

Avances de Investigación

Efecto de la diversidad arbórea y la distancia al bosque de los sistemas silvopastoriles sobre la conservación de aves residentes de Matiguás, Nicaragua¹

L.R. Ramírez^{2,3}, F. Casanoves⁴, C.A. Harvey⁵, M. Chacón⁴, G. Soto³, F. DeClerck⁴

RESUMEN

Aunque se reconoce el aporte del componente arbóreo de los sistemas silvopastoriles (SSP) para la conservación de aves, no se conoce el efecto combinado de la diversidad arbórea y la ubicación en el paisaje de estos sistemas sobre la avifauna, los cuales son aspectos claves en el diseño y la planificación del paisaje para la conservación de la biodiversidad. El objetivo de este estudio fue evaluar la diversidad de especies arbóreas, la distancia que existe entre el bosque y los potreros con árboles dispersos, la dominancia de especies arbóreas y la conexión del bosque con las cercas vivas sobre la avifauna residente de Matiguás, Nicaragua. La avifauna se registró mediante el método de puntos de conteo, dos veces al día (mañana y tarde) y durante dos periodos estacionales (seco y húmedo), en 24 potreros y 24 cercas vivas seleccionadas para este estudio. Se calculó la abundancia, la riqueza y el índice de Shannon con el total de individuos de aves registrados. Las variables fueron evaluadas con un análisis de varianza en diseño bifactorial completamente aleatorizado. Se registraron un total de 3.506 individuos de aves pertenecientes a 94 especies distribuidas en 28 familias. Además, se observaron cuatro especies con importancia para la conservación. El gremio insectívoro fue el más abundante y con mayor riqueza de especies. Se encontró que a mayor diversidad arbórea, mayor es la diversidad y riqueza de especies de aves en los potreros y cercas vivas. No obstante, no encontramos efectos importantes de la distancia o conexión al bosque. Es probable que en el agropaisaje de Matiguás la conectividad estructural presente influyera a que el factor distancia no fuera muy importante.

Palabras claves: árboles dispersos, avifauna, cercas vivas, diversidad, paisajes fragmentados, pasturas, riqueza de especies

ABSTRACT

Although the importance of silvopastoral systems to the conservation of birds is well recognized, there are few studies that investigate the combined effect of tree diversity and landscape position of these systems on avian diversity. These are two features of silvopastoral systems that are likely to be critical in biodiversity conservation design and planning at landscape levels. The objective of this study was to determine and evaluate the combined effects of tree diversity and the distance to the nearest forest patch for trees dispersed in pastures, as well as the effect of tree diversity, and connection to a forest patch for live fences on resident avifauna of Matiguás, Nicaragua. Using point counts, we registered avian diversity and abundance twice a day (morning and evening) during both the rainy and dry season in 24 pastures and 24 live fences selected for the study. We calculated avian abundance, species richness and the Shannon index of diversity in all treatments and used completely randomized two-way ANOVA to compare differences between the treatments. During the study, we registered a total of 3,506 individuals pertaining to 94 species from 28 families. We found one endangered and three threatened species. The most common feeding guild observed was the insectivorous species. We found that tree diversity was correlated to avian diversity for both the trees in pastures as well as for the live fences. However, we failed to find any significant effect of distance to the nearest forest patch or to the connectivity of live fences to forest patches. It is probable that while the Matiguás landscape is highly fragmented, it remains sufficiently connected to eliminate the effect of distance.

Keywords: dispersed trees in pasture, avifauna, live fences, species richness, biodiversity, pasture, fragmented landscape

¹ Basado en Ramírez, LR. 2007. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.

² Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile. Correo electrónico: leoramsan@gmail.com (autor para correspondencia).

³ Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Universidad de Chile, Santiago de Chile. Correo electrónico: gabisoto@catie.ac.cr

⁴ Investigadores, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Correos electrónicos: casanoves@catie.ac.cr, mchacon@catie.ac.cr, fdeclerck@catie.ac.cr

INTRODUCCIÓN

En Centroamérica la expansión de las actividades antrópicas y el crecimiento exponencial de la población han ocasionado la fragmentación de extensas áreas de ecosistemas naturales y se considera que la actividad pecuaria es una de las principales causas de la fragmentación (Sánchez-Azofeita 2001, Dagang y Nair 2003). Afortunadamente, en la actualidad existen diversas formas de manejar y configurar los sistemas pecuarios para reducir el efecto sobre la biodiversidad presente. Dentro de estos sistemas productivos los sistemas silvo-pastoriles (SSP) son una forma de producción pecuaria que se orientan hacia la intensificación de la producción, incorporando árboles de uso múltiple que proporcionan diversos bienes y servicios (Russo y Botero 2000, Balandier *et al.* 2003).

Dentro de los bienes y servicios prestados por los SSP destacan el mantenimiento de la biodiversidad, el aumento de la fijación de carbono y/o nitrógeno, el mejoramiento de los procesos del ciclaje de nutrientes, el aumento de la productividad y la rentabilidad a nivel de finca (Dagang y Nair 2003, Gobbi y Casasola 2003).

