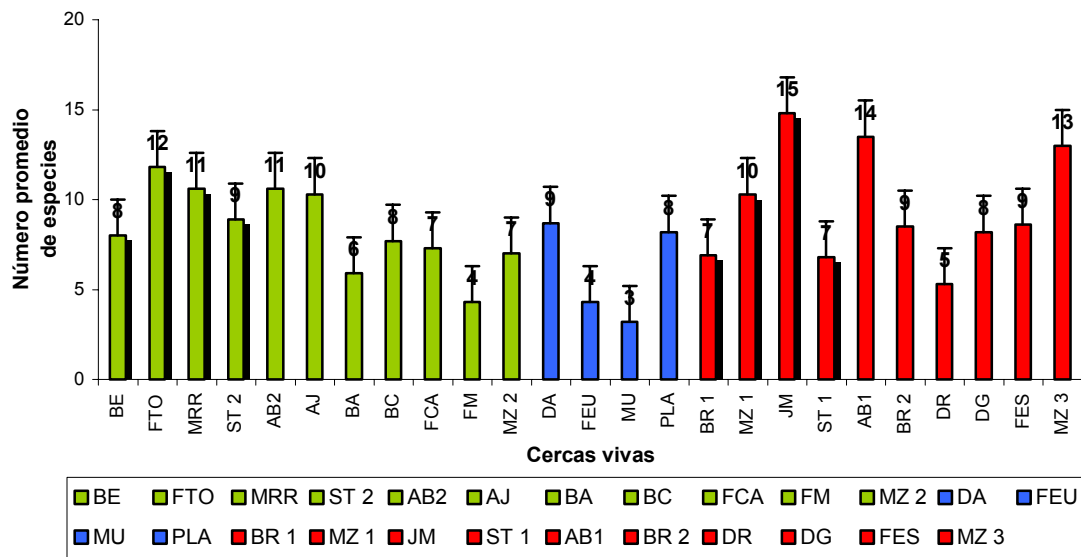


Figura 9. Número promedio de especies de aves por censo para cada tipo de cerca viva. Las columnas de color rojo representan las cercas vivas espontáneas, las columnas de color azul las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.* y las columnas de color verde simbolizan a las cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia*. Las columnas con sombra simbolizan a las cercas que se encuentran conectadas a fragmentos de bosque y las columnas sin sombra a las cercas desconectadas.

En la Figura 10 se observa que las cercas espontáneas nuevamente sobresalen con valores más altos, AB1 y JM tuvieron 42 especies de aves, en contraste con las plantadas de *Euphorbia laurifolia*, con 40 especies para la cerca MRR, y cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.*, con 39 especies en la cerca DA. Aunque no hay una fuerte variación en la riqueza de aves para cada tipo de cerca, algunas especies se caracterizaron por presentarse en un sólo tipo de cerca viva:

En las cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia* se registraron diez especies que no fueron encontradas en las cercas vivas espontáneas ni en las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.*: *Buarremon brunneinuchus*, *Buteo platypterus*, *Campephilus melanoleucos*, *Molothrus bonariensis*, *Pachyramphus cinnamomeus*, *Molothrus oryzivorus*, *Sturnella magna*, *Tangara nigroviridis*, *Veniliornis fumigatus* y *Vireo flavifrons*.

En las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.* se registraron sólo tres especies que no se presentaron en la plantadas de *Euphorbia laurifolia* y espontáneas: *Coereba flaveola*, *Megascops albogularis* y *Sicalis luteola*.

De igual manera en las cercas espontáneas se presentaron especies que no fueron compartidas por las cercas plantadas de *Euphorbia laurifolia* y *Eucalyptus sp.*: *Adelomyia melanogenys*, *Amazilia saucerottei*, *Amazilia tzacatl*, *Aulacorrhynchus haematopygus*, *Euphonia cyanocephala*, *Falco sparverius*, *Sicalis citrina*, *Tyrannus tyrannus*.

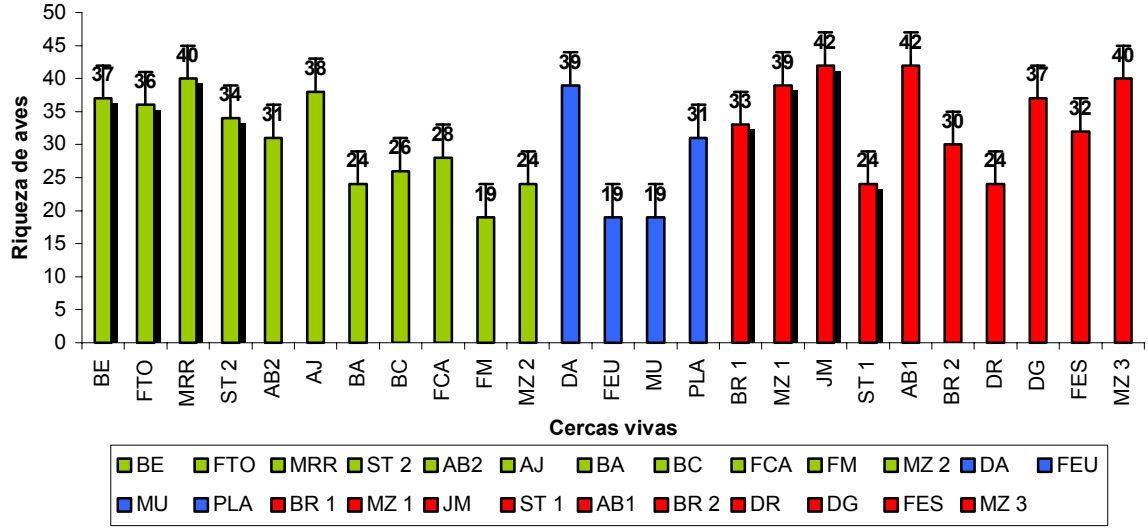


Figura 10. Riqueza de aves para cada tipo de cerca viva. Las columnas de color rojo simbolizan a las cercas espontáneas, las columnas de color azul a las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.* y las columnas de color verde a las cercas plantadas de *Euphorbia laurifolia*. Las columnas con sombra representan a las cercas que se encuentran conectadas a fragmentos de bosque y las columnas sin sombra a las cercas desconectadas.

En general las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.* y las cercas vivas espontáneas variaron mucho en el número promedio de individuos por censo por cerca, número promedio de especies por censo por cerca y riqueza de aves, en comparación con las cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia*.

6.3. CARACTERÍSTICAS DE LA AVIFAUNA EN LAS CERCAS Y CARACTERÍSTICAS DE LAS CERCAS VIVAS.

En estos resultados primero examino si hay influencia de la conexión física de las cercas (cercas vivas conectadas a fragmentos de bosque y cercas vivas desconectadas a fragmentos de bosque) sobre las características de la avifauna (riqueza, número promedio de especies y número promedio de individuos). De tal manera que se tomaron en cuenta sólo las cercas plantadas de *Euphorbia laurifolia* y las cercas espontáneas y se excluyeron las cercas de *Eucalyptus sp.* pues para éstas últimas sólo hubo cercas desconectadas.

Se encontró que el contexto espacial en el que se encuentran las cercas vivas y el tipo de cerca no influye sobre el número promedio de individuos (ANOVA, $F = 0.08$; $P = 0.774$), número promedio de especies de aves (ANOVA, $F = 0.10$; $P = 0.757$) ni sobre la riqueza de aves (ANOVA, $F = 0.20$; $P = 0.661$), a pesar que las cercas espontáneas presentaron un mayor número promedio de individuos ($\bar{X} = 19$ individuos; $EE = 5.82$), un mayor número promedio de especies de aves ($\bar{X} = 9$ especies; $EE = 3.19$) y la riqueza de aves ($\bar{X} = 34$ especies; $EE = 6.81$) fue también mayor a lo que se registró en las cercas plantadas de *Euphorbia laurifolia* (para número promedio de individuos $\bar{X} = 16$ individuos; $EE = 4.91$, para número promedio de especies $\bar{X} = 8$ especies; $EE = 2.28$ y riqueza de aves $\bar{X} = 30$ especies; $EE = 6.89$) y plantadas de *Eucalyptus sp.* (para número promedio de individuos $\bar{X} = 14$ individuos; $EE = 4.91$, para número promedio de especies $\bar{X} = 6$ especies; $EE = 2.28$ y riqueza de aves $\bar{X} = 27$ especies; $EE = 6.89$) (Tabla 10). Además las cercas conectadas a fragmentos de bosque presentaron más individuos ($\bar{X} = 19$ individuos; $EE = 5.67$), en promedio más especies de aves ($\bar{X} = 9$ especies; $EE = 2.70$) y la riqueza de aves ($\bar{X} = 35$ especies; $EE = 5.57$)

fue mayor a lo registrado para cercas vivas desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada (para número promedio de individuos $\bar{X}=17$ individuos; EE =5.33, número promedio de especies $\bar{X}=8$ especies; EE =2.76 y riqueza de aves $\bar{X}=30$ especies; EE =7.12) (Tabla 11).

