

AVIFAUNA ASOCIADA A BOSQUE NATIVO Y PLANTACIÓN EXÓTICA DE CONÍFERAS EN LA RESERVA FORESTAL GRECIA, COSTA RICA

María Alejandra Maglianesi

Vicerrectoría de Investigación. Universidad Estatal a Distancia (UNED). Apartado 47–4–2050. Mercedes de Montes de Oca. San José, Costa Rica.
E-mail: mmaglianesi@uned.ac.cr

Abstract. – Avifauna associated to native forest and forest plantations of exotic conifers in the Reserva Forestal Grecia, Costa Rica. – Forest plantations of exotic conifers have been used as a management strategy for restoring forests in many areas of the Neotropics. However, there is a remarkable lack of information of these plantations on the value for conservation biodiversity. To evaluate these plantations as habitat for wildlife, I studied bird communities in native secondary forest and in plantation of exotic tree species (*Pinus oocarpa* and *Cupressus lusitanica*) in the Reserva Forestal Grecia, Costa Rica. Bird assemblage composition, richness, abundance, diversity, and evenness were compared between habitats using the fixed-radius point count method. Fieldwork was conducted from September 2008 to May 2009. A total of 743 birds of 79 species corresponding to 10 orders and 25 families were recorded. The bird composition varied across habitats, sharing 51.9% of the same bird species. Although I found no significant differences in the patterns of bird diversity or evenness, the native forest had a greater bird richness and abundance than the plantation. This could be explained by the higher spatial heterogeneity and productivity in the native forest than in the plantation. On the basis of these results, secondary native forests seem to have a greater value for bird conservation than conifer plantations. Therefore, some management measures could favor bird communities in the Reserva Forestal Grecia, such as the implementation of strategies for ecological restoration in order to gradually replace the exotic vegetation by native species which offer more resources available for bird populations. The continuation of studies in plantations of exotic conifers may provide more knowledge that will allow a better understanding of the role played by exotic plantations in maintaining bird populations and biodiversity in general.

Resumen. – Las plantaciones exóticas de coníferas han sido consideradas como una estrategia de manejo para la rehabilitación de los bosques en el Neotrópico. Sin embargo, existe una falta de información considerable sobre el valor de conservación que tales plantaciones podrían tener para la biodiversidad. Con la finalidad de evaluar estas plantaciones como hábitat para la vida silvestre, se caracterizó la comunidad de aves en un bosque nativo secundario y una plantación de coníferas (*Pinus oocarpa* y *Cupressus lusitanica*) en la Reserva Forestal Grecia, Costa Rica. Se comparó la composición, riqueza, diversidad y equidad de especies, como así también la abundancia de las poblaciones entre hábitats, usando el método de puntos de conteo de radio fijo. El trabajo de campo se llevó a cabo entre Septiembre de 2008 y Mayo de 2009. Se registraron un total de 743 aves pertenecientes a 79 especies, distribuidas en 10 órdenes y 25 familias. La composición de especies varió a través de los hábitats, compartiendo el 51,9% de las especies de aves. Aunque no hubo diferencias significativas en la diversidad y equidad de especies entre hábitats, el bosque nativo tuvo mayor riqueza y abundancia con respecto a la plantación. Esto podría ser explicado por una mayor heterogeneidad espacial y productividad en el bosque nativo con relación a la plantación de coníferas. Con base a estos resultados, el bosque

nativo parece tener un mayor valor para la conservación de las aves. Por lo tanto, algunas medidas de manejo podrían favorecer a la avifauna de la Reserva Forestal Grecia, tales como la implementación de estrategias de restauración ecológica con la finalidad de reemplazar gradualmente la vegetación exótica por especies nativas que ofrezcan más recursos para las poblaciones de aves. Además, se recomienda desarrollar estudios en plantaciones exóticas que provean de más conocimientos para una mejor comprensión del rol que desempeñan dichas plantaciones en el mantenimiento de las poblaciones de aves y la biodiversidad en general. *Aceptado el 1 de Julio de 2010.*

Key words: Bird communities, exotic plantation, native secondary forest, Costa Rica, Reserva Forestal Grecia.

INTRODUCCIÓN

Una de las principales amenazas para la conservación de las poblaciones de aves y de la diversidad biológica en general, es la pérdida de hábitats naturales. Aunque en la actualidad, Costa Rica ha logrado revertir los procesos de deforestación y ha propiciado el aumento de la cobertura arbórea del territorio nacional a un 43,5% del total del país, no ha sido suficiente para mantener y recuperar muchas de las poblaciones de especies silvestres amenazadas ante los efectos generados por los procesos de fragmentación en los bosques (Canet 2005).

Una de las causas de la destrucción cada vez más rápida de los bosques naturales en los trópicos ha sido el establecimiento de plantaciones forestales, particularmente monocultivos. El establecimiento de tales plantaciones ha tenido un gran impulso en los países en desarrollo desde principios del siglo XX y se intensificó notablemente a partir de los años cincuenta (Wormald 1995). Las plantaciones forestales han sido utilizadas más recientemente como una solución para mitigar el problema de la deforestación, siendo consideradas como una estrategia de conservación y recuperación de tierras degradadas en los trópicos. Éstas pueden brindar una serie de beneficios económicos, sociales y ecológicos (Montagnini *et al.* 1999), por lo cual el desarrollo de plantaciones forestales bajo estos términos ha tenido buena aceptación en general. Sin embargo, estos sistemas difícilmente podrán sustituir en su totalidad las funciones,

beneficios y la biodiversidad que brindan los bosques naturales (Bermúdez & Florez 2001).