Los SSP, de acuerdo a la forma en que integran el componente arbóreo con la producción pecuaria, se clasifican en cercas vivas, bancos forrajeros, pastoreo en plantaciones forestales o frutales, árboles y arbustos dispersos en potreros, pasturas en callejones y setos y bosquetes de uso silvopastoril (Pezo y Ibrahim 1999). En Centroamérica los árboles en potreros y las cercas vivas son los tipos de SSP más utilizados.

Varias investigaciones han resaltado el valor de la estructura y composición florística del componente arbóreo en los SSP para la conservación de la biodiversidad ya que los árboles tienen la capacidad de generar nichos de hábitat para la fauna (Galindo-González *et al.* 2000, Dunn 2000), proveer condiciones para la regeneración natural de las especies arbóreas (Guevara *et al.* 1986, Harvey y Haber 1999, Carrière *et al.* 2002) y otorgar cierto grado de conectividad en una matriz agropecuaria fragmentada, lo cual favorece el movimiento de los animales silvestres (Estrada *et al.* 1997, Guevara *et al.* 1998; Gibbons y Boak 2002, Harvey *et al.* 2005, Chacón y Harvey 2006). Sin embargo, no existe información de cual es el efecto combinado de la diversidad de especies arbóreas y la ubicación en el paisaje de los SSP sobre la conservación de la biodiversidad, los cuales pueden ser

aspectos claves para la elaboración de estrategias de conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados por las actividades agrícolas y pecuarias.

El presente estudio tuvo como objetivo caracterizar la comunidad de aves presentes en potreros con árboles dispersos y cercas vivas en SSP de Matiguás, Nicaragua. Además, buscaba evaluar el efecto combinado de la diversidad de especies arbóreas y la distancia que existe entre el bosque, los potreros con árboles dispersos y las cercas vivas. De acuerdo con esto, se formularon las siguientes hipótesis:

1. A mayor diversidad arbórea y menor distancia entre el bosque y los potreros con árboles dispersos, mayor es la abundancia, riqueza y diversidad de avifauna
2. A mayor diversidad arbórea y en situación de conexión del bosque con las cercas vivas, mayor es la abundancia, riqueza y diversidad de aves

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio

La investigación se realizó en las fincas ganaderas de la comarca de Las Limas del municipio de Matiguás (85°27' latitud norte y 12°50' longitud oeste), departamento de Matagalpa, Nicaragua. La población de Matiguás se compone de 60.000 habitantes, de los cuales 14.000 corresponden a población urbana y 46.000 a población rural, con una densidad promedio de 35 habitantes por km² (INIFOM 2005). La temperatura media anual del área de estudio oscila entre los 30 °C y los 32 °C y las precipitaciones anuales varían entre 1.200 y 1.800 mm (Ruíz *et al.* 2005).

Según la clasificación del mapa de ecosistema de Nicaragua, la zona corresponde a un bosque semideciduo (Meyrat 2000) y dentro de la clasificación de Holdridge es considerado bosque húmedo tropical. El uso del suelo en Matiguás se caracteriza por estar dominado por una matriz de pasturas abiertas que cubren el 56% del municipio. Un 15% del suelo está cubierto de pasturas arboladas, un 11% de fragmentos de bosques, un 7% de charrales, un 3% de corredores riparios, un 2% de cercas vivas y un 6% con otros usos de suelo (Useche 2006). El uso principal de la tierra en el municipio de Matiguás corresponde a la ganadería de doble propósito con pastoreo extensivo, donde el 80% de los productores utilizan árboles en sus potreros (Betancourt *et al.* 2003).

Descripción del ensayo

En el área de estudio se evaluaron un total de 70 potreros con una superficie mínima de 3 ha, con una densidad mayor a 15 árboles por ha y 65 cercas vivas con una longitud mínima de 220 m en varias fincas ganaderas que forman parte del proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas (GEF-SSP). En cada potrero con una superficie mayor a 3 ha y con una densidad de árboles mayor a 15 por ha se demarcó una parcela de 1 ha (100 m x 100 m) y se realizó un censo de las especies arbóreas, con la finalidad de seleccionar y clasificar los potreros de acuerdo a la riqueza de árboles y su distancia al bosque.

La riqueza de especies arbóreas varió entre cuatro y 28 especies por hectárea. En función de la frecuencia de la riqueza de árboles se clasificaron los potreros en dos niveles: potreros diversos (PD), caracterizados por presentar más de 10 especies arbóreas por hectárea, y potreros simples (PS), los cuales presentan menos de seis especies de árboles por hectárea. Los potreros con una riqueza entre siete y nueve especies fueron eliminados para maximizar la diferencia entre los niveles de este factor.

Luego de la clasificación de los potreros según su riqueza de especies, se midió mediante la utilización de herramientas SIG y recorridos en el campo la distancia de los potreros a los fragmentos de bosque. En función de las frecuencias observadas entre las distancias del potrero y los fragmentos de bosques superiores a 8 ha, teniendo en cuenta que en estudios previos la distancia de dispersión de semillas por aves desde un bosque hacia los potreros cercanos es menor a 800 m (Hass 1995), se determinaron dos niveles para el factor distancia: potreros cerca del bosque (CB), con una distancia menor a 250 m desde el borde del potrero al borde del fragmento de bosque, y potreros lejos del bosque (LB), con una distancia mayor a 1.000 m desde el borde del potrero al borde del fragmento de bosque. Con los criterios de clasificación mencionados, se seleccionaron 24 potreros con árboles dispersos, distribuidos en seis potreros por cada categoría para definir un diseño experimental bifactorial con cuatro tratamientos y seis repeticiones por tratamiento.

