

**EFFECTO DEL RETAMO ESPINOSO (*ULEX EUROPAEUS*) SOBRE LAS AVES DE BORDE EN UN BOSQUE ALTOANDINO****Effects of Gorse (*Ulex europaeus*) on the birds of a high Andean forest edge****Ángela María Amaya-Villarreal***Departamento de Biología, Universidad de Los Andes, Bogotá D.C., Colombia.  
am.amaya.villarreal@gmail.com***Luis Miguel Renjifo***Departamento de Ecología y Territorio, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá D.C., Colombia.  
lmrenjifo@javeriana.edu.co***RESUMEN**

El impacto de las especies invasoras es una de las principales amenazas que pesa sobre la biodiversidad. El retamo espinoso (*Ulex europaeus*) es una de las peores especies invasoras de plantas del mundo y ha sido introducida en varias regiones altoandinas, con un impacto considerable en la composición y estructura de la vegetación. Sin embargo, su efecto sobre las aves altoandinas es desconocido. El retamo espinoso no tiene flores polinizadas por aves ni produce frutos consumidos por aves, en contraste con muchos arbustos nativos. Además, su follaje es espinoso y tiene una estructura diferente a la de las plantas nativas. Por lo tanto, la invasión del retamo podría afectar la disponibilidad de alimento para las aves. Caracterizamos la composición y estructura de la vegetación en bordes de bosque altoandino de la Cordillera Oriental colombiana con y sin retamo, así como la riqueza y abundancia relativa de las especies de aves. En bordes invadidos por retamo espinoso la densidad de la vegetación es dos veces mayor que en bordes no invadidos, mientras que la densidad de arbustos nativos está severamente reducida en los bordes invadidos. Por otra parte, la abundancia total de aves no fue afectada por la presencia del retamo, pero al nivel de especie se encontró que *Colaptes rivoli* evita los bordes con retamo espinoso y que hay un impacto negativo sobre *Turdus fuscater*. Por el contrario, *Diglossa humeralis* y *Basileuterus nigrocristatus* fueron más abundantes en bordes con retamo espinoso. Estos resultados evidencian un efecto moderado de la invasión sobre el conjunto de la avifauna, probablemente como resultado de la composición de la avifauna misma. La avifauna en el área de estudio está empobrecida, pues han desaparecido casi todos los grupos de aves sensibles a la transformación del paisaje. En consecuencia, la comunidad está compuesta por especies generalistas de las cuales podría esperarse plasticidad frente a los cambios de hábitat.

**Palabras clave:** aves de borde, bosque altoandino, especies invasoras, retamo espinoso, *Ulex europaeus*.

**ABSTRACT**

The impact of invasive species is one of the most important threats to biodiversity. Gorse (*Ulex europaeus*) is one of the worst invasive species of plant in the world. It has been introduced in high Andean regions, with a considerable impact on the composition and structure of vegetation. However, its effect on high Andean birds is unknown. Gorse does not have bird-pollinated flowers nor fruit consumed by birds, as opposed to most native shrubs. In addition, its

foliage is spiny and has a different structure than that of native shrubs. Therefore, gorse invasion is likely to affect food availability for birds. We characterized vegetation composition and structure in high Andean forest edges with and without gorse, as well as species richness and relative abundance of bird species. Shrub density was twice as high in edges invaded by gorse than in those without gorse, whereas abundance of native shrubs was severely reduced in invaded edges. On the other hand, the overall abundance of birds was not affected by gorse, but at the species level we found that *Colaptes rivolii* avoids edges with gorse, and the presence of this plant had a negative impact on *Turdus fuscater*. In contrast, *Diglossa humeralis* and *Basileuterus nigrocristatus* were more abundant in forest edges invaded by gorse. These results give evidence of a moderate effect of the invasion on the avifauna as a whole, likely as a result of the composition of the community. The avifauna in the study area is depauperate because almost all groups sensitive to landscape transformation are gone; accordingly, it is composed by generalist species that are likely resilient to habitat changes.