En la parte norte del Área de Conservación Cordillera Volcánica Central (ACCVC), Costa Rica, se encuentran una serie de pequeñas áreas protegidas, las cuales no fueron creadas con el objetivo principal de conservar la biodiversidad. Tal es el caso de la Reserva Forestal Grecia (RF Grecia), la cual originalmente se planteó para el aprovechamiento sostenible del recurso maderero. La Reserva incluye áreas de vegetación nativa, además de plantaciones de ciprés y pino que pueden, desempeñar un papel fundamental en la conservación de las poblaciones de aves y la biodiversidad en general. Considerando que representa una continuación de los límites suroccidentales del Parque Nacional Volcán Poás, la RF Grecia podría ser de particular importancia para aquellas especies de aves que realizan desplazamientos altitudinales.

Una manera práctica y útil de conocer la calidad de los hábitats para la conservación, es el uso de organismos biológicos como indicadores (Noss 1990). Las aves han sido utilizadas extensivamente a nivel local, regional y global para definir áreas críticas de conservación de la biodiversidad, ya que constituyen un grupo de fauna que permite generar datos en un corto período de tiempo y con relativa facilidad (Hernández Baños *et al.* 1995, Schulze *et al.* 2004). Muchas de sus especies presentan diferentes niveles de vulnerabilidad a las actividades humanas, lo que permite medir cambios de la biodiversidad con relación al impacto humano. La informa-

ción proveniente del análisis de especies bio-indicadoras representa una valiosa herramienta para establecer medidas de manejo sostenibles de los hábitats (Pearce & Venier 2005, 2006).

El uso de hábitat por las especies silvestres en plantaciones exóticas de coníferas en el Neotrópico se encuentra muy poco documentado (Zurita *et al.* 2006) y a pesar de la rápida expansión de dichas plantaciones a través de los paisajes tropicales, no está claro aún el valor que puedan tener en la conservación de la biodiversidad (Barlow *et al.* 2007). En el caso particular de la RF Grecia, la comunidad de aves no ha sido estudiada y por lo tanto se desconoce el rol que podría desempeñar en la conservación de las diferentes especies, como así tampoco el uso que éstas hacen tanto del bosque nativo como de las plantaciones de coníferas. En el presente estudio, se caracterizó la avifauna asociada a dos hábitats en la RF Grecia: bosque nativo y plantación exótica, con la finalidad de determinar la composición, riqueza, diversidad y equidad de la comunidad de aves, como así también el rol que desempeña la Reserva en la conservación de dichas especies.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se realizó en la RF Grecia, localizada en las faldas del Volcán Poás, a 14 km al norte de la ciudad de Grecia (10°10'N, 84°16'W) (Costa Rica), que fue creada en 1973 y es administrada actualmente por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) a través del ACCVC (SINAC 2008). Posee una superficie de 2300 ha de bosque y una elevación que varía de los 1600 a los 2500 m s.n.m. El clima se encuentra influenciado por las condiciones meteorológicas del Caribe, aunque muestra una estación seca que se extiende desde finales de Noviembre hasta principios de Mayo. La precipitación anual es de 3500 mm y la temperatura prome-

dio es de 16°C con una variación diaria de 8–12°C (Salazar 1988).

La RF Grecia fue establecida principalmente para la protección de nacientes que abastecen de agua potable a diferentes comunidades del cantón de Grecia, siendo utilizada además, como área recreativa para ecoturismo y educación ambiental (SINAC 2008). Las zonas de vida representadas corresponden a Bosque muy Húmedo Montano Bajo (bmh-MB), Bosque muy Húmedo Premontano (bmh-PM) y Bosque Pluvial Montano Bajo (bp-MB), predominando el primero (Holdridge 1969). La vegetación del bmh-MB en su condición natural, se caracteriza por poseer una altura que varía entre los 20 y 25 m, con dos estratos no muy densos y con una moderada cantidad de epífitas. En términos generales, es un bosque siempre verde, aunque algunas especies son caducifolias en la época seca, con árboles de troncos cortos y macizos (Holdridge 1969, SINAC 2008).

No obstante, esta zona de vida en la RF Grecia está conformada mayormente por bosque de crecimiento secundario que se ha desarrollado a partir de antiguas zonas de repasto o de cultivo que fueron abandonados hace aproximadamente 30 años. Este bosque ha desarrollado una altura de dosel que oscila entre los 10 y 15 m y la presencia de epífitas es relativamente baja o nula. Los árboles más comunes y dominantes son *Rouppala glaberrima* (Proteaceae) y *Clethra lanata* (Clethraceae), los cuales llegan a ser dominantes, junto con *Quercus seemannii* (Fagaceae) (Maglianesi en prep.).