En cada cerca viva caracterizada por presentar una longitud superior a 220 m, ubicadas al interior de las fincas y con uso de pastoreo en ambos lados de la cerca viva, se demarcó un transecto de 210 m y se realizó un censo de las especies arbóreas para después calcular su diversidad utilizando el índice de Simpson,

con el fin de seleccionar y clasificar las cercas vivas de acuerdo a la diversidad de especies arbóreas y conexión al bosque.

El índice de Simpson es una medida de la diversidad e indica la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar de una comunidad pertenezcan a la misma especie y a medida que el valor del índice se incrementa la diversidad de la comunidad decrece (Magurran 1988). Este índice varió entre 0,12 y 0,86 y en función de los valores obtenidos para cada cerca viva se clasificaron en dos niveles: cercas vivas simples (CVS), caracterizadas por un índice de Simpson superior a 0,37, y cercas vivas diversas (CVD), las cuales presentan un índice de Simpson inferior a 0,29. Además, se seleccionaron 24 cercas vivas, 12 por cada categoría de dominancia de especies arbóreas.

Luego de la clasificación de las cercas vivas según la diversidad de especies arbóreas, se evaluó la conexión del bosque con las 24 cercas vivas y se determinaron dos niveles de conexión: cercas vivas conectadas al bosque (CB) y cercas vivas no conectadas al bosque (NB). Con los criterios de clasificación mencionados se definió un diseño experimental bifactorial completamente aleatorizado con cuatro tratamientos que surgieron de la combinación del factor diversidad arbórea con dos niveles (CVS y CVD), y el factor conexión al bosque con dos niveles (CB y NB).

Metodología de toma de datos

Se caracterizó la comunidad de aves en los potreros con árboles dispersos y las cercas vivas mediante el método de puntos de conteo, con el cual se registraron todas las aves presentes en un radio de observación de 25 m (Ralph *et al.* 1996). No se registraron las aves en vuelo y las aves migratorias fueron excluidas del análisis. El monitoreo de avifauna consistió en observaciones de 10 minutos en cada punto de conteo. Cada punto de conteo fue evaluado en dos monitoreos diarios en el mismo día, por la mañana (de 6 a.m. a 9:30 a.m.) y por la tarde (de 2:30 p.m. a 6 p.m.) y en dos periodos estacionales, uno seco (marzo-abril, 2006) y uno húmedo (mayo-junio, 2006). En cada transecto de 210 m de cerca viva y potrero de 1 ha de superficie con árboles dispersos se ubicaron tres puntos de conteo localizados a 80 m entre cada uno de ellos. En las cercas vivas los puntos de conteo estuvieron ubicados en línea y en los potreros con árboles dispersos se ubicaron formando un triángulo equilátero (Figura 1). En total se ubicaron 144 puntos de conteo, de los cuales

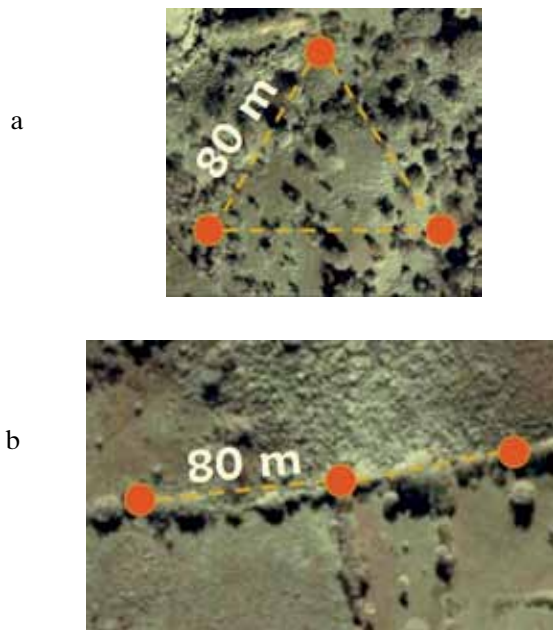


Figura 1. Ubicación de los puntos de conteo en potreros con árboles dispersos y cercas vivas en Matiguás, Nicaragua

Fuente: imagen Ikono 2003, Proyecto GEF-SSP del CATIE

72 estaban distribuidos en los potreros con árboles dispersos y los otros 72 en las cercas vivas. Con esto se obtuvo un esfuerzo de muestreo total de 96 horas (144 puntos de conteo monitoreados en dos horas del día y en dos épocas del año por 10 minutos en cada uno de ellos).

A partir del registro de los individuos de aves se calculó la abundancia total, la riqueza total y el índice de Shannon, tomando el listado general de aves registradas durante las dos horas diarias y los dos períodos estacionales.

Análisis de los datos

Se realizaron cálculos de estadística descriptiva (media y error estándar), utilizando *InfoStat/Profesional 2006p.2* (InfoStat 2006), cálculos del índice de Shannon, empleando *Estimates* versión 7.5.1 (Colwell 2005) y la construcción de curvas de rango y gráficos de interacción de los factores en estudio usando *Sigmaplot 2004* versión 9.0 (Systat 2004).