Tabla 11. Número promedio de individuos, Número promedio de especies y Riqueza de aves en cercas conectadas a fragmentos de bosque y desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada (CVPC cercas vivas plantadas de *Euphorbia laurifolia* y CVE cercas vivas espontáneas).

Contexto espacial	Tipo de cerca viva	Nombre cerca viva	Individuos promedio por censo	Especies promedio pro censo	Riqueza de aves
Conectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada	CVPC	BE	15.9	8	37
		FTO	23.4	11.8	36
		MRR	20.4	10.6	40
		ST 2	16	8.9	34
	CVE	BR 1	16	6.9	33
		JM	30.3	14.8	42
		MZ 1	18	10.3	39
		ST 1	12.1	6.8	24
		\bar{X}	19.0125	9.7625	35.6250
		EE	5.6723	2.7082	5.5790
Desconectadas a fragmentos de bosque o bosque ripario en cañada	CVPC	AB2	25.8	10.6	31
		AJ	17.3	10.3	38
		BA	11.8	5.9	24
		BC	13.1	7.7	26
		FCA	18.6	7.3	28
		FM	10.2	4.3	19
	CVE	MZ 2	12.8	7	24
		AB1	23.6	13.5	42
		BR 2	22.8	8.5	30
		DG	17.2	8.2	37
		DR	10.7	5.3	24
		FES	20.5	8.6	32
		MZ 3	22.4	13	40
		\bar{X}	17.4462	8.4769	30.3846
		EE	5.3383	2.7683	7.1244

Posteriormente se hicieron regresiones lineales para evaluar el grado en que la riqueza de especies de plantas y las variables estructurales de vegetación predicen la riqueza de especies de aves, número promedio de especies de aves y número promedio de individuos de las cercas vivas.

La riqueza de aves y la riqueza de plantas en las cercas vivas no estuvo significativamente asociada ($P = 0.12$). A pesar que la relación es lineal directa positiva, el grado hasta el cual las variables están linealmente relacionadas es muy bajo ($R^2 = 10.03\%$) (Figura 11). Por lo tanto la riqueza de plantas en las cercas no es una variable explicativa de la riqueza de aves

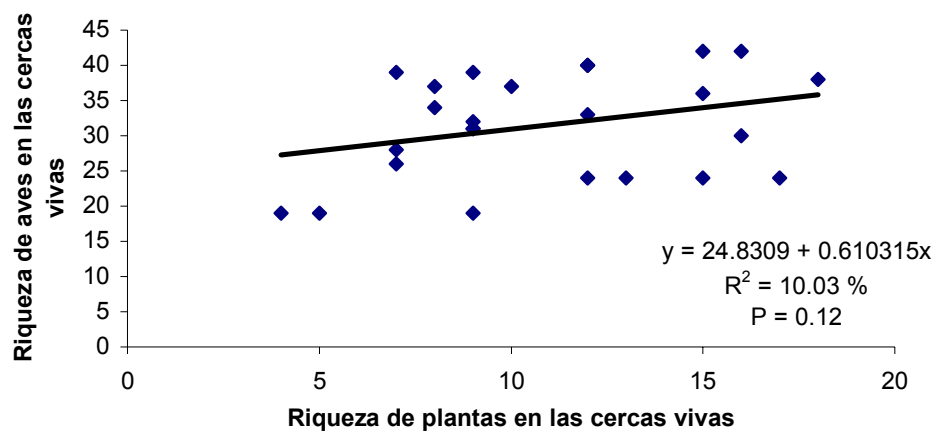


Figura 11. Relación riqueza de aves en las cercas vivas y riqueza de plantas en las cercas.

En cuanto a las características estructurales de la vegetación en las cercas vivas y la riqueza de aves se encontró, que la cobertura ($P = 0.05$) (Figura 12A) y el área basal ($P = 0.05$) (Figura 12B) están asociadas con la riqueza de aves, puesto que la cobertura explica en un 15% la variación en la riqueza de aves ($R^2 = 15.43$) y el área basal explica en un 13% la riqueza de aves en las cercas vivas ($R^2 = 13.57\%$). La altura (Figura 12C) y ancho (Figura 12D) no están relacionadas con la riqueza de aves en las cercas (altura $R^2 = 3.04\%$; $P = 0.40$, ancho $R^2 = 6.11\%$; $P = 0.23$).

En este sentido, el área que proyecta la copa de los árboles y arbustos sobre el suelo y la superficie que ocupan los tallos o troncos de los árboles y arbustos son mejores predictores de la riqueza de aves en las cercas que la altura y ancho de las mismas.

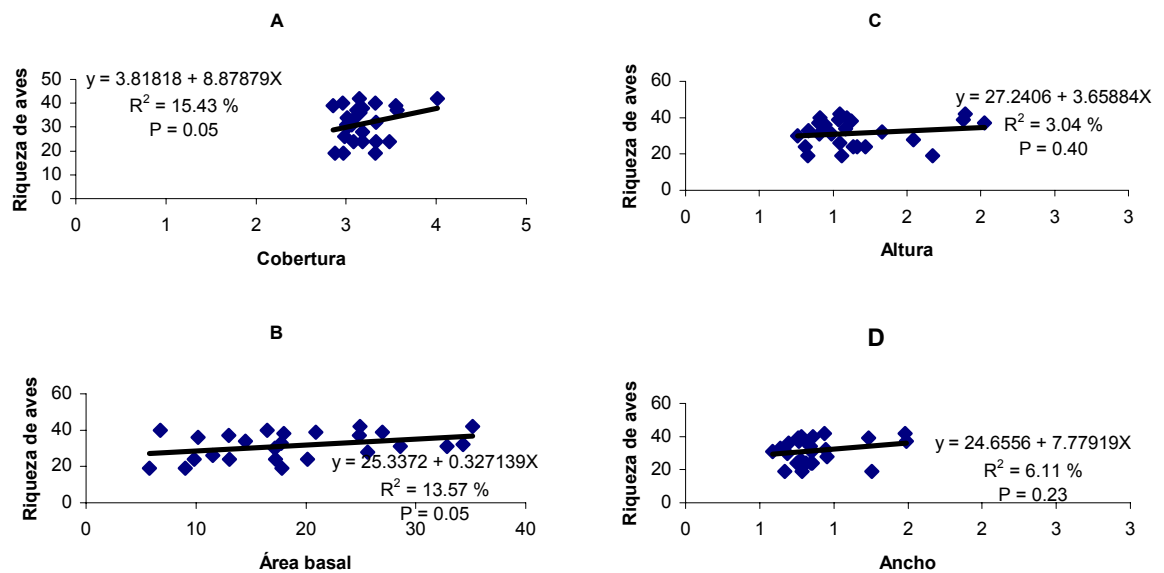


Figura 12. Relación entre las características estructurales de las cercas vivas (cobertura, área basal, altura y ancho) y la riqueza de aves en las cercas. Gráfica A. Riqueza de aves y cobertura, Gráfica B. Riqueza de aves y área basal, Gráfica C. Riqueza de aves y altura y Gráfica D. Riqueza de aves y ancho

Para el número promedio de especies de aves, ninguna de las variables estructurales en las cercas: cobertura ($R^2=4.46\%$; $P =0.31$) (Figura 13A), área basal ($P =0.07$) (Figura 13B), altura ($R^2=0.26$; $P =0.80$) (Figura 13C) y ancho ($R^2=2.18\%$; $P=0.48$) (Figura 13D) explica la variación en el número promedio de especies de aves en las cercas vivas.