En el año 1979, el Estado adquirió una finca de 40 ha dentro de la Reserva, denominada Bosque del Niño que fue destinado a la recuperación de zonas alteradas por la ganadería y otras actividades agrícolas, utilizando 8 ha para la reforestación con especies de árboles exóticos. Las principales especies que fueron plantadas son el pino (*Pinus oocarpa*) y el ciprés (*Cupressus lusitanica*), especies originarias

de zonas templadas que se caracterizan por su rápido crecimiento y alta producción de madera. Estos árboles fueron establecidos en plantaciones mixtas con especies nativas o bien en plantaciones puras. De esta forma se pueden distinguir algunos sectores donde los árboles se encuentran a una mayor densidad y no se ha desarrollado un sotobosque, mientras que en otros sectores intercalan con especies nativas y se encuentra un sotobosque moderadamente desarrollado (Maglianesi en prep.).

Colección de los datos. La fase de campo se llevó a cabo entre Septiembre de 2008 y Mayo de 2009. Se realizaron 5 muestreos diurnos de aves en el bosque secundario nativo (BN) y plantación exótica de coníferas (PE) de la RF Grecia, distribuidos en tres períodos: Septiembre–Octubre, Marzo y Abril–Mayo. Se utilizó el método de conteo por puntos de radio fijo, el cual consiste en establecer una serie de puntos a lo largo de senderos a intervalos de 100–120 m (Ralph *et al.* 1993, Cerezo *et al.* 2009). En cada uno de dichos puntos se llevó a cabo un conteo de 5 min, en el cual se registraron todas las especies y número de individuos detectados visual y acústicamente dentro y fuera de un radio de 25 m. Las aves que inicialmente fueron observadas fuera del radio pero que durante los 5 min se desplazaron al interior fueron consideradas dentro del radio, al igual que las aves que se alejan del radio a la llegada del observador (Ralph *et al.* 1993).

Cada muestreo consistió en observaciones de aves realizadas por dos observadores a lo largo de una serie de 15 puntos de conteo, por la mañana (06:00–9:00 h) y por la tarde (14:30–17:30 h). Uno de los observadores se encargó de identificar todas las especies de aves y contar el número de individuos, mientras que el otro contribuyó con la detección de aves, estaba pendiente del tiempo de conteo y el registro de datos. El esfuerzo de

muestreo consistió en un total de 300 conteos en puntos de radio fijo, acumulándose aproximadamente 60 h de observación. Para el listado de aves se siguió el ordenamiento taxonómico en la Lista Oficial de Aves de Costa Rica (Obando Calderón *et al.* 2008).

Análisis estadísticos. En los análisis estadísticos se excluyeron las especies aéreas y aquellas detectadas de paso o sobrevolando el área (Apodidae e Hirundinidae), dado la dificultad de determinar si estaban o no utilizando el hábitat. Para calcular la riqueza de especies esperada para los hábitats se utilizó el estimador Chao 1 (Colwell & Coddington 1994) y para conocer el grado de traslape de las especies entre los hábitats, se calculó el coeficiente de similitud de Jaccard (Krebs 1989). Las comparaciones entre hábitats se realizaron usando cuatro parámetros distintos: riqueza específica, diversidad, equidad y abundancia relativa. Se calcularon los valores totales de estos parámetros para cada hábitat, como así también los valores medios obtenidos de los cinco muestreos en cada hábitat.

Para el cálculo de la riqueza total se consideraron aquellas especies detectadas tanto dentro como fuera del radio fijo y entre puntos de conteo. Mientras que para el análisis de la abundancia, diversidad y equidad sólo se tomaron en cuenta las aves detectadas dentro del radio fijo. La riqueza fue cuantificada como el número de especies presentes (Brower *et al.* 1989, Schulze *et al.* 2004) y como medida de diversidad se calculó el índice de Shannon Wiener (H') (Peet 1975, Magurran 1988). La equidad (J') se calculó a través del índice de Pielou (Pielou 1969), expresado como: $J' = H' / \ln(S)$, donde H' es el índice de Shannon Wiener y S es la riqueza de especies.

Para estimar la abundancia relativa de las diferentes especies se calculó el número medio de individuos detectados en 100 puntos de conteo y se establecieron categorías

agrupando las especies de menor a mayor abundancia (Martínez 2007). La estimación de la abundancia relativa está sesgada por la probabilidad específica de detección, por lo que las comparaciones de estos valores entre especies no son del todo adecuadas a menos que se incluyan en los análisis algún método de corrección. Sin embargo, en términos generales, estas estimaciones constituyen una referencia para conocer qué tan abundante es una especie y permite comparaciones entre hábitats. Para comparar la riqueza y la diversidad de especies entre hábitats se utilizó análisis de varianza (ANOVA) de dos factores (hábitat y número de muestreo) y para la abundancia relativa promedio y equidad se utilizó la prueba Kruskal Wallis. Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas con el programa Infostat versión 2009 (www.infostat.com.ar) para un nivel de significancia del 5% y se comprobaron los supuestos para pruebas paramétricas antes de aplicar ANOVA.