También, se elaboró un análisis de varianza (ANAVA) para determinar el efecto de la diversidad arbórea, la distancia que existe de los potreros a los fragmentos de bosque, el efecto de la diversidad arbórea y la conexión del bosque a las cercas vivas con respecto a la abundancia,

la riqueza de especies y la diversidad de la avifauna. Las hipótesis sobre los tratamientos y las comparaciones múltiples con la prueba de LSD Fisher para determinar diferencias entre medias fueron evaluadas con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registró un total de 3.506 individuos de aves pertenecientes a 94 especies, distribuidas en 28 familias. De estos un total de 1.899 individuos de 83 especies se encontraron en los potreros con árboles dispersos y un total de 1.607 individuos de 83 especies se hallaron en las cercas vivas.

La familia Tyrannidae fue la que más se encontró (15 especies), seguida de la Trochilidae (nueve especies), la Thraupidae (ocho especies), la Emberizidae (seis especies), la Cuculidae y la Psittacidae (cuatro especies, cada una). También, se observó que pocas especies fueron dominantes y muchas presentaron muy baja abundancia (Figura 2). Las tres especies más comunes fueron el semillerito negro (*Volatinia jacarina*), el garrapatero común (*Crotophaga sulcirostris*) y el chochin casero (*Troglodytes aedon*), los cuales acumularon el 29,8% de la abundancia total registrada a través de los 144 puntos de conteo de aves.

El gremio alimenticio con mayor abundancia fue el insectívoro (1.869 individuos de aves y 44 especies), seguido del granívoro (653 individuos de aves y ocho



El semillerito negro (*Volatinia jacarina*). Foto: Programa Monitoreo de Aves, CATIE

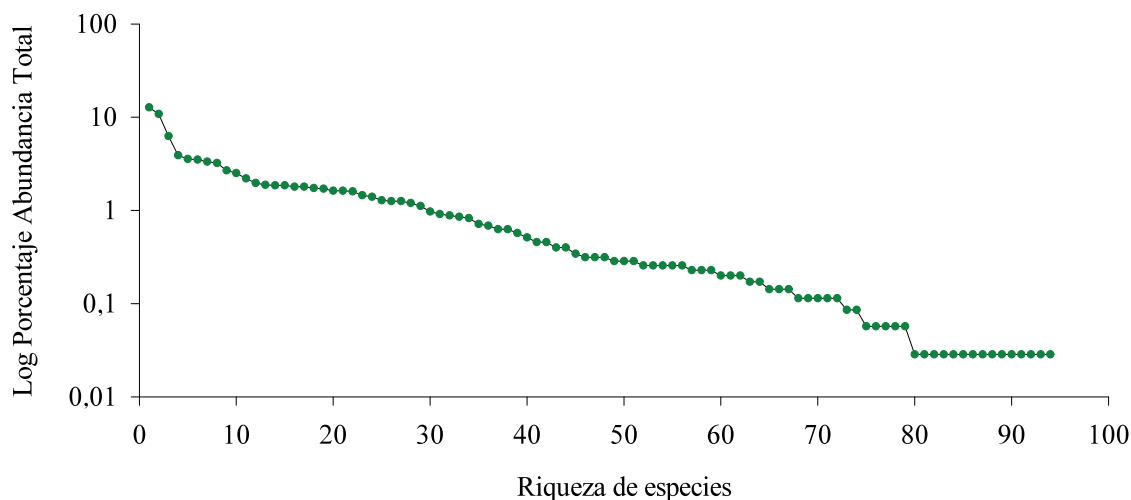


Figura 2. Curva de rango de la abundancia relativa en la comunidad de aves registradas en los 144 puntos de conteo en los SSP de Matiguás, Nicaragua.

especies), luego el frugívoro (430 individuos de aves y 15 especies), el omnívoro (386 individuos de aves y nueve especies), el nectarívoro (116 individuos de aves y nueve especies) y el carnívoro (52 individuos de aves y nueve especies).

Se logró observar la especie eufonia olivácea (*Euphonia gouldi*), la cual está en peligro de extinción. Además, se hallaron especies como el pinzón orejiblanco (*Melospiza leucotis*), el loro frentiblanco (*Amazona albifrons*) y el perico pechilivo (*Aratinga nana*), las cuales se encuentran en estado vulnerable, dependen de una buena cobertura arbórea para su sobrevivencia y son sensibles a la fragmentación del hábitat (Gillespie 2001). Las especies *Amazona albifrons* y *Aratinga nana* pertenecientes a la familia de los loros (Psittacidae) tienen valor comercial y cultural ya que son comercializadas como mascotas a nivel local y regional. Esto es preocupante porque se sabe que en Costa Rica la *Aratinga nana* ha disminuido su abundancia por la fragmentación de los bosques (Stiles y Skutch 2003). La especie *Euphonia gouldi*, catalogada en peligro de extinción para Nicaragua (Gillespie 2001), es también una especie dependiente del bosque y del hábito alimenticio frugívoro (Stiles y Skutch 2003). Es probable que el avance de la frontera agropecuaria redujera el hábitat natural disponible para estas especies, en este sentido, los sistemas silvopastoriles podrían estar ofreciendo recursos alternativos para mantener sus escasas poblaciones.