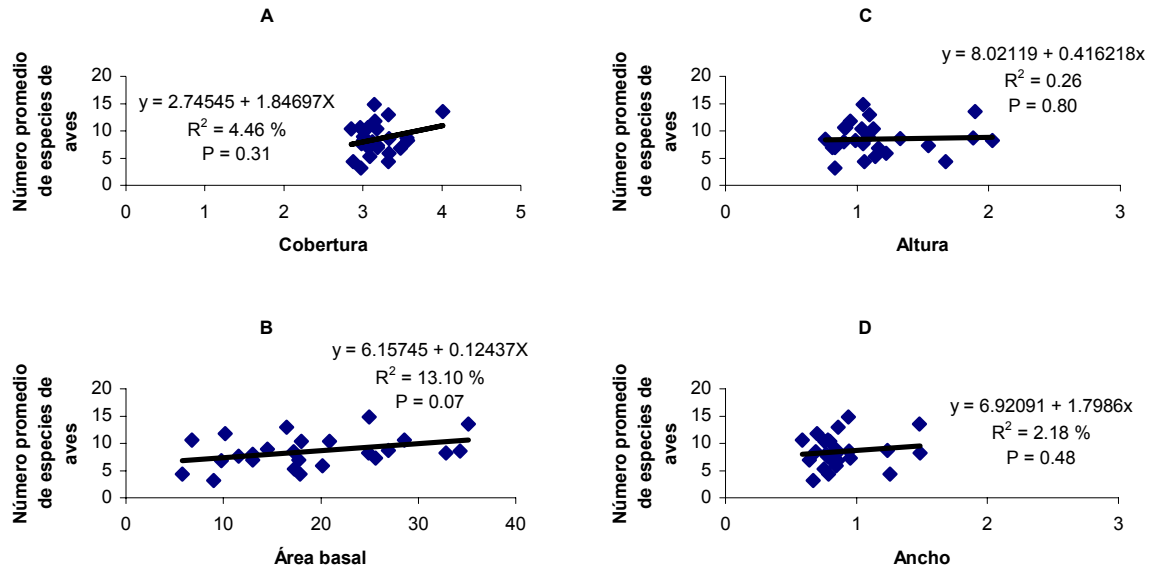


Figura 13. Relación entre las características estructurales de las cercas vivas (cobertura, área basal, altura y ancho) y número promedio de especies en las cercas. Gráfica A Número promedio de especies y cobertura, Gráfica B Número promedio de especies y área basal, Gráfica C Número promedio de especies y altura y Gráfica D Número promedio de especies y ancho

Para el número promedio de individuos la cobertura ($R^2=4.46\%$; $P =0.31$) (Figura 14A), la altura ($R^2=0.26\%$; $P =0.80$) (Figura 14C) y el ancho ($R^2=2.18\%$; $P =0.48$) (Figura 14D) no explican la variación que existe, mientras que el área basal describe en un 13% la variación en el número promedio de individuos en las cercas ($R^2=13.10\%$) y está significativamente asociada ($P =0.07$) (Figura 14B).

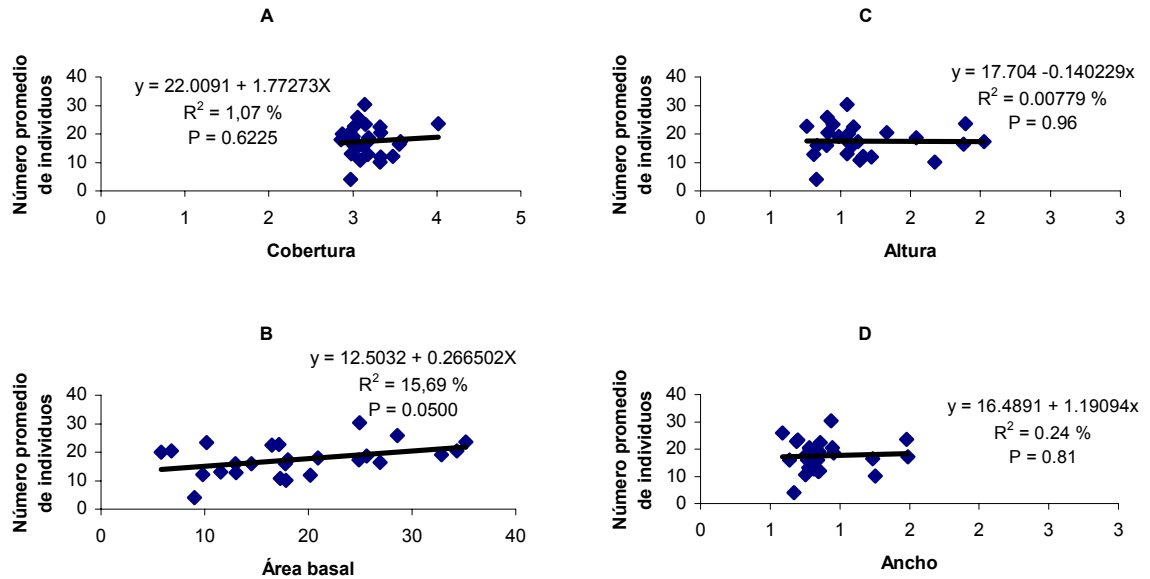


Figura 14. Relación entre las características estructurales de las cercas vivas (cobertura, área basal, altura y ancho) y número promedio de individuos en las cercas. Gráfica A. Número promedio de individuos y cobertura, Gráfica B. Número promedio de individuos y área basal, Gráfica C. Número promedio de individuos y altura y Gráfica D. Número promedio de individuos y ancho.

Estos resultados muestran que la cobertura y área basal explican la variación en la riqueza de aves Asimismo el área basal explica en un 13 % la variación en el número promedio de individuos.

En general, el volumen de la vegetación está asociado con la riqueza de aves y número promedio de individuos en las cercas.

6.4. TIPO DE USO

La mayoría de los individuos forrajearon en las cercas vivas (1868 individuos), algunos se acicalaron y se percharon (997 individuos acicalándose y 881 individuos perchados). Los desplazamientos consistieron principalmente en hacer recorridos a lo largo de la cerca viva (997 individuos) o de ésta a un árbol disperso en la matriz de potrero o viceversa (de la cerca viva a un árbol en la matriz 118 individuos y de un árbol en la matriz a la cerca viva 150 individuos). Muy pocos individuos anidaron o durmieron en las cercas (4 individuos anidando, 7 individuos durmiendo). Únicamente 17 individuos se desplazaron de fragmentos de bosque o bosque ripario a las cercas y 21 individuos se movieron de las cercas a fragmentos de bosque. Asimismo, sólo 31 especies se movieron de la cerca al pastizal y 7 del pastizal a la cerca (Tabla 12).

Tabla 12. Número de individuos por especie según el tipo de uso dado a las cercas vivas.

Especie	P	F	AC	AN	D	Bosque a la cerca	Cerca al bosque	Arbol en la matriz a cerca	Cerca a árbol en la matriz	De la cerca a otra cerca	A lo largo de la cerca	De la cerca al pastizal	Del pastizal a la cerca
<i>Ortalis motmot</i>		6	1								1		
<i>Bubulcus ibis</i>	22												
<i>Cathartes aura</i> ¹	5												
<i>Coragyps atratus</i>	15												
<i>Buteo magnirostris</i>	27	3	4					1	4		4		
<i>Buteo platypterus</i> ⁴		18											
<i>Falco sparverius</i>	2												
<i>Vanellus chilensis</i> ²													
<i>Columbina talpalcoti</i>	5	80	49		6						49		
<i>Patagioenas fasciata</i>	136	8	30					47	7	56	30		
<i>Patagioenas subvinacea</i>	66	9	3					8	5		3		
<i>Zenaida auriculata</i>	31	6	2					1	5		2		
<i>Leptotila verreauxi</i>	4												
<i>Amazona mercenaria</i>	16	16						2					
<i>Piaya cayana</i>		3	4						1		4		
<i>Crotophaga ani</i>	23	22	10					2			10	5	2
<i>Megascops alboquilaris</i>			1								1		
<i>Streptoprocne zonaris</i> ³													
<i>Colibri thalassinus</i>		3											
<i>Colibri coruscans</i>	5	7	3								3		
<i>Chlorostilbon mellisigis</i>	3	23	2			1		2			2		
<i>Amazilia tzacatl</i>	1												
<i>Amazilia franciae</i>	2	3											
<i>Amazilia saucerrottei</i>		1											
<i>Adelomyia melanogenys</i>												1	
<i>Metallura tyrianthina</i>	1	1											
<i>Momotus momota</i>	9	1	3		1		1				3		
<i>Eubucco bourcierii</i>		2	1								1		
<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	1	4											
<i>Aulacorhynchus haematopygus</i>	1												
<i>Melanerpes formicivorus</i>	2	2	7								7		
<i>Veniliornis fumigatus</i>		1											
<i>Piculus rubiginosus</i>	8	8	4				1		3		4		
<i>Campephilus melanoleucos</i>	1												
<i>Synallaxis azarae</i>	2	53	21								21		
<i>Thamnophilus doliatus</i>		7	4			1					4		
<i>Thamnophilus multistriatus</i>		3	3			1					3		
<i>Myrmotherula longicauda</i>		7	4								4		
<i>Grallaria ruficapilla</i>		4				1							
<i>Elaenia flavogaster</i>	5	14	14								14		
<i>Elaenia frantzii</i>	12	53	31			1			6		31		
<i>Camptostoma obsoletum</i>		3	7								7		
<i>Zimmerius viridiflavus</i>	26	238	82	2				3	1		82		
<i>Todirostrum cinereum</i>		15	3								3		
<i>Contopus cinereus</i>	1	6	1								1		
<i>Pyrocephalus rubinus</i>		3											
<i>Pitangus sulphuratus</i>	4	1	8						3		8		