RESULTADOS

Se registraron un total de 79 especies de aves, de las cuales 59 fueron residentes (75%) y 20 migratorias (25%), distribuidas en 10 órdenes y 25 familias (Apéndice 1). El número total de individuos registrados para ambos hábitats a lo largo del estudio fue de 743. Las familias mejor representadas en términos de especies fueron Tyrannidae y Parulidae con 12 especies cada una, seguidas por Turdidae con 9 especies. El coeficiente de similitud de Jaccard para los hábitats estudiados fue del 51,9%. Del total de especies registradas, 41 (51,9%) fueron detectadas en ambos hábitats, 25 (31,6%) exclusivamente en BN y 13 (16,5%) exclusivamente en PE. Según el estimador Chao 1, se detectaron el 98,5% del total de especies en BN y el 94,7% en PE, lo cual indica que podrían encontrarse más especies con un mayor esfuerzo de muestreo en ambos hábitats.

Las cinco especies más abundantes en BN fueron en orden de importancia, *Chlorospingus ophthalmicus*, *Catbarus ustulatus*, *Basileuterus culicivorus*, *Wilsonia pusilla* y *Myioborus miniatus*, las cuales estuvieron en un rango de 24–71 individuos/100 puntos de conteo. Mientras que en PE fueron *Troglodytes aedon*, *B. rufifrons*, *B. culicivorus*, *C. ustulatus* y *W. pusilla*, con un rango de 20–30 individuos/100 puntos de conteo. Estas 10 especies representaron el 48% de la abundancia relativa total tanto para BN como para PE.

La riqueza específica promedio registrada en BN fue de $27,67 \pm 9,24$ mientras que para PE fue de $20,8 \pm 7,12$ ($F_{1,4} = 12,36$, $P = 0,0245$). El índice de diversidad de Shannon resultó muy similar en ambos hábitats, siendo $H' = 2,67$ para BN y $H' = 2,32$ para PE ($H = 0,27$, $P = 0,69$). La equidad resultó alta para ambos hábitats, siendo $J' = 0,87$ para BN y $J' = 0,75$ para PE ($H = 1,09$, $P = 0,33$). Con respecto a la abundancia relativa promedio, la mayoría de las especies presentaron valores mayores en BN con un promedio de $5,89 \pm 11,61$ con respecto a PE que presentó un promedio de $3,51 \pm 7,06$ ($H = 8,5$, $P = 0,0026$). Las categorías de abundancia muestran que la mayoría de las especies tienen una abundancia relativa baja. (Fig. 1).

DISCUSIÓN

Riqueza específica y abundancia relativa. El análisis del valor de importancia de las especies cobra particular relevancia si se toma en cuenta que el objetivo de medir la diversidad biológica es, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que permita tomar decisiones o emitir recomendaciones en favor de la conservación de las especies o áreas, o bien para el monitoreo del efecto de las perturbaciones en los ecosistemas (Moreno 2001). Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies de aves que por su escasa representa-

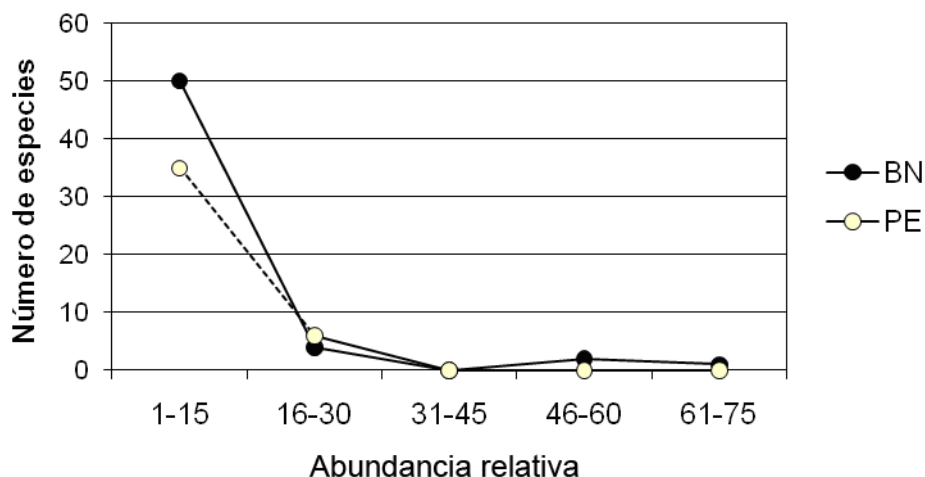


FIG. 1. Categorías de abundancia relativa promedio de las especies de aves registradas en la Reserva Forestal Grecia, Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Costa Rica. Referencias: BN = Bosque Nativo; PE = Plantación Exótica.

tividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales. Además, identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia de las especies o en la dominancia, constituye una alerta con respecto a procesos empobrecedores (Magurran 1988). Las plantaciones de coníferas en la RF Grecia bien pueden ser consideradas como un tipo de perturbación permanente, especialmente si no están siendo utilizadas de manera considerable por las poblaciones de aves y sólo una pequeña proporción de la avifauna resulta beneficiada.