La presencia de la especie insectívora *Melospiza leucotis*, la cual prefiere sitios del sotobosque húmedo para su alimentación (Stiles y Skutch 2003), fue identificada con solo un individuo, esto podría indicar la

alta fragmentación del paisaje, o bien, que ésta solo se encuentra en los parches de bosques del área de estudio. La disminución del hábitat disponible y la colonización por aves hacia el bosque provoca que aumente la competencia por recursos alimenticios que induce la salida de las aves desde el bosque hacia la matriz agropecuaria en busca de alimentos. Esto último, ha sido documentado por Didham *et al.* (1996) que indican que la fragmentación de los bosques produce una variación en la composición de insectos alterando el funcionamiento del ecosistema por la colonización de especies generalistas que compiten por nichos ecológicos.

Por otra parte, se encontró que los potreros diversos localizados cerca del bosque obtuvieron mayor número de individuos de aves, más especies y mayor diversidad de especies de aves comparadas con los demás tratamientos (Figura 3). Otras investigaciones han encontrado resultados similares y han relacionado la complejidad estructural de la vegetación, la diversidad de especies arbóreas y la cercanía al bosque como los factores que influyen en este tipo de patrones (Watson *et al.* 2004, Harvey *et al.* 2006), ya que la presencia de diferentes estratos y mayor cantidad de especies arbóreas proveen más nichos y un aumento en la oferta de recursos alimenticios para las aves.

AVES EN POTREROS CON ÁRBOLES DISPERSOS

A través de un ANAVA se encontró una interacción entre los factores de la diversidad arbórea y la distancia del potrero al bosque para el índice de Shannon ($p = 0,0367$),

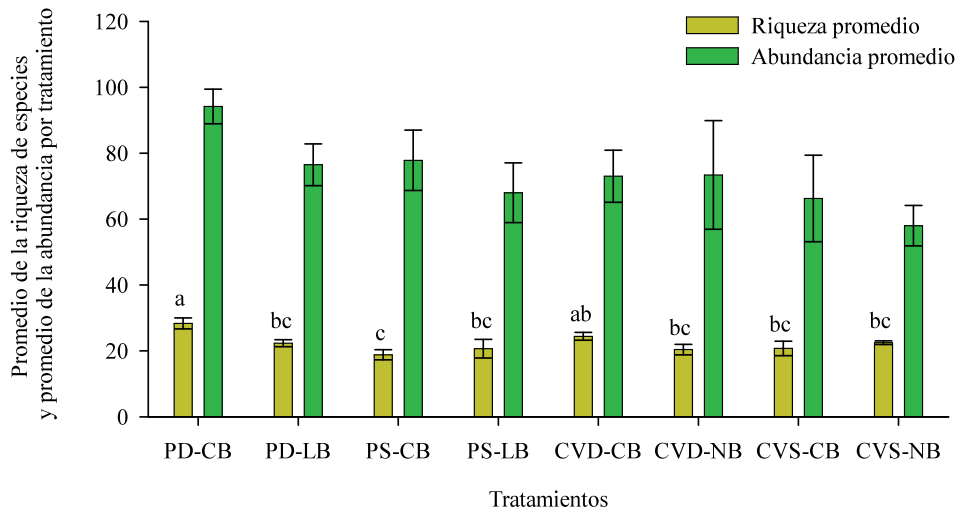


Figura 3. Comparación de medias (\pm EE) de la riqueza y abundancia por tratamiento

PD-CB = potreros diversos cerca del bosque

PD-LB = potreros diversos lejos del bosque

PS-CB = potreros simples cerca del bosque

PS-LB = potreros simples lejos del bosque

CVD-CB = cerca viva diversa conectada al bosque

CVD-NB = cerca viva diversa no conectada al bosque

CVS-CB = cerca viva simple conectada al bosque

CVS-NB = cerca viva simple no conectada al bosque

Las letras distintas indican diferencias significativas con la prueba LSD-Fisher ($p < 0,05$).

donde el factor que influyó con más fuerza en la variación fue la diversidad arbórea ($p = 0,0367$), comparado con el factor distancia del potrero al bosque ($p = 0,9724$). Además, se encontró un efecto combinado de los factores diversidad arbórea y distancia del potrero al bosque, registrándose diferencias significativas marginales para la riqueza de especies de avifauna ($p = 0,0512$), donde el factor de diversidad arbórea fue el que determinó con mayor fuerza este resultado ($p = 0,0079$), ver Figura 4. Comparado con los otros tratamientos la diversidad y riqueza de especies de avifauna fue mayor en los potreros diversos cerca del bosque.

Varios estudios recientes que relacionan la composición de la vegetación arbórea con la abundancia y riqueza de especies de aves (Harvey *et al.* 2006, Matlock *et al.* 2006), y el efecto de la perturbación de la estructura vertical de la vegetación sobre la comunidad de aves (Söderström *et al.* 2003, Dale *et al.* 2000, Watson *et al.* 2004) indican que a mayor diversidad de especies arbóreas y mayor complejidad estructural de la vegetación los grupos de aves dependientes de estas características biofísicas son más diversos en especies cuando son comparados con sitios con menor cober-

tura arbórea, menos diversidad de especies de árboles y una estructura de la vegetación simple o perturbada. Los resultados de esta investigación concuerdan con estos patrones.