<i>Tyrannus melancholicus</i>	114	60	33			2		5	4	2	33		
<i>Tyrannus savana</i> ⁴	15		13							3	13		
<i>Tyrannus tyrannus</i> ⁴		3											
<i>Tyrannus dominicensis</i> ⁴	6	3	1								1		
<i>Pachyramphus cinnamomeus</i>		1											
<i>Vireo flavifrons</i> ⁴	1	7											
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>													
<i>Troglodytes aedon</i>	2	4											1
<i>Thryothorus genibarbis</i>	1	11											
<i>Catharus ustulatus</i> ⁴	2	14	11					2			11		
<i>Turdus fuscater</i>	55	77	63			2		3	10		63		
<i>Turdus serranus</i>	1	5	5								5		
<i>Turdus ignobilis</i>	20	61	89			6		3	2		89		
<i>Ramphocelus flammigerus</i>	21	80	52					14	2		52		
<i>Thraupis episcopus</i>	16	52	45					6	5		45		
<i>Thraupis palmarum</i>	3	10	11						2	2	11		
<i>Thraupis cyanocephala</i>		4											
<i>Anisognathus somptuosus</i>	2	4	2						6		2		
<i>Tangara arthus</i>	2	14	1								1		
<i>Tangara gyrola</i>	1	37	17			1					17		
<i>Tangara vitriolina</i>	13	88	50	2			2	15	3		50		
<i>Tangara cyanicollis</i>	4	6	9								9		
<i>Tangara nigroviridis</i>		8											
<i>Tangara heinei</i>	12	32	21				1	3			21		
<i>Piranga flava</i>	2	19	9			1				1	9		
<i>Piranga rubra</i> ⁴	2	3											
<i>Chlorophanes spiza</i>	1	2	3								3		
<i>Diglossa sittoides</i>		7	4					1	1		4		
<i>Zonotrichia capensis</i>	36	204	40			2		2	7		40	2	2
<i>Sicalis citrina</i>		1											
<i>Sicalis luteola</i>		8											
<i>Volatinia jacarina</i>	5	28	5								5	2	
<i>Tiaris olivaceus</i>	14	37	11					4	12		11	3	
<i>Coereba flaveola</i>		1											
<i>Sporophila luctuosa</i>	7	31	18								18	10	2
<i>Sporophila nigricollis</i>	22	30	21					1	3		21	3	
<i>Buarremon brunneinucha</i>		2											
<i>Atlapetes albinucha</i>		32	37					2	4		37		
<i>Saltator atripennis</i>	1	11	22			1		2			22		
<i>Saltator striatipectus</i>		5	3								3		
<i>Pheucticus ludovicianus</i> ⁴	2	5	9								9		
<i>Dendroica petechia</i> ⁴	1	11	2								2		
<i>Dendroica fusca</i> ⁴		46	31			1		2	5		31		
<i>Myioborus miniatus</i>	1	47	10				1	4	8		10		
<i>Basileuterus tristriatus</i>		3											
<i>Molothrus oryzivorus</i>									1	1			
<i>Molothrus bonariensis</i> ¹	12												
<i>Sturnella magna</i>	4		2					1			2		
<i>Carduelis xanthogastra</i>	21	103	26			2	9	2	8		26		
<i>Carduelis psaltria</i>	22	29	19					10			19	5	
<i>Euphonia cyanocephala</i>	1	4											
TOTAL	881	1868	997	4	7	17	21	150	118	65	997	31	7

Se encontró que para cada tipo de cerca viva la mayor cantidad de individuos estuvieron forrajearo o perchados en las cercas. Únicamente en las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.* se evidenciaron individuos durmiendo y sólo en las plantadas de *Eucalyptus sp.* y en las espontáneas se presentaron individuos anidando (Figura 15).

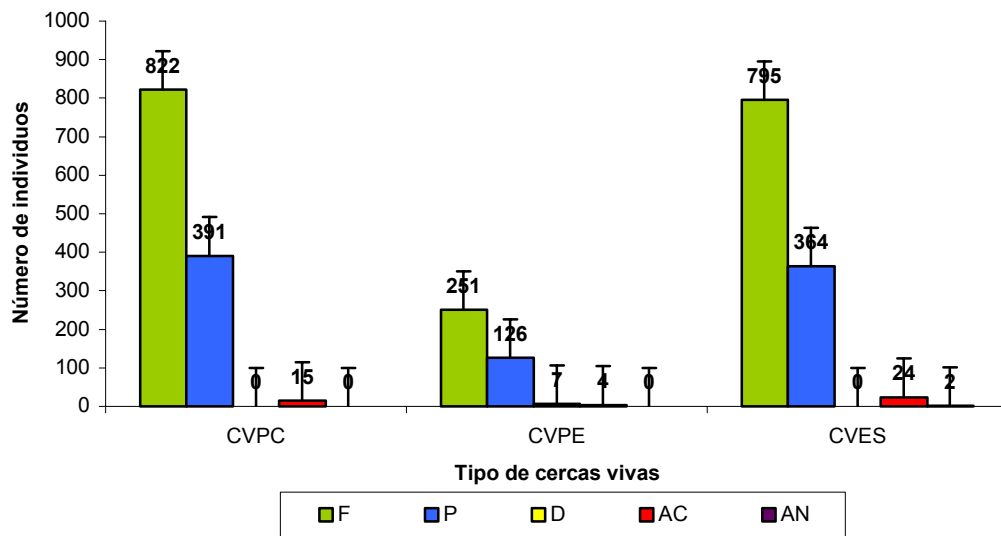


Figura 15. Tipo de uso registrado para cada tipo de cerca viva. Se presenta el número total de individuos según el uso dado a cada tipo de cerca viva. (CVPC cerca viva plantada de *Euphorbia laurifolia*, CVPE cerca viva plantada de *Eucalyptus sp.*, CVES cerca viva espontánea, AC acicalarse, D dormir, AN anidar, F forrajear, P percha).

Adicionalmente, se observó que para cada tipo de cerca la mayoría de los individuos se desplazaron a lo largo de la cerca. En las plantadas de *Euphorbia laurifolia* se registraron en total 396. En las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.* en total 142 individuos se movieron a lo largo de la cerca y en las espontáneas 459 individuos se movieron a lo largo de las cercas (Figura 16).

La mayor cantidad de desplazamientos a lo largo de la cerca o de esta a otros elementos del paisaje se registró en las espontáneas (Figura 16).

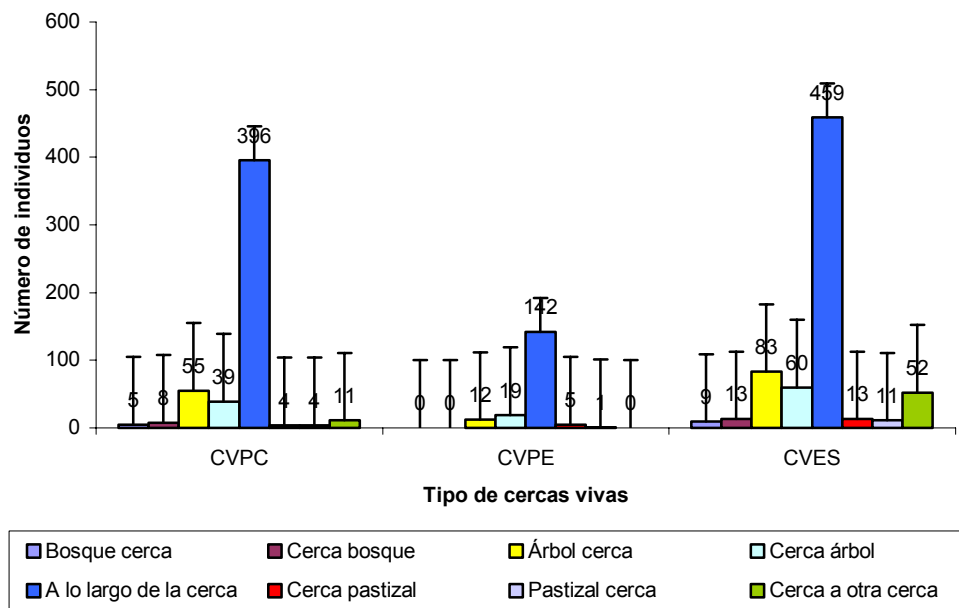


Figura 16. Tipo de movimiento registrado para cada tipo de cerca viva. Se presenta el número total de individuos para cada tipo de movimiento registrado entre las cercas vivas y de las cercas a un elemento del paisaje.