El reemplazo de bosques nativos tropicales por plantaciones, bien sean de carácter productivo o con fines de conservación y/o protección, ha generado tres principales debates: el efecto sobre la biodiversidad, los suelos y los recursos hídricos. El efecto sobre la riqueza y diversidad de especies, así como sobre los suelos, es generalmente negativo (Savill & Evans 1986, Sawyer 1993). Debido a la dificultad que tienen las especies vegetales nativas para establecerse en el área

de las plantaciones de coníferas, no se desarrolla un sotobosque, lo cual determina una estructura menos compleja debido a una menor cantidad de estratos vegetales, determinando a su vez una menor cantidad de recursos (Salinas *et al.* 2007). Con relación a esto, hay que considerar que la generación y el mantenimiento de la diversidad biológica dependen de factores como la heterogeneidad espacial o de hábitats y la estabilidad ambiental.

En este estudio se presentó un mayor número de especies en BN con respecto a PE, coincidiendo con Barlow *et al.* (2007) quienes compararon la comunidad de aves entre bosque nativo y plantaciones de eucalipto. Una mayor riqueza específica podría explicarse con base a la hipótesis de la heterogeneidad de hábitat, que constituye una de las piedras angulares en ecología (Simpson 1949, MacArthur & Wilson 1967, Lack 1969). Esta hipótesis asume que los hábitats estructuralmente complejos pueden soportar un mayor número de especies, ya que ofrecen más recursos habitacionales y alimenticios (Bazzaz

1975). En la mayoría de los hábitats, la comunidad vegetal determina la estructura física del ambiente y por lo tanto tiene considerable influencia sobre la distribución e interacciones de especies animales (Lawton 1983, McCoy & Bell 1991).

Las plantaciones, en particular los monocultivos, tienden a simplificar al máximo el paisaje, haciendo que esta homogeneización del medio limite la diversidad biológica y la estabilidad de los ecosistemas. Debido a una menor disponibilidad de recursos, se esperaría que las especies presentes fueran menos abundantes en dichas plantaciones con respecto a hábitats estructuralmente más complejos, lo cual concuerda con los resultados obtenidos en este estudio. A su vez, las categorías de abundancia muestran que la mayoría de las especies tienen una abundancia relativa baja. Estos resultados son consistentes con reportes previos sugiriendo que los bosques neotropicales poseen típicamente una alta riqueza de especies pero la mayoría de estas son raras (Terborgh *et al.* 1990, Thiollay 1999).

Diversidad de especies y equidad. Numerosos estudios han encontrado una correlación positiva entre la diversidad de especies y la estructura del hábitat para aves (ej. Wiens & Rotenberry 1981, Thiollay 1990, Poulsen 2002), como así también para otros grupos de vertebrados como mamíferos (Southwell *et al.* 1999, Williams *et al.* 2002), anfibios (Atauri & Lucio 2001) y reptiles (Pianka 1967). Lo anterior concuerda con Salazar (1988), quien se refiere a la escasa fauna silvestre en ciertos sectores de la RF Grecia, debido a que las plantaciones exóticas no brindan un hábitat apropiado para las diferentes especies de fauna. Por lo tanto, la presencia de estas plantaciones podría considerarse como una perturbación para aquellas especies de aves que dependen del bosque nativo, al reducir la disponibilidad de sitios potenciales para la alimentación y nidifica-

ción, afectando de esta forma su supervivencia y reproducción.

Por otro lado, algunos autores como Gotelli & Graves (1996) y Barrantes & Sandoval (2009) han señalado los problemas inherentes a los índices para cuantificar la diversidad alfa, en particular el índice de Shannon-Wiener, que es el que se ha utilizado más ampliamente. Uno de los problemas conceptuales relacionados con este índice consiste en la dificultad de interpretar el valor calculado, el cual tiene poco o ningún significado en sí mismo. Incluso cuando un índice de diversidad es aplicado a un grupo de datos, como un grupo de especies y sus abundancias, las especies pierden su "identidad" y por lo tanto poco se puede inferir sobre su rol en la comunidad y menos aún sobre los patrones evolutivos y biogeográficos de las especies involucradas (Losos & Miles 1994, Roig Juárez & Flores 2001). Esto podría explicar la alta similitud en la diversidad de especies entre hábitats que se encontró en este estudio. A su vez, los valores de equidad altos encontrados indican una distribución más o menos homogénea de las especies de aves para ambos hábitats.

Con base a los resultados obtenidos en este estudio, el bosque nativo demuestra desempeñar un rol en la conservación de la avifauna más importante que la plantación exótica de coníferas. Por lo tanto, algunas medidas de manejo podrían favorecer a las comunidades de aves en la Reserva Forestal Grecia, tales como la implementación de estrategias de restauración ecológica que permitan el remplazo gradual de la vegetación exótica por nativa, ofreciendo más recursos para las poblaciones de aves. Además, se recomienda llevar a cabo otros estudios en plantaciones de coníferas que contribuyan a una mejor comprensión del rol que desempeñan dichas plantaciones en el mantenimiento de las poblaciones de aves y la biodiversidad en general.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Estatal a Distancia (UNED) por el apoyo financiero para el desarrollo de este proyecto, como así también a funcionarios del MINAET y en particular de la Reserva Forestal Grecia por su colaboración durante la fase de campo. Le agradezco a Ligia Bermúdez por su colaboración con los análisis estadísticos, y a Julián Monge y Johnny Villarreal por sus comentarios sobre este manuscrito.