Además, para ambas variables (índice de Shannon y riqueza de especies) los potreros diversos lejos del bosque fueron similares a los potreros simples lejos del bosque (Figura 4). Es probable que la heterogeneidad del paisaje influyera en los resultados obtenidos sobre una situación lejana al bosque ya que en paisajes que presentan una gran heterogeneidad y conectividad el movimiento de las aves se ve favorecido. Estrada *et al.* (1997) mencionan que cuando la matriz agropecuaria está conformada por una cobertura arbórea que favorece el movimiento y la conectividad en el campo la abundancia y riqueza de especies de aves es similar a través de todo el paisaje. Algunos estudios recientes sobre conectividad estructural en la zona de Matiguás (Useche 2006) demuestran que el área de estudio se caracteriza por presentar una alta conectividad estructural en el paisaje, lo cual puede haber influenciado en este patrón de diversidad y riqueza de especies en los potreros localizados lejos del bosque.

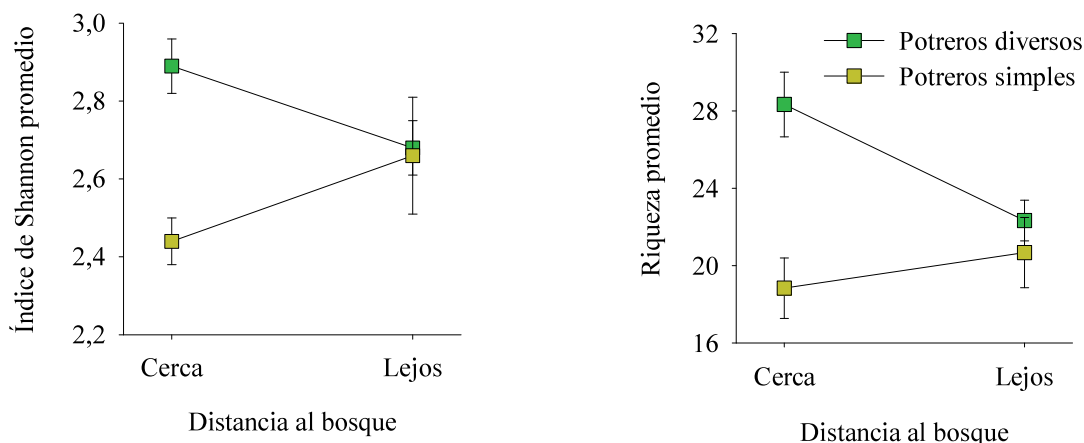


Figura 4. Gráfico de la interacción de los factores diversidad arbórea y distancia al bosque de los árboles en potrero para la media del índice de Shannon (izquierda) y la riqueza media de especies (derecha), en Matiguás, Nicaragua.

PD-CB = potreros diversos cerca del bosque
 PD-LB = potreros diversos lejos del bosque
 PS-CB = potreros simples cerca del bosque
 PS-LB = potreros simples lejos del bosque

AVES EN CERCAS VIVAS

Se encontró interacción con cambio de rango entre los factores diversidad arbórea y conexión del bosque a las cercas vivas para la riqueza de especies ($p = 0,0367$) y el índice de Shannon ($p = 0,0010$), ver Figura 5. Se observó que las cercas vivas diversas obtuvieron mayores valores para las medias de la riqueza de especies e índice de Shannon cuando estaban conectadas al bosque, contrario a las cercas vivas diversas no conectadas (CVD-NB) y las cercas vivas simples conectadas y no conectadas al bosque (CVS-CB y CVS-NB). Sin embargo, también se halló que para el índice de Shannon las cercas vivas diversas conectadas al bosque no difirieron con las cercas vivas simples no conectadas al bosque (Figura 5).

La variable abundancia no mostró interacción ni significancia para los factores de diversidad arbórea y conexión al bosque. Es evidente suponer que la conexión al bosque y la mayor diversidad de especies arbóreas influyeron de manera directa en estos resultados. Por otro lado, las cercas vivas diversas presentaron una estructura de árboles de mayor altura y diámetro a la altura del pecho (dap) que las cercas simples y además fueron variables que mostraron diferencias significativas según el factor de diversidad arbórea de la cerca viva ($p = 0,0068$ y $p = 0,0239$ respectivamente), ver Figura 6.

Los factores de composición y estructura mencionados pueden determinar estos resultados ya que existe una

relación positiva entre la altura del árbol y la diversidad de especies arbóreas con respecto a la riqueza de aves (Raman y Sukumar 2002). Además, otros estudios indican que los fragmentos de bosques en los agropaisajes mantienen una mayor diversidad de aves en comparación con los terrenos adyacentes (Cárdenas *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2006) y los bordes de bosques presentan una mayor diversidad de especies de aves en áreas abiertas en la matriz agropecuaria (Watson *et al.* 2004), producto de una mayor oferta de recursos para las aves y una complejidad de la vegetación. Estas interacciones de efectos de diversidad arbórea, estructura de la vegetación y distancia al bosque concuerdan con los resultados obtenidos en el estudio.

CONCLUSIONES

Este estudio encontró que los potreros con árboles dispersos y las cercas vivas de los SSP mantienen una comunidad de aves diversa. Sin embargo, se registró una alta dominancia de especies generalistas, aunque también fue posible registrar aves con importancia para la conservación, lo cual indica el valor de la implementación de sistemas productivos que integren el manejo y la conservación de la biodiversidad.