En este orden de ideas, las aves hicieron uso de las cercas vivas como sitios de forrajeo y percha principalmente, además se desplazaron a lo largo de las cercas la mayor parte del tiempo.

Asimismo, tanto para el número total de individuos como para el total de especies registradas existen pocos registros de movimientos de las cercas a otros elementos del paisaje o viceversa (Figura 17). Sin embargo, todas las especies realizaron movimientos a otros elementos del paisaje utilizando las cercas vivas (Tabla 12).

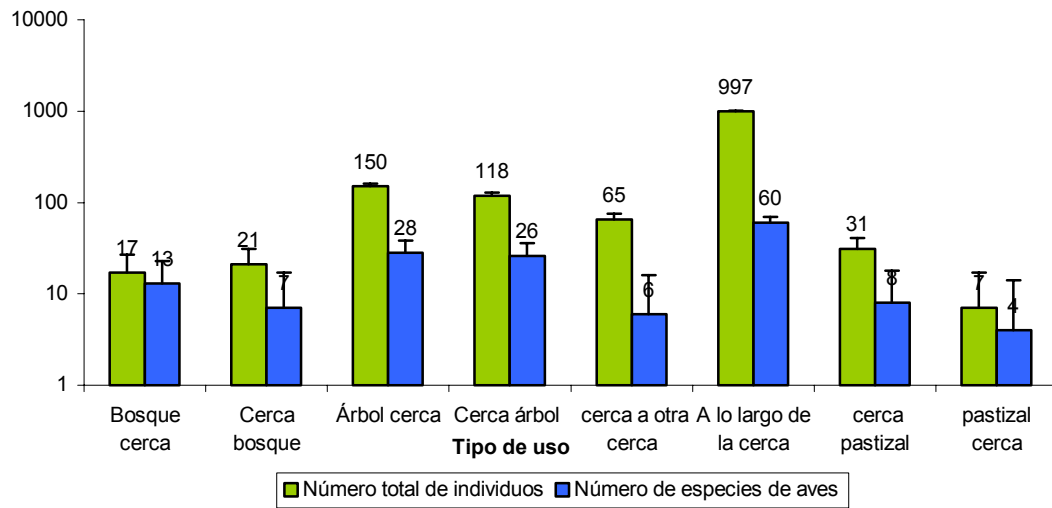


Figura 17. Número de individuos y Riqueza de aves para cada tipo de uso dado a las cercas vivas. Las columnas azules simbolizan la riqueza de aves y las verdes el número total de individuos.

7. DISCUSIÓN

Estos resultados indican que las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.*, *Euphorbia laurifolia* y espontáneas, albergan una comunidad diversa de especies de aves (98 especies) que, a diferencia de otros trabajos realizados en paisajes rurales (Haas 1995, Puyana 2003), no varía entre tipos de cercas vivas y no está influenciada por la conexión o desconexión a fragmentos de bosque.

Los únicos factores que explicaron la variación en la abundancia relativa y riqueza de aves en las cercas vivas fueron la cobertura y el área basal de árboles y arbustos, pues la cobertura explicó en un 15% la variación y el área basal en un 13%. Una de las razones, al igual que en los trabajos de Arnold (1983), es que esas grandes diferencias en el área que proyecta la copa de los árboles y arbustos sobre el suelo, así como en la superficie que ocupa cada tallo o tronco, podrían crear hábitat adicionales que favorecieron a que se reduzca la incidencia de predación, se ofrezcan más sitios para percha, anidación y aumente el número de semillas y frutos que son recursos preferidos por las aves e influyen en la presencia de éstas.

Teniendo en cuenta esto, es necesario primero resaltar las características de las cercas vivas en su composición y estructura florística. En las cercas existió un positivo sistema de retroalimentación que involucró plantas y aves, así: las plantas produjeron fruta, semillas, insectos, néctar y refugio que atrajo un gran número de aves; las aves dispersaron las semillas que produjeron más plantas (Harvey 2000). De esta manera, las cercas actuaron como un hábitat para los árboles y arbustos que no llegaron a sobrevivir en los sitios abiertos y campos agrícolas, manteniendo la diversidad de especies a escala local y contribuyendo a su conservación.

En cuanto a la riqueza de especies de árboles y arbustos, ésta dependió del origen de las cercas. Las cercas que han sido plantadas tuvieron más disturbios, estuvieron más influenciadas por el hombre y como resultado la riqueza florística fue inferior. Las cercas vivas espontáneas tuvieron evidentemente un sotobosque denso que ayudó a la protección de semillas y su propagación dando lugar a una mayor riqueza florística. El tipo de ambiente en el que crecieron o fueron plantadas también influyó sobre la riqueza de plantas; por ejemplo, en algunas cercas espontáneas la presencia de una zanja interna provocó suelos más húmedos y con más sombra que favoreció el crecimiento de plantas de interior de bosque y brindó refugio y hábitat más propicio que en las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.* donde las plantas crecieron a lo largo de alambres de púas y estuvieron expuestas a cambios drásticos del clima haciendo que sólo algunas especies sobrevivieran.

Así mismo, aunque el contexto espacial en el que se encontraron las cercas no tuvo influencia sobre la riqueza de árboles y arbustos, la estructura influyó significativamente sobre el número de especies de plantas (Arnold 1983, Forman & Baudry 1984, Burel 1996). Las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.* se destacaron por ser las más anchas y altas, el área que proyectó la copa de los árboles sobre el suelo y el volumen que ocupó cada árbol fue significativamente más grande que en las otras cercas, el número de arbustos fue mucho menor y la cobertura y área basal de los arbustos fue mucho más pequeña a la que se registro para otras cercas. Las cercas espontáneas tuvieron, de una parte, la mayor cobertura y área basal de arbustos y, de otra, la menor cobertura y área basal de árboles. Estos contrastes hicieron que las condiciones fueran variadas y, por lo tanto, la composición florística se muestre diferente para cada tipo de cerca.

En cuanto a la abundancia relativa y la riqueza de aves, se encontró, por una parte que la riqueza de plantas en las cercas no está asociada con la riqueza de aves en las cercas y por otra que las únicas variables estructurales en las cercas que explican la variación en la riqueza y abundancia relativa de aves son la cobertura y área basal ya que la altura y ancho no tienen un efecto significativo.

Una de las razones para que la riqueza de plantas no explique la riqueza de aves es que en este caso las aves encuentran siempre recursos; se observó en todas las cercas aves alimentándose, perchándose y en algunos casos anidando. En zonas con estaciones la riqueza de especies de plantas en las cercas tiene una positiva influencia sobre la riqueza y abundancia de aves, ya que en sólo algunas cercas hay una alta diversidad de plantas con frutos que hacen de éstos sitios particularmente atractivos para las aves (Hinsley & Bellamy, 2000).

En este estudio, aunque las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.* fueron significativamente las más altas y anchas, no existió relación alguna entre la altura y ancho de las cercas sobre el número promedio de especies de aves, número promedio de individuos y riqueza de aves. Para Parish *et al.* (1994); Macdonald y Johnson (1995) y Sparks *et al.* (1996) la altura de las cercas vivas es una de las características más importantes sobre la riqueza de aves. Mientras que para Andrew y Rebane (1994) y Hinsley *et al.* (1995) la riqueza de aves y su abundancia está más relacionada con el ancho que con la altura. Pese a la diferencia de ideas, hay una alta correlación entre la altura y el ancho de la cerca que hace difícil distinguir la relativa importancia de esos factores (Macdonald y Johnson 1995). Es posible que si en Aranzazu las cercas de estas dimensiones estuvieran conformadas por especies de árboles y arbustos nativos la riqueza y abundancia de aves fuera mayor.

De igual manera, la comunidad de aves para los tres tipos de cercas vivas no presentó variación cuando las cercas estaban conectadas o desconectadas a fragmentos de bosque. En este sentido Bennett et al. (1994) encontraron que la unión de las cercas a fragmentos de bosque influye en el número de especies de aves que usan las cercas como rutas de movimiento, las aves de este estudio no se vieron influenciadas por la conexión física de las cercas a fragmentos de bosque e hicieron movimientos locales y tuvieron acceso a los recursos.