**Keywords:** edge birds, gorse, High Andean forest, invasive species, *Ulex europaeus*.

## INTRODUCCIÓN

El impacto de las especies invasoras es una de las principales amenazas que pesa sobre la biodiversidad. Se considera que una especie exótica es invasora cuando permanece en el ecosistema donde ha sido introducida y ocasiona perturbaciones severas al desplazar especies nativas o afectar el funcionamiento de componentes del ecosistema (Lowe et al. 2000, Mooney and Hobbs 2000, Primack et al. 2001, McNeely 2006). Numerosos estudios evidencian los efectos de las plantas exóticas sobre la biodiversidad (e.g., Higgins et al. 1999, Davis et al. 2000, Pauchard & Shea 2006), y varios han demostrado que las plantas invasoras tienen un efecto negativo sobre la vegetación nativa (Gerber et al. 2008) y sobre la fauna (Berndt et al. 2008, Crystal & Naomi 2005). Algunos estudios han documentado el impacto de plantas exóticas sobre las aves nativas, concluyendo en su mayoría que dichos efectos son negativos (e.g Schmidt & Whelan 1999, Dean et al. 2002, Laiolo et al. 2002, Lloyd & Martin 2005). Por ejemplo, en Illinois (Estados Unidos), las aves anidan con mayor frecuencia en una planta exótica del género *Lonicera*, pero la tasa de depredación de nidos ubicados en esta planta es mayor que en aquellos ubicados en plantas nativas (Schmidt & Whelan 1999). De modo similar, el éxito reproductivo de *Calcarius ornatus* en Montana es menor en hábitats dominados por especies de plantas exóticas, pero a pesar de esto, esta ave no prefiere los hábitats dominados por plantas nativas

(Lloyd & Martin 2005). Algunos estudios han documentado que las comunidades de aves son menos diversas en lugares dominados por plantas exóticas que en lugares donde predominan las plantas nativas (Dean et al. 2002, Laiolo et al. 2002), mientras que otros no han encontrado diferencias (Durán & Kattan 2005, Lentijo & Kattan 2005). Los efectos de las plantas exóticas no siempre son negativos pues en algunas regiones las aves utilizan los recursos que éstas ofrecen como frutos, néctar, semillas y follaje (Corlett 2005, Muñoz et al. 2007). En contraste con los múltiples estudios sobre el impacto de las especies invasoras hechos en otros continentes, en Sur América las investigaciones sobre este tema son escasas (Rodríguez 2001).

Los bordes de bosque son más propensos a las invasiones de especies foráneas que el interior del bosque. Esto se debe a que los bordes tienen mayor disponibilidad de luz, actúan como corredores o vías de dispersión y en general los cambios en la estructura de los hábitats facilitan que prosperen las especies invasoras (Brothers & Spingarn 1992, Murcia 1995, Parendes & Jones 2000). Por esta razón, las comunidades de plantas y animales que habitan los bordes de bosque podrían verse especialmente afectadas por las especies invasoras.

El retamo espinoso (Fabaceae, *Ulex europaeus*) ha sido clasificado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza como una de las cien peores especies invasoras del mundo (Lowe et

al. 2000). Este es un arbusto leñoso siempreverde, espinoso, perenne, originario de los matorrales del occidente de Europa y las costas del Mediterráneo (Lowe et al. 2000, Leary et al. 2006, Tarayre et al. 2007). Algunos colonos europeos introdujeron esta planta en varias partes del mundo, donde se expandió exitosamente (Vargas 2006). Actualmente, el retamo espinoso es una planta invasora de importancia en Nueva Zelanda (Harris et al. 2004), Hawaii (Leary et al. 2006), Estados Unidos, Chile y Australia (Hill & Gourlay 2002). Esta especie ha sido introducida varias veces en Colombia, en ocasiones es utilizada como cerca viva y se comporta como invasora en los departamentos de Cundinamarca y Antioquia, con informes sobre su presencia desde 1932 (Vargas 2006). En el altiplano de la cordillera Oriental en Cundinamarca y Boyacá existen zonas con infestaciones severas de la especie, especialmente en potreros, zonas perturbadas y bordes de bosque, mientras que el interior de bosque aparentemente es menos susceptible a la invasión excepto en claros naturales (L. M. Renjifo, obs. pers.).