El análisis demuestra lo importante que es mantener una cobertura arbórea diversa en los potreros con árboles dispersos y en las cercas vivas ya que la diversidad de especies arbóreas mostró una relación positiva con la abundancia, riqueza y variedad en la comunidad de

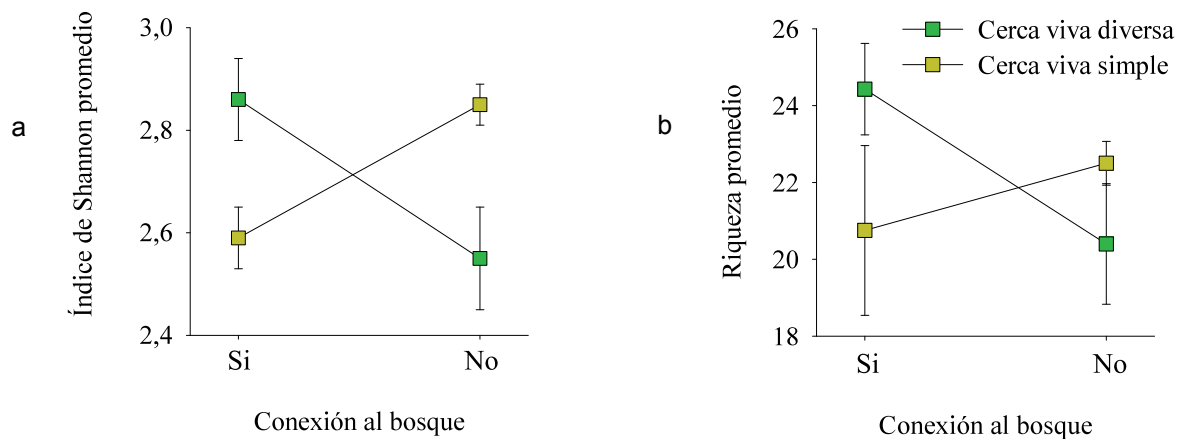


Figura 5. Gráfico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión del bosque a la cerca viva para la media del índice de Shannon (izquierda) y la riqueza media de especies (derecha) en los transectos de 210 m de longitud de cercas vivas en Matiguás, Nicaragua.

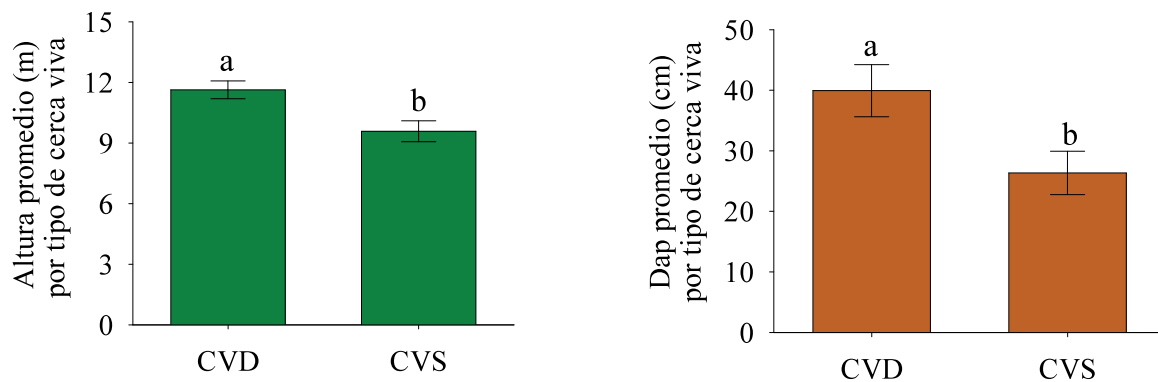


Figura 6. Comparación de medias (\pm EE) de la altura (izquierda) y diámetro a la altura del pecho (derecha) entre las cercas vivas diversas (CVD) y las cercas vivas simples (CVS) de Matiguás, Nicaragua.

Las letras distintas indican diferencias significativas con la prueba LSD-Fisher ($p < 0,05$).

aves presentes, es decir, a mayor diversidad de especies arbóreas mayor es la variedad de la avifauna. Por lo tanto, para la planificación de estrategias de conservación de avifauna en paisajes dominados por actividades pecuarias se debe promover la regeneración natural de especies arbóreas nativas de la zona en los potreros, así como el establecimiento de cercas vivas diversas en especies arbóreas ya que esto mejoraría la oferta de recursos y de hábitat, aumentaría la conectividad estructural y probablemente la conectividad funcional del paisaje.

El efecto de la distancia de los potreros y las cercas vivas con respecto a los bosques sobre la comunidad de aves no fue lo suficientemente concluyente. Esto pudo haber

estado influenciado por la alta conectividad estructural que presenta la zona de estudio, la cual permite el movimiento de las aves a través del paisaje. Este tipo de resultado apoya fuertemente la idea de que el establecimiento de SSP puede y logra mantener parte de la biodiversidad original del paisaje. Desafortunadamente, el diseño de este estudio no permitió evaluar de manera directa los niveles de conectividad a través del paisaje, así como el estado fenológico de los árboles presentes en las cercas vivas, árboles dispersos en potreros y su influencia en la comunidad de aves. Estos factores pudieron ser importantes en los resultados obtenidos y por lo tanto incluirlos dentro de futuras investigaciones podría ser interesante.