Por lo tanto, las especies de aves encontradas en este estudio son especies generalistas que se ven favorecidas por la diversidad de hábitat y recursos que les brindan las cercas, comparado con otros estudios hay una pérdida de especies de bosque que se han visto afectadas o evitan ese tipo de ambientes transformados (Renjifo, 2001). De tal manera, que ya desaparecieron de la región las especies más sensibles a la transformación del paisaje, no existen grupos tales como los frugívoros grandes del dosel, los insectívoros del sotobosque y las rapaces del interior de bosque, las cuales son particularmente vulnerables a la fragmentación (Kattan et al. 1994, Renjifo 1999). Las cercas vivas son hábitat muy diferente para éstas especies y los frugívoros grandes y los insectívoros del sotobosque pueden ser particularmente vulnerables a la depredación humana o la depredación inducida por los humanos en paisajes fragmentados (Renjifo 1999).

Estas especies más vulnerables son de particular interés para la conservación debido a lo limitado de su distribución que las hace vulnerables a la destrucción del hábitat y otras formas de perturbaciones ocasionados por la gente (Renjifo com.pers.). En este estudio las especies con rangos de distribución pequeños fueron altamente intolerantes a la fragmentación de bosque. Además podrían requerir una mayor cantidad de parches de bosque

y que sean más grandes que los parches que se han encontrado (Caycedo Rosales en.prep.).

Estudios realizados en paisajes rurales de la cordillera Central de los Andes colombianos muestran que todavía existen algunas especies de interior de bosque que son capaces de forrajear en las cercas vivas. A diferencia de los resultados encontrados para este estudio, se presentan especies de bosque como *Chamaepetes goudotii*, *Pionus chalcopterus*, *Myiarchus tuberculifer*, que al tener más hábitat de bosque y una oferta de recursos más variada puede acceder a las cercas vivas (Puyana 2003).

En el caso de Aranazazu las cercas vivas son un hábitat muy pobre para la mayoría de las especies de interior de bosque, debido a la escasez de importantes sustratos de forrajeo o recursos alimenticios para las aves tales como frutos carnosos, flores polinizadas por aves, epífitas, madera muerta y hojas muertas suspendidas. Más aún, el follaje coriáceo de los árboles exóticos, en las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.*, está cargado con resinas y compuestos aromáticos, lo cual difiere marcadamente del follaje de la vegetación nativa, por lo cual provee un sustrato de forrajeo muy distinto tanto para las aves como para los insectos (Renjifo 2001, Renjifo com.pers.).

Sin embargo, es usualmente aceptado que una alta diversidad de hábitat esté fuertemente correlacionada con una alta diversidad de especies, lo cual también significa que la heterogeneidad del ambiente en espacio y tiempo sea importante para mantener esa diversidad de especies (Burel 1996). En este sentido, no es inusual tener una comunidad muy diversa de especies de aves que guarden una estrecha relación con las cercas vivas y utilicen diferentes tipos de cercas con hábitat distintos. Así que, a pesar que las cercas vivas podrían potencialmente ser hábitat de alto riesgo para algunas aves porque muchas especies nocturnas (búhos) y rapaces diurnos

(halcones y gavilanes) tienden a usarlas para monitorear las áreas abiertas en busca de potenciales presas, las cercas plantadas de *Eucalyptus sp.*, plantadas de *Euphorbia laurifolia* y espontáneas constituyen elementos del paisaje importantes que mantienen una alta diversidad de especies y, al igual que lo enunciado en otros trabajos (Hinsley & Bellamy 2000; Harvey et al. 2003; Merijin et al. 2004), sirven de hábitat, proveen sitios de percha, anidación y forrajeo, proporcionan una cobertura segura para movimientos locales porque funcionan como piedras de paso que facilitan la llegada a otros sitios.

Para algunas especies las cercas les podrían brindar recursos disponibles adicionales, es decir que suplen aquellos recursos que no encuentran en otros sitios (Forman & Baudry 1984, Baudry et al. 2000). Merijin et al. (2004) hacen énfasis en este aspecto, concluyendo que las cercas vivas y los parches de bosque son hábitat suplementarios.

En este orden de ideas, las cercas mostraron diferencias en su estructura y composición florística causando un incremento de la diversidad estructural de los paisajes rurales, interrumpiendo la monotonía de las pasturas y campos agrícolas y aumentando la complejidad horizontal y vertical del paisaje. Las cercas que tenían una alta diversidad de especies de plantas con varias fisionomías de dosel y con arbustos, ofrecieron una mayor diversidad estructural que aquellas que presentaron líneas uniformes de pocas especies o que eran regularmente reducidas a grandes troncos sin hojas. Además la variación estructural de las cercas, en cuanto a su cobertura y área basal de árboles y arbustos, contribuyó a conservar un alto número de especies de aves que hicieron uso de las cercas.

Uso de las cercas vivas como rutas de movimiento

Los resultados de este estudio mostraron que las 98 especies de aves registradas se desplazaron a lo largo de las cercas vivas y de éstas a otros elementos del paisaje como árboles dispersos, parches de bosque, pastizal y otras cercas. Adicionalmente de 672 registros de aves moviéndose a lo largo de la cerca viva y a otros elementos del paisaje, 165 fueron sólo a lo largo de la cerca viva y 507 a lo largo de la cerca y de ésta a otros elementos del paisaje. Haas (1995) al respecto destaca que aquellos movimientos que se presentan dentro de los sitios de estudio y de estos a otros sitios sugieren un efecto de piedra de paso. Por tal motivo las cercas vivas, además de brindar hábitat y refugio a las aves, actuaron como piedras de paso que, como explica Sibley (2000), acortan las distancias entre los sitios de percha o escala, reduciendo la energía que estos animales deben gastar en vuelo o movimiento.

Esto es interesante porque las aves generalistas, capaces de sobrevivir en paisajes fragmentados y modificados, han vivido en parches de bosque pequeños y se esperaría que sean menos dependientes de las cercas para desplazarse que aquellas especies que sólo habitan fragmentos de bosque maduro.

Por otro lado, los movimientos de toda la comunidad de aves a otros elementos del paisaje, aunque podrían ser movimientos ocasionales, son importantes porque muestran la habilidad de colonizar nuevos hábitat por parte de la comunidad y podrían ser considerados en el desarrollo de planes y técnicas de manejo apropiadas para la conservación del hábitat (Haas 1995, Ryan 2001). Payne (1990) encontró que los eventos de dispersión pueden tener efectos grandes sobre el tamaño efectivo de una población.

No obstante, aunque se observó que las aves se mueven a lo largo de las cercas vivas y de estas a otros elementos del paisaje, se reconoce que no hay suficiente información acerca de la necesidad que tiene cada especie de dispersarse o de la dispersión como proceso importante para la persistencia de las poblaciones.

Las cercas vivas: herramientas para la conservación

En Aranzazu, las cercas vivas son establecidas y manejadas para facilitar el manejo de la finca y el ganado, sin embargo, al plantar cercas vivas o simplemente dejar en pie aquellos árboles a lo largo de zanjas y caminos los finqueros inadvertidamente incrementan la cobertura total de árboles y arbustos dentro del paisaje, creando hábitat, sitios de reposo y recursos para las aves.

Las cercas aumentan la conectividad funcional porque funcionan como piedras de paso que facilitan el movimiento de las aves a otros elementos del paisaje, tal como se ha demostrado en el caso de setos vivos y barreras rompevientos en regiones con estaciones (Yahner 1982a, 1982b, 1983, Petit y Burel 1998, Baudry et al. 2000, Hinsley y Bellamy 2000).

Los resultados obtenidos aquí muestran que las cercas vivas representan un componente importante de la cobertura arbórea dentro del paisaje rural de Aranzazu. Además existe una comunidad diversa de especies de aves que usan las cercas vivas, así que es posible que las cercas vivas sean la única opción de hábitat disponible donde lleven a cabo su ciclo de vida, facilitando la conservación de aquellas especies que de otra manera no podrían sobrevivir en paisajes altamente fragmentados como el municipio de Aranzazu.

De forma recíproca las aves en las cercas brindan importantes beneficios a los sistemas agrícolas puesto que son depredadoras de insectos que podrían afectar los cultivos y pastizales. También, son polinizadoras y dispersoras de semillas cumpliendo un papel clave en la biología de la reproducción de muchas especies de plantas que dependen de ellas en gran medida para su supervivencia (Harvey 2000).