REFERENCIAS

- Atauri, J. A., & J. V. de Lucio. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecol.* 16: 147–159.
- Barlow, J., L. A. M. Mestre, T. A. Gardner, & C. A. Peres. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol. Conserv.* 136: 212–231.
- Barrantes, G., & L. Sandoval. 2009. Conceptual and statistical problems associated with the use of diversity indices in ecology. *Rev. Biol. Trop.* 57: 451–460.
- Bazzaz, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485–488.
- Bermúdez, T., & J. A. Florez. 2001. Monitoreo de la sostenibilidad ecológica de las plantaciones forestales de Panamerican woods. Informe de consultoría, San José, Costa Rica.
- Brower, J., J. Zar, & C. von Ende. 1989. Field and laboratory methods for general ecology. 3rd ed. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, USA.
- Canet, L. 2005. Ficha técnica para el diseño y oficialización del Corredor Biológico Alexander Skutch. Centro Científico Tropical (CCT), San José, Costa Rica.
- Cerezo, A., C. S. Robbins, & B. Dowell. 2009. Uso de hábitats modificados por aves dependientes de bosque tropical en la región caribeña de Guatemala. *Rev. Biol. Trop.* 57: 401–419.
- Colwell, R. K., & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. T. Roy. Soc. B* 345: 101–118.
- Gotelli, N. J., & G. R. Graves. 1996. Null models in ecology. Smithsonian Institution, Washington, DC.
- Hernández Baños, B. E., A. Townsend, A. G. Navarro-Sigüenza, & B. P. Escalante Pliego. 1995. Bird faunas of the humid montane forests of Mesoamerica: biogeographic patterns and priorities for conservation. *Bird Conserv. Int.* 5: 251–277.
- Holdridge, L. R. 1969. Life zone ecology. Tropical Science Center, San José, Costa Rica.
- Krebs, C. J. 1989. Ecological methodology. Univ. of British Columbia. Harper Collins, New York, New York.
- Lack, D. 1969. The numbers of bird species on islands. *Bird Study* 16: 193–209.
- Lawton, J. H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annu. Rev. Entomol.* 28: 23–39.
- Losos, J., & D. B. Miles. 1994. Adaptation, constraint, and the comparative method: phylogenetic issues and methods. Pp. 60–98 *en* Wainwright, P. C., & S. M. Reilly (eds.). *Ecological morphology. integrative organismal biology.* Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- MacArthur, R. H., & E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- Martínez, M. A. 2007. Avifauna del Bosque Mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Rev. Mex. Biodivers.* 78: 149–162.
- McCoy, E. D., & S. S. Bell. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. Pp. 3–27 *en* Bell, S. S., E. D. McCoy, & H. R. Mushinsky (eds.). *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space.* Chapman & Hall, London, UK.
- Montagnini, F., M. Guariguata, A. Mariscal, N. Ribeiro, & D. Shepherd. 1999. Reforestación con especies nativas para la recuperación de parcelas degradadas: experiencia en tres regiones de Latinoamérica. Primer Seminario Centroamericano, Siguatepeque, Honduras.

- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Ed. CYTED, Zaragoza, España.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355–364.
- Obando Calderón, G., J. Chaves Campos, R. Garrigues, G. Monge, M. Montoya, O. Ramírez, L. Sandoval, & J. Villarreal Orias. 2008. Lista oficial de las aves de Costa Rica 2008. Asociación Ornitológica de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Pearce, J. L., & L. A. Venier. 2005. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *Forest Ecol. Manage.* 208: 53–175.
- Pearce, J. L., & L. A. Venier. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. *Ecol. Indic.* 4: 780–793.
- Peele, R. K. 1975. Relative diversity indices. *Ecology* 56: 496–498.
- Pianka, E. R. 1967. On lizard species diversity: North American flatland deserts. *Ecology* 48: 333–351.
- Pielou, E. C. 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley, New York, New York.
- Poulsen, B. O. 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodivers. Conserv.* 11: 1551–1566.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. Martin, D. F. DeSante, & B. Milá. 1993. Handbook of field methods for monitoring landbirds. Pacific Southwest Research Station, Albany, California.
- Roig Juñent, S., & G. E. Flores. 2001. Historia biogeográfica de las áreas áridas de América del Sur austral. Pp. 257–272 *en* Morrone J. J., & J. Llorente Bourquets (eds.). Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía. Las Prensas de Ciencia, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Salazar, A. 1988. Reconocimiento ecológico de la Reserva Forestal de Grecia: la fauna silvestre. Municipalidad de Grecia, Grecia, Costa Rica.
- Salinas, L., C. Arana, & V. Pulido. 2007. Diversidad, abundancia y conservación de aves en un agroecosistema del desierto de Ica, Perú. *Rev. Peruana Biol.* 13: 155–168.
- Savill, P. S., & J. Evans. 1986. Plantation silviculture in temperate regions: with special reference to the British Isles. Clarendon, Oxford, UK.
- Sawyer, J. 1993. Plantations in the tropics. IUCN, Gland, Suiza.
- Schulze, C. H., M. Waltert, P. J. A. Kessler, R. Pitopang, Shahabuddin, D. Veddeker, M. Mühlberg, S. R. Gradstein, C. Leuschner, I. Steffan-Dewenter, & T. Tschardt. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds and insects. *Ecol. Appl.* 14: 1321–1333.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- SINAC. 2008. Plan de Manejo Reserva Forestal Grecia (Borrador). Sistema Nacional de Áreas Protegidas. MINAET, San José, Costa Rica.
- Southwell, C. J., S. C. Cairns, A. R. Pople, & R. Delaney. 1999. Gradient analysis of macropod distribution in open forest and woodland of eastern Australia. *Aust. J. Ecol.* 24: 132–143.
- Terborgh, J. W., S. K. Robinson, T. A. Parker III, C. A. Munn, & N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecol. Monogr.* 60: 213–238.
- Thiollay, J. M. 1990. Comparative diversity of temperate and tropical forest bird communities - the influence of habitat heterogeneity. *Acta Oecol.* 11: 887–911.
- Thiollay, J. M. 1999. Bird community structure of a primary rain forest in Guinea: changes with scale and disturbance. Pp. 2580–2590 *in* Adams, N. J., & R. H. Slowtow (eds.). Proc. 22th Int. Ornithol. Congress. Birdlife, Durban, South Africa.
- Wiens, J. A., & J. T. Rotenberry. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecol. Monogr.* 51: 21–41.
- Williams, S. E., H. Marsh, & J. Winter. 2002. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: Small mammals in Australian tropical rain forest. *Ecology* 83: 1317–1329.
- Wormald, T. J. 1995. Plantaciones forestales mixtas y puras de zonas tropicales y subtropicales. Estudio fao montes 103. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Rome, Italia.
- Zurita, G. A., N. Rey, D. M. Varela, M. Villagra, &