Paisaje ganadero de Matiguás, Nicaragua. Foto: BNPP

Finalmente, este estudio demuestra que los agropaisajes son capaces de mantener una importante porción de la comunidad de aves para la conservación. Sin embargo, es necesario que en las investigaciones de conservación de fauna en agropaisajes se incluyan otros tipos de variables en las evaluaciones, tales como, variables espaciales y temporales, así como el aporte que tienen las especies encontradas en el funcionamiento del ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó como parte del proyecto The Impact of Improved Cattle Production Practices on Biodiversity in Central America, financiado por el Banco Mundial y el Bank Netherlands Partnership Program.

Agradecemos a la bióloga Sandra Hernández de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN) por el monitoreo e identificación de la avifauna y a los técnicos de Nitlapan de la Universidad Centroamericana por el apoyo brindado en la zona de estudio.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Balandier, P; Bergez, JE; Etienne, M. 2003. Use of the management-oriented silvopastoral model ALWAYS: calibration and evaluation. *Agroforestry Systems* 57:159-171.

Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, CA; Vargas, B. 2003. Efecto de la cobertura arbórea sobre el comportamiento animal en

fincas ganaderas de doble propósito en Matiguás, Matagalpa, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):47-51.

Cárdenas, G; Harvey, CA; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):78-85.

Carrière, SM; André, M; Letourmy, P; Olivier, I; McKey, DB. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural systems in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 18:353-374.

Colwell, RK. 2005. *Estimates*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.

Chacón, M; Harvey, CA. 2006. Live fence and landscape connectivity in a neotropical agriculture landscape. *Agroforestry Systems* 68:15-26.

Dagang, ABK; Nair, PKR. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149-155.

Dale, S; Mork, K; Solvang, R; Plumptre, AJ. 2000. Edge effects on the understory bird community in a logged forest in Uganda. *Conservation Biology* 14(1):265-276.

Didham, RK; Ghazoul, J; Stork, NE; Davis, AJ. 1996. Insects in fragment forests: a functional approach. *Tree* 11(6):255-260.

Dunn, RR. 2000. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. *Biological Conservation* 95:317-321.

Estrada, A; Coates-Estrada, R; Meritt Jr, DA. 1997. Anthropogenic landscape change and avian diversity al Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6:19-43.

Galindo-González, J; Guevara, S; Sosa, VJ. 2000. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703.

- Gibbons, P; Boak, M. 2002. The value of paddock trees for regional conservation in agricultural landscape. *Ecological Management and Restoration* 3(3):205-210.
- Gillespie, TW. 2001. Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conservation Biology* 15(3):699-709.
- Gobbi, JA; Casasola, F. 2003. Comportamiento financiero de la inversión en sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):52-60.
- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant in pastures a fragment canopy? *Selbyana* 19(1):34-43.
- _____; Purata, SE; Van der Maarel, E. 1986. The role of remnant forest in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66:77-84.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- _____; Medina, A; Sánchez-Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Saenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscape. *Ecological Application* 16(5):1986-1999.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacon, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230.
- Hass, CA. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9:939-942.
- InfoStat (2006). *InfoStat versión 2006*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- INIFOM (Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal). 2005. Ficha municipal de Matiguás (en línea). Consultado 2 dic. 2005. Disponible en <http://www.inifom.gob.ni/docs/caracterizaciones/matiguas.pdf>
- Magurran, AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Vendra ed. Barcelona, SP. 200 p.
- Matlock Jr, RB; Edwards, PJ. 2006. The influence of habitat variables on bird communities in forest remnants in Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 15(9):2987-3016.
- Meyrat, A. 2000. *Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua. Protierra/ MARENA/CBA*. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1999. *Sistemas silvopastoriles. Serie Materiales de Enseñanza (CATIE) no 44*. Turrialba, CR. 275 p.
- Ralph, CJ; Geupel, GR; Pyle, P; Martin, TE; DeSante, DF; Milá, B. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albano, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46p.
- Raman, TRS; Sukumar, R. 2002. Responses of tropical rainforest birds to abandoned plantations, edges and logged forest in the Western Ghats, India. *Animal Conservation* 5:201-216.
- Ruíz F; Gómez, R; Harvey, CA. 2005. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. *TROPITECNICA-NITAPLAN-CATIE*. Turrialba, CR. 40 p.
- Russo, R; Botero, R. 2000. El componente arbóreo como componente forrajero en los sistemas silvopastoriles. *Escuela de Agricultura de la Región Tropical Húmeda (EARTH)*. Costa Rica.
- Sánchez-Azofeita, GA. 2001. Deforestation in Costa Rica: a quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica* 33(3):378-374.
- Söderström, B; Kiema, S; Reid, RS. 2003. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99:113-124.
- Stiles, FG; Skutch, AF. 2003. *Guía de aves de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. 680 p.
- Systat, 2004. *Sigmaplot 2004 versión 9.0*. Systat Software, Inc. USA.
- Useche, DC. 2006. *Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 133 p.
- Watson, EMJ; Whittaker, RJ; Dawson, TP. 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forest of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120:311-327.