Finalmente, uno de los principales hallazgos del presente estudio es la evidencia que las aves están viviendo en las cercas vivas, son hábitat y refugio para una comunidad diversa, más que servir como una piedra de paso las cercas mantienen a las aves en conjunto con los escasos fragmentos de bosque.

8. CONCLUSIONES

- La comunidad de aves en las cercas vivas es diversa, de especies generalistas capaces de sobrevivir en paisajes fragmentados y modificados.
- Entre las cercas vivas plantadas de *Eucalyptus sp.*, de *Euphorbia laurifolia* y espontáneas no existen diferencias estadísticamente significativas para la riqueza de aves.
- La riqueza de aves en las cercas no dependió del ancho, altura, composición florística y conexión física de las mismas a fragmentos de bosque. Las características de las cercas que sí influyeron sobre la comunidad de aves fueron el área basal y la cobertura de árboles y arbustos.
- Las cercas sirven de hábitat, proveen sitios de percha y forrajeo, proporcionan una cobertura segura para movimientos locales, por lo cual funcionan como piedras de paso que facilitan la llegada a otros sitios.
- Las cercas vivas para este estudio incrementan la conectividad biótica o funcional porque facilitan el movimiento de la comunidad de aves.

9. RECOMENDACIONES

- Hacer una investigación más a fondo de cómo las cercas vivas afectan los procesos ecológicos tales como la dispersión, migración, dispersión de polen y semillas.
- Información adicional sobre las poblaciones de aves y plantas en las cercas podría determinar si estos hábitat son fuentes o sumideros de las poblaciones.
- Se recomienda investigar más los movimientos de las aves hacia y desde las cercas a otros elementos del paisaje, posiblemente sea necesario el marcaje de los individuos.
- A la fecha la información disponible sobre las cercas vivas muestra una fuerte tendencia hacia las aves, murciélagos y pequeños mamíferos, con pocos estudios que consideran insectos y anfibios. Porque las especies individuales y grupos taxonómicos responde de forma diferente a los paisajes fragmentados y a las cercas vivas (depende de su comportamiento, capacidades de dispersión, necesidades de hábitat y habilidad para adaptarse a paisajes modificados) es importante estudiar y comparar en un amplio variedad de organismos para determinar cuales especies o gremios serán capaces de tomar ventaja de las cercas vivas y persistir en paisajes fragmentados, y cuales organismos están afectados negativamente.

10. REFERENCIAS

- Alzate, J. M. 2000. Aranzazu: su historia y sus valores. Alcaldía Municipal de Aranzazu y Consejo Municipal de Cultura, Aranzazu, Caldas, Colombia.
- Andrew, J., and M. Rebane. 1994. Farming and Wildlife. A Practical Management Handbook. RSPB Press, Sandy, UK.
- Arnold, G. W. 1983. The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows and area of woodland and garden on bird numbers of farmland. *Journal of Applied Ecology* **20**: 731-750.
- August, P., L. Iverson, and J. Nugranad. 2002. Human Conversion of terrestrial habitats. Pages 198-224 *in* K.J. Gutzwiller, editor. *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Baudry, J. 1988. Hedgerows and hedgerows networks as wildlife habitat in agricultural landscapes. Pages 111-123 *in* J. R. Park, editor. *Environmental management in agriculture: European perspectives*. London Press, Bellhaven, England.
- Baudry, J., R. Bunce, and F. Burel. 2000. Hedgerow diversity: an international perspective on their origin, function, and management. *Journal of Environmental Management* **60**: 7-22.
- Beier, P. and R. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology* **12**: 1241-1252.
- Bennet, A. F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* **4**: 109-122.
- Bennett, A. F., K. Henein, and G. Merriam. 1994. Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biological Conservation* **68**: 155-165.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, and D. A. Hill. 2000. *Bird Census Techniques*. Second edition. London Academic Press, New York, USA.
- Burel, F. 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Review in Plant Sciences* **15**: 169-190.

- Burkey, T. V. 1997. Metapopulation extinction in fragmented landscapes: using bacteria and protozoa communities as model ecosystems. *The American Naturalist* **150**: 568-591.
- Capel, S. W. 1988. Design of windbreaks for wildlife in the Great Plains of North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **22**: 337-347.
- Collinge, S. K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implication for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* **42**: 157-168.
- Colwell, R. K. 1994-2004. EstimateS statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7. Persistent URL purl.oclc.org/estimates.
- Correa, A., B. Finegan and C. Harvey. 2001 Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad. *Revista Forestal Centroamericana* **34**:35-41
- Diamond, J. M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biological Conservation*. **7**: 129-146
- Donovan, T. M., F. R. Thompson, J. Faaborg, and J. Probst. 1995. Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. *Conservation Biology* **9**: 1380-1395.
- Dunning, J. B., J. D. Brent, and R. H. Pulliam. 1992. Ecological process that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**: 169-175
- Etter, A. R. 1990. Introducción a la ecología del paisaje. Un marco de integración para los levantamientos rurales. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá, Colombia.
- Fahrig, L. and G. Merriam. 1985. Habitat connectivity and population survival. *Ecology* **66**: 1762-1768.
- Fahrig, L. and G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* **8**: 50-59
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2000. Trees outside forests. *Unasylva* **51**: 1-68.

- Fleischner, T. 1994: Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology*, **8**: 629-644.
- Forman, R. T. T. and M. Godron. 1981. Patches as structural components for a landscape ecology. *BioScience* **31**: 733-740.
- Forman, R.T. T. and J. Baudry. 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management* **8**: 495-510.
- Forman, R. T. T. and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. Chichester: Jhon Wiley Press, New York, USA.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Forman, R. T. T. 2001. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University. Cambridge, United Kingdom.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Jr. Bierregaard , J. R. Malcolm, P. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M Tocher, and S. Borges. 1999. Marix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* **91**: 223-229.
- Gentry, A. 1982. Phytogeographic patterns in northwest south America and southern central America as evidence for Choco refuge. Pages: 112-136 *in* G. Prance editor. *Biological diversification in the tropics*. Columbia University Press, New York, USA.
- Green, A. J. and M. El Hamzaoui. 2000. Diurnal behavior and habitat use of nonbreeding Marbel Teal, *Marmaronetta angustirostris*. *Canadian Journal of Zoology* **78**: 2112-2118.
- Guariguata, M. y G. Kattan. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago, Costa Rica.
- Haddad, N. 1999. *Los corredores y la conservación* Center for Conservation biology, Stanford University Press, Boston, USA.
- Hanowski, J. M., G. J. Niemi, and D. C. Christian. 1997. Influence of within-plantation heterogeneity and surrounding landscape composition on avian communities in hybrid poplar plantations. *Conservation Biology*. **11**: 936-944.

- Harvey, C. A. 2000. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscapes in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* **10**: 155-173.
- Harvey, C., Tucker, N. & Estrada, A. 2003. Live Fences, Isolated Trees and Windbreaks: Tools for Conserving Biodiversity in Fragmented Tropical Landscapes. Monteverde, Costa Rica
- Hass, C. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* **9**:845-854.
- Henein, K. and G. Merriam. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* **4**: 157-170.
- Hess, G. R. 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conservation Biology* **8**: 256-262.
- Hill, C. J. 1995. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insects. *Conservation biology* **9**:1559-1566.
- Hilty, S. L. and W. L. Brown. 1986. A guide to the birds of Colombia. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, Estados Unidos.
- Hinsley, S. A., P. E. Bellamy, I. Newton, and T. H. Sparks. 1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal Avian Biology* **82**: 1814-1829.
- Hinsley, L. and P. Bellamy. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedge rows to birds: a review. *Journal of Environmental Management* **60**: 33-49.
- Hobbs, R. 2002. Habitat networks and biological conservation. Pages: 150-170 *in* K.J. Gutzwiller, editor. *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Kattan, G., H. Alvarez-López., and M. Giraldo. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* **8**:138-146.
- Kleinn, C. 2000. On large area inventory and assessment of trees outside forest. *Unasyuva* **51**: 3-10.
- Krebs, J. R. 1971. Territory and breeding density in the great tit *Parus major*. *Landscape Ecology* **52**: 2-22.