M. I. Bellocq. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local

and regional perspectives. Forest Ecol. Manage. 235: 164–173.

APÉNDICE 1. Especies de aves detectadas en la Reserva Forestal Grecia, Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Costa Rica. Referencias: ¹V = en Vuelo; ²Status: R = Residente; M = Migratorio; ³BN = Bosque Nativo, ⁴PE = Plantación Exótica. Aquellas especies registradas entre puntos de conteo fueron incluidas en la lista pero no consideradas para el cálculo de la abundancia relativa.

Orden y familia	Nombre científico	Status ²	BN ³	PE ⁴
TINAMIFORMES				
Tinamidae	<i>Crypturellus soni</i>	R	-	1,33 ± 0,45
GALLIFORMES				
Cracidae	<i>Chamaepetes unicolor</i>	R	4,00 ± 0,89	1,33 ± 0,45
Odonthoporidae	<i>Dendrortyx leucophrys</i>	R	-	-
Odonthoporidae	<i>Odontophorus leucolaemus</i>	R	-	-
Odonthoporidae	<i>Odontophorus guttatus</i>	R	2,67 ± 0,89	-
FALCONIFORMES				
Falconidae	<i>Micrastur ruficollis</i>	R	-	-
COLUMBIFORMES				
Columbidae	<i>Patagioenas flavirostris</i>	R	-	2,67 ± 0,89
Columbidae	<i>Patagioenas fasciata</i>	R	2,67 ± 0,89	-
Columbidae	<i>Patagioenas subvinacea</i>	R	17,33 ± 5,27	-
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	R	2,67 ± 0,55	1,33 ± 0,45
CUCULIFORMES				
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	R	2,67 ± 0,89	2,67 ± 0,89
STRIGIFORMES				
Strigidae	<i>Glaucidium costaricanum</i>	R	-	-
APODIFORMES				
Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i> ¹	R	-	-
Trochilidae	<i>Colibri thalassinus</i>	R	5,33 ± 1,10	-
Trochilidae	<i>Amazilia tzacatl</i>	R	1,33 ± 0,45	1,33 ± 0,45
Trochilidae	<i>Lampornis calolaemus</i>	R	4,00 ± 0,89	-
Trochilidae	<i>Selasphorus scintilla</i>	R	-	2,67 ± 0,89
TROGONIFORMES				
Trogonidae	<i>Trogon collaris</i>	R	5,33 ± 1,79	-
Trogonidae	<i>Trogon aurantiiventris</i>	R	1,33 ± 0,45	-
Momotidae	<i>Momotus momota</i>	R	-	1,33 ± 0,45
PICIFORMES				
Ramphastidae	<i>Semnornis frantzii</i>	R	2,67 ± 0,89	-
Ramphastidae	<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	R	8,00 ± 0,84	-
Picidae	<i>Picooides villosus</i>	R	2,67 ± 0,89	2,67 ± 0,55
Picidae	<i>Colaptes rubiginosus</i>	R	2,67 ± 0,89	1,33 ± 0,45
PASSERIFORMES				
Furnariidae	<i>Thripadectes rufobrunneus</i>	R	1,33 ± 0,45	-
Furnariidae	<i>Xipborhynchus erythropygius</i>	R	2,67 ± 0,55	-
Furnariidae	<i>Lepidocolaptes affinis</i>	R	10,67 ± 1,52	1,33 ± 0,45

APÉNDICE 1. Continuación (Passeriformes).