La naturaleza invasora de *U. europaeus* se relaciona con varios factores, como su tipo de crecimiento que forma un denso matorral, el crecimiento perenne de largo plazo y la gran resistencia de su banco de semillas (Chater 1931, Ivens 1983, Hill et al. 2001, Lee et al. 1986). Además, su reproducción asexual a partir de estructuras vegetativas es un mecanismo muy exitoso para la dispersión local (Kolar and Lodge 2001). Igualmente, sus poblaciones de matorrales densos y espinosos, además de excluir la vegetación nativa, detienen la sucesión y alteran el régimen natural de disturbios al incrementar el riesgo de incendios (Vargas 2006). Además, el retamo espinoso no tiene flores polinizadas por las aves ni produce frutos carnosos consumidos por ellas, en contraste con muchos de los arbustos nativos. Su follaje es espinoso y tiene una estructura diferente a la de las plantas nativas. Por todo esto, la presencia del retamo podría afectar la disponibilidad o accesibilidad de alimento para las aves.

A pesar de la gran importancia para la conservación que tiene el control de *U. europaeus* en los lugares donde se comporta como una planta invasora, son

muy pocos los estudios sobre su efecto sobre la fauna donde ha sido introducida. Por ejemplo, se ha encontrado un efecto negativo del retamo espinoso sobre especies de aves particulares, como los chorlitos *Charadrius sanctaehelenae*, endémico de la Isla de Santa Helena, y *Anarhynchus frontalis*, endémico de Nueva Zelanda (McCulloch & Norris 2001, Riegen & Dowding 2003). Además, en Long Island (Estados Unidos) se encontró que el retamo espinoso facilita la invasión de ratas, otra especie exótica e invasora (Quillfeldt et al. 2008). Por el contrario, en otros lugares donde el retamo espinoso ha sido introducido se ha encontrado que éste ofrece beneficios a comunidades de insectos, reptiles, anfibios o pequeños mamíferos. Por ejemplo, los insectos nativos prefirieron como hábitat los matorrales de retamo en lugar de los arbustos nativos en Nueva Zelanda (Harris et al. 2004), y muchas especies endémicas de reptiles y anfibios usaron el retamo como alimento y refugio en Sri Lanka (McNelly 2006). No obstante, no hemos encontrado estudios sobre el efecto del retamo espinoso sobre comunidades de aves en bosques altoandinos.

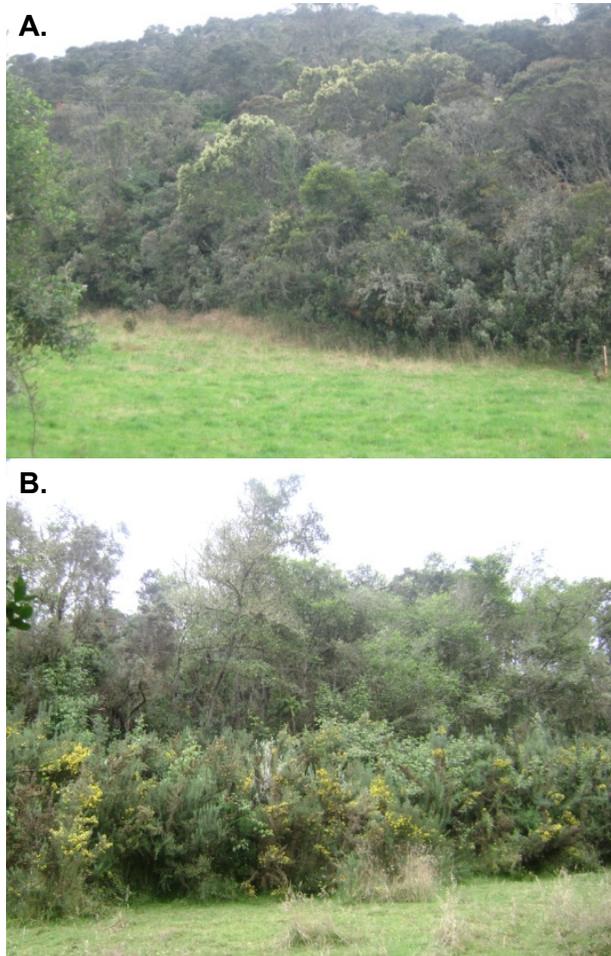
El propósito de este estudio fue evaluar el efecto de la invasión del retamo espinoso sobre la abundancia de diferentes especies de aves en los bordes de un bosque altoandino. Para esto, cuantificamos la abundancia de aves en lugares invadidos por *U. europaeus* y en lugares donde la especie estaba ausente. También cuantificamos la riqueza de especies vegetales en relación con la densidad del retamo espinoso en distintos bordes del bosque.

## MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO.- Hicimos este estudio en La Reserva Biológica Encenillo, perteneciente a la Fundación Natura Colombia, ubicada en el municipio de Guasca, departamento de Cundinamarca (04° 48' N, 73° 55' W), en la cordillera Oriental de los Andes colombianos. La reserva, que comprende un área de 195 ha, hace parte del área de amortiguación del Parque Nacional Natural Chingaza e incluye elevaciones entre 2800 y 3200 m (Martínez et al. 2005). La reserva y las áreas circundantes constituyen un paisaje heterogéneo en donde confluyen zonas relativamente extensas de bosques con zonas

extensas de pastizales para la ganadería vacuna y, en menor medida, cultivos de papa. Usualmente las áreas de bosque no forman fragmentos discretos pues están interconectadas por pequeños corredores boscosos interdigitados con áreas abiertas. En los bosques de la zona es dominante el encenillo (Cunoniaceae, *Weinmannia tomentosa*). Tanto en la reserva como fuera de ella existen zonas infestadas por retamo espinoso, especialmente en potreros, zonas de matorrales y bordes de bosque. En algunos sitios el retamo espinoso ha infestado el sotobosque de bosques secundarios pero no el de bosques maduros o primarios.

Como sitios de estudio seleccionamos 22 bordes en la interfase del bosque con potreros o con carreteras. De estos bordes, 11 se encontraban invadidos con retamo espinoso y 11 estaban libres de él (Fig. 1). Excepto por la presencia de retamo,



**Figura 1.** Bordes de bosque nativo en el área de estudio. **A.** sin retamo espinoso (*Ulex europaeus*). **B.** con *U. europaeus*.

los bordes no diferían en cuanto a su ubicación en el paisaje o la elevación. En cada borde dispusimos como unidad de muestreo un transecto de 50 m de longitud, siguiendo el contorno de la vegetación.

**COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE.-** Para caracterizar la vegetación arbórea de cada borde dispusimos una parcela de 50 m de largo y 2 m de profundidad medidos desde la base del tronco de los primeros árboles hacia el interior del bosque. Identificamos cada árbol ( $DAP \geq 10$  cm) y cada arbolito ( $5 \text{ cm} < DAP < 10$  cm) hasta género, medimos su área basal y estimamos el área basal en metros cuadrados por hectárea. Para cuantificar la composición de arbustos y de la vegetación del sotobosque, hicimos 10 subparcelas de  $1 \text{ m}^2$  dentro de cada transecto de  $2 \times 50$  m y contamos el número de tallos con  $DAP \geq 5$  cm a un metro de altura del suelo. De esta forma calculamos la densidad de arbustos por cada  $10 \text{ m}^2$ . Los arbustos fueron identificados hasta familia o género cuando fue posible. La identificación se hizo en el herbario del Museo de Historia Natural de La Universidad de Los Andes con asesoría de expertos en botánica sistemática de bosque altoandino.

**CENSO DE AVIFAUNA.-** Para determinar la composición de la avifauna y la abundancia relativa de cada especie en cada transecto, AMAV hizo conteos de las aves observadas y grabaciones de los cantos detectados caminando a lo largo de cada transecto durante un lapso de tiempo de entre 10 y 15 minutos (Bibby et al. 1992). Se registraron los individuos detectados desde el borde hasta 5 m hacia el interior del bosque, completando un área de  $250 \text{ m}^2$  por cada transecto. Sólo se contaron las aves posadas en la vegetación, no aquellas que pasaban volando sobre el transecto. Los muestreos se hicieron de 06:00 a 10:00 h y de 15:30 a 17:30 h, evitando censar en días lluviosos o con vientos fuertes. Cada transecto fue muestreado diez veces, siete en la mañana y tres en la tarde, desde febrero hasta mayo de 2009. Se procuró hacer las diez repeticiones a distintas horas y en días diferentes. Por esto, se hicieron las repeticiones en un orden inverso; por ejemplo, en el primer muestreo se inició en el transecto uno y se avanzó hacia el 11, en la primera repetición se procedió en dirección contraria y así sucesivamente (Reid et al. 2004, Flanders et al. 2006). La identificación visual se

hizo con ayuda de guías de campo (Hilty & Brown 1986, Asociación Bogotana de Ornitología 2000, Restall et al. 2007) y los registros auditivos se identificaron utilizando la Guía Sonora de Cantos de Aves de los Andes Colombianos (Álvarez et al. 2007). Estimamos la abundancia relativa de dos formas: el número promedio de individuos contados en cada transecto y la frecuencia de detección de cada especie durante los censos, la cual varía entre cero y diez. Esta última medición se basó en datos de presencia-ausencia.

**ANÁLISIS DE LOS DATOS.-** Con el objetivo de evaluar las diferencias estructurales entre los bosques de los dos tratamientos hicimos pruebas *t* para comparar el área basal de árboles y arbolitos (Zar 1999). Los datos de área basal de árboles fueron transformados con la raíz cuadrada para normalizarlos. Con el fin de contrastar la densidad de *U. europaeus* y arbustos nativos hicimos una prueba de Wilcoxon y una prueba *t*, respectivamente. Para comparar la similitud florística cualitativa entre los bordes invadidos por *U. europaeus* y los no invadidos, calculamos el coeficiente de Jaccard con base en la presencia y ausencia de especies (Galindo et al. 2003). Calculamos coeficientes individuales para árboles, arbolitos y arbustos.

Evaluamos la abundancia de aves a nivel del conjunto de especies y a nivel de especies individuales. Para lo primero tomamos en cuenta todas las especies observadas y para lo segundo solamente las especies registradas cinco veces o más durante los 220 muestreos. Obtuvimos dos estimativos de la abundancia relativa de las aves en cada tratamiento: el número promedio de individuos por transecto y la frecuencia relativa basada en presencia/ausencia durante las 10 repeticiones. Los resultados obtenidos mediante los dos estimativos no fueron siempre consistentes entre sí, por lo cual presentamos los resultados de ambos.

El promedio de número de aves por transecto y la frecuencia de detección no estuvieron normalmente distribuidos aún después de hacer transformaciones. Por esta razón, para evaluar el impacto de *U. europaeus* sobre la abundancia de las aves comparamos las abundancias entre

tratamientos mediante pruebas no paramétricas de Wilcoxon (Zar 1999). Todas las pruebas estadísticas se hicieron utilizando Statistix 9.0 (2008). Finalmente, estimamos la riqueza de especies para cada tratamiento con curvas de acumulación usando los estimadores de riqueza CHAO 1 (Chao 1984) y ACE (Chao & Lee 1992) utilizando el programa EstimateS 7.5.1 (Colwell 2005). Analizamos gráficamente la riqueza estimada comparando la curva de acumulación obtenida por cada estimador con la curva de acumulación de las especies observadas, en función del número acumulativo de censos.

Agrupamos las aves según el lugar donde se detectaron habitualmente en dos categorías: dosel o sotobosque, incluyendo en esta última categoría a las encontradas en arbustos y a las terrestres. Comparamos los promedios de individuos de aves de dosel y de sotobosque entre los tratamientos mediante pruebas de Wilcoxon.