- Levins, R. 1970. Extinction. Pages: 77-107 *in* M. Gerstenhaber editor. Lectures on mathematics in the life sciences. Vol. 2. American Mathematical Society Press, Providence, Rhode Island, USA.
- Lidicker, W. A. 1975. The role of dispersal in the demography of small mammals. *in* Dunning, J. B. J. D. Brent, and R. H. Pulliam. 1992. Ecological process that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**: 169-175.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Machtans, C., M. Villard, and S. Hannon. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* **10**:1366-1379.
- Macdonald, D.W. and P. J. Johnson, 1995. The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *Journal of Applied Ecology* **32**: 492-505.
- Mason, C. F. and S. M. Macdonald. 2000. Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. *Journal of Zoology* **251**: 339-348.
- Matteuci, S. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, Washington, D. C, Estados Unidos.
- Merijin, B., F. Máxime, N. Rasmus, R. Brátrice, and Z. Marta. Why Hedgerows? *Ecological Agriculture* 1 May 2004
http://www.kursus.kvl.dk/shares/ea/03Projects/32gamle/_2004/biodiversity2004.pdf
 [Consulta 27 abr. 2004]
- McDonell, M. J. and E. T. Stiles. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird dispersed plant species. *Oecología* **56**: 109-116.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M & T Manuales y Tesis SEA Press, Zaragoza, España.
- Mittermeier, R. A., N. Myers, y C. G. Mittermeier. 1999. Biodiversidad Amenazada. Las Ecorregiones Terrestres Prioritarias del Mundo. Cemex & Conservación Internacional, USA.

- Noss, R. 1994. Cows and conservation biology. *Conservation Biology*, **8**: 613-616.
- Murgueitio, E. & Calle, Z. 1998. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia
<http://www.fao.org/ag/aga/agap/FRG/AGROFOR1/murguei3.txt>
 [Consulta 25 mar. 2004]
- O'Connor, R. J. 1986. Dynamical aspects of avian habitat use *in* J. Verner, M. L. Morrison, and C. J. Ralph, editors. *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA.
- Orejuela, J. E. 1985. Tropical forest birds of Colombia: a survey of problems and a plan for their conservation. Pages 95-114. *in* A. W. Diamond and T. E. Lovejoy editors. *Conservation of tropical forest birds*. Paston Press, Norwich, U.K.
- Parish, T., K. H. Lakhani, and T. H. Sparks. 1994. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. *Journal of Applied Ecology* **31**: 764-775.
- Payne, R. B. 1990. Natal dispersal, area effects, and effective population size. *Journal of Field Ornithology* **61**: 396-403.
- Petit, S., and F. Burel. 1998. Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepipedus* in a hedgerow network landscape. *Compte rendu Academie des Sciences, Paris, Sciences de la Vie* **321**: 55-61.
- Pimentel, D., U. Stachow, H. Takacs, H. W. Brubaker, A. R. Dumas, J. J. Meaney, A. S. O'Neil, D. Onsi, and D. B. Corzilius. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience* **42**: 354-362.
- Pollard, E., M. D. Hooper, and N. W. Moore. 1974. Hedges. *in* Forman, R. T. T. and J. Baudry. 1984. Hedgerows and hedgerows networks in landscape ecology. *Environmental Management* **8**: 495-510.
- Prieto, C. A. 1994. Análisis estructural y florístico de la vegetación de la isla Mocagua, río Amazonas (Amazonía colombiana). Trabajo de grado. Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

- Pulliam, H. R. and B. J. Danielson. 1991. Sources, sinks and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist* **137**: S50-S66.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, Sinks and population regulation. *American Naturalist* **132**: 652-661.
- Puyana, J. 2003. Importancia de las cercas vivas para la conservación de la avifauna en un paisaje rural en Salento - Quindío. Trabajo de pregrado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Departamento de Ecología. Bogotá, Colombia.
- Rangel, O. y A. Velásquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. en Rangel, O., P. Lowly, y M. Aguilar. 1997. Colombia: Diversidad biótica II. Tipos de Vegetación en Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Rangel, O., P. Lowly y M. Aguilar. 1997. Colombia: Diversidad biótica II. Tipos de Vegetación en Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Remsen, J. V., Jr., A. Jaramillo, M. Nores, J. F. Pacheco, M. B. Robbins, T. S. Schulenberg, F. G. Stiles, J. M. C. da Silva, D. F. Stotz, and K. J. Zimmer. Version [2005]. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.
<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>
 [Consulta 2 mar. 2005]
- Renjifo, L. M. 1999. Composition change in subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* **13**:1124-1139.
- Renjifo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* **11**:14-31
- Riddington, R. and A. G. Gosler. 1995. Differences in reproductive success and parental qualities between habitats in the great tit *Parus major*. *Ibis* **137**: 371-378.
- Roa , M. C. 1998. Ecología de la avifauna en cercas vivas en un ecosistema fragmentado del piedemonte llanero, importancia para su conservación. Trabajo de pregrado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología Bogotá, Colombia.

- Rougharden, J. and Y. Iwasa. 1986. Dynamics of metapopulation with space limited subpopulations. *in* Dunning, J.B., J. D. Brent, and R. H. Pulliam. 1992. Ecological process that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**: 169-175
- Ryan, N. D., & B. J. M. Stutchbury. 2001. Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. *Conservation Biology* **15**: 729-736.
- Saunders, D. A., I. Rowley, and C. T. Smith. 1985. The effects of clearing for agriculture on the distribution of cockatoos in the southwest of Australia Pages 309-321 *in* A. Keast, H. D. Recher, H. Ford, and D. Saunders, editors. *Birds of eucalypt forest and woodlands: Ecology, conservation*. Royal Australian Ornithologist Union, Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia.
- Saunders, D.A. and J. A. Ingram. 1987. Factors affecting survival of breeding populations of Carbaby's cockatoo *Calyptorhynchus funereus latirostris* in remnants of native vegetation. Pages 249-258 *in* D.A. Saunders, G. W. Arnold, A. A. Burbidge, and A. J. M. Hopkins editors. *Nature conservation: The role of remnants of native vegetation*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia.
- Sibley, D. 2001. *The Sibley Guide to Bird Life and Behaviour*, 1 ed. *en* C. A. Harvey, C. Villanueva, J. Villacís, M. Chacón, D. Muñoz, M. López, M. Ibrahim, R. Gomez, R. Taylor, J. Martínez, A. Navas, J. Sáenz, D. Sánchez, A. Medina, S. Vilchez, B. Hernández, A. Pérez, F. Ruiz, F. Lopez, I. Lang, S. Kunth, y F. L. Sinclair. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América central. *Agroforesteria en las Américas* **10**: 30-39.
- Simberloff, D., and J. Cox. 1987. Consequences and cost of conservation corridors. *Conservation Biology* **1**:63-71.
- Simberloff, D. 1997. Biogeographic approaches and the new conservation biology. Pages 274-284 *in* S.T. Pickett., R.S. Ostfeld., M. Shachak, and G.E. Likens editors. *The ecological basis of conservation*. Chapman & Hall Press, USA.
- Sparks, T. H., T. Parish, and S. A. Hinsley. 1996. Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **60**: 1-8.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, and G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**:571-573

- Tiebout, H. and Anderson, R. 1997. A Comparison of Corridors and Intrinsic Connectivity to Promote Dispersal in Transient Successional Landscapes. *Conservation Biology* **11**: 620-631.
- Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* **47**: 893-901.
- Vargas, W. 2002. Guía ilustrada de las montañas del Quindío y los Andes Centrales. Universidad de Caldas. Manizales, Colombia.
- Verboom, B., and R. Van Apeldoorn. 1990. Effect of habitat fragmentation of the red squirrels *Sciurus vulgaris*. *Landscape Ecology* **4**: 171-176.
- Vos, C., H. Baveco, and C. J. Grashof. 2002. Corridors and species dispersal. Pages 84-104 *in* K.J. Gutzwiller, editor. *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Whitcomb, B. L., R. F. Whitcomb, and D. Bystrak. 1977. Island biogeography and habitat islands of eastern forest *in* Dunning, J.B., J. D. Brent, and R. H. Pulliam. 1992. Ecological process that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**: 169-175
- Wiens, J.A. 2002. Central concepts and Issues of landscape ecology. Pages 3-21 *in* K.J. Gutzwiller, editor. *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Yahner, R. H. 1982a. Avian use of vertical strata and planting in farmstead shelterbelts. *Journal of Wildlife Management* **46**: 50-60.
- Yahner, R. H. 1982b. Avian nest densities and nest site selection in farmstead shelterbelts. *Wilson Bulletin* **94**: 156-175.
- Yahner, R. H. 1983. Small mammals in farmstead shelterbelts: habitat correlates of seasonal abundance and community structure. *Journal of Wildlife Management* **47**: 74-83.
- Yahner, R.H., and C. Mahan. 2002. Animal behavior in fragmented landscapes. Pages 266-285 *in* K.J. Gutzwiller, editor. *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Fourth edition. Prentice Hall Press, Englewood Cliffs, New Jersey, United States.