Familia	Nombre científico	Status ²	BN ³	PE ⁴
Tyrannidae	<i>Elaenia frantzii</i>	R	4,00 ± 0,89	-
Tyrannidae	<i>Mionectes olivaceus</i>	R	4,00 ± 1,34	-
Tyrannidae	<i>Zimmerius vilissimus</i>	R	12,00 ± 1,92	4,00 ± 0,89
Tyrannidae	<i>Contopus sordidulus</i>	MN	-	1,33 ± 0,45
Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	MN	-	-
Tyrannidae	<i>Empidonax flaviventris</i>	MN	-	2,67 ± 0,89
Tyrannidae	<i>Empidonax trailli</i>	MN	-	5,33 ± 1,79
Tyrannidae	<i>Empidonax flavescens</i>	R	4,00 ± 0,89	-
Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	MN	2,67 ± 0,89	1,33 ± 0,45
Tyrannidae	<i>Myiarchus crinitus</i>	MN	1,33 ± 0,45	2,67 ± 0,89
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	-	-
Tyrannidae	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	MS	-	2,67 ± 0,89
Pipridae	<i>Chirosciphia linearis</i>	R	-	4,00 ± 1,34
Vireonidae	<i>Vireo flavifrons</i>	MN	1,33 ± 0,45	-
Vireonidae	<i>Vireo leucophrys</i>	R	5,33 ± 1,79	-
Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i>	R	5,33 ± 1,30	10,67 ± 2,07
Corvidae	<i>Cyanolyca cucullata</i>	R	5,33 ± 0,45	-
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> ¹	R, MS	-	-
Troglodytidae	<i>Thryothorus modestus</i>	R	6,67 ± 1,41	2,67 ± 0,55
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	R	4,00 ± 0,89	30,67 ± 4,83
Troglodytidae	<i>Henicorbina leucophrys</i>	R	20,00 ± 2,12	6,67 ± 1,22
Turdidae	<i>Myadestes melanops</i>	R	4,00 ± 1,34	-
Turdidae	<i>Catharus aurantiirostris</i>	R	4,00 ± 0,89	17,33 ± 3,78
Turdidae	<i>Catharus fuscater</i>	R	4,00 ± 0,89	-
Turdidae	<i>Catharus minimus</i>	MN	1,33 ± 0,45	-
Turdidae	<i>Catharus ustulatus</i>	MN	52,00 ± 10,96	26,67 ± 6,36
Turdidae	<i>Hilocybcla mustelina</i>	MN	1,33 ± 0,45	1,33 ± 0,45
Turdidae	<i>Turdus plebejus</i>	R	5,33 ± 0,84	1,33 ± 0,45
Turdidae	<i>Turdus obsoletus</i>	R	1,33 ± 0,45	-
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	R	1,33 ± 0,45	1,33 ± 0,45
Parulidae	<i>Vermivora chrysoptera</i>	MN	4,00 ± 0,89	1,33 ± 0,45
Parulidae	<i>Vermivora peregrina</i>	MN	4,00 ± 0,89	1,33 ± 0,45
Parulidae	<i>Parula gutturalis</i>	R	2,67 ± 0,89	-
Parulidae	<i>Dendroica virens</i>	MN	5,33 ± 1,10	13,33 ± 2,00
Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	MN	4,00 ± 0,55	2,67 ± 0,55
Parulidae	<i>Seiurus aurocapilla</i>	MN	2,67 ± 0,89	1,33 ± 0,45
Parulidae	<i>Seiurus motacilla</i>	MN	-	1,33 ± 0,45
Parulidae	<i>Wilsonia pusilla</i>	MN	28,00 ± 1,10	20,00 ± 1,41
Parulidae	<i>Myioborus miniatus</i>	R	24,00 ± 3,78	14,67 ± 1,92
Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	R	48,00 ± 7,35	28,00 ± 6,80
Parulidae	<i>Basileuterus rufifrons</i>	R	9,33 ± 1,34	29,33 ± 4,39
Parulidae	<i>Basileuterus tristriatus</i>	R	2,67 ± 0,55	6,67 ± 2,24
Thraupidae	<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	R	70,67 ± 4,39	5,33 ± 1,10
Thraupidae	<i>Piranga rubra</i>	MN	1,33 ± 0,89	-
Thraupidae	<i>Piranga bidentata</i>	R	8,00 ± 1,10	9,33 ± 1,67

APÉNDICE 1. Continuación (Passeriformes).

Familia	Nombre científico	Status ²	BN ³	PE ⁴
Thraupidae	<i>Piranga leucoptera</i>	R	-	-
Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	R	-	-
Emberizidae	<i>Pselliophorus tibialis</i>	R	-	-
Emberizidae	<i>Atlapetes albinucha</i>	R	5,33 ± 1,79	-
Emberizidae	<i>Arremon brunneinucha</i>	R	5,33 ± 1,79	-
Emberizidae	<i>Melospiza leucotis</i>	R	-	-
Fringillidae	<i>Chlorophonia callophrys</i>	R	2,67 ± 1,10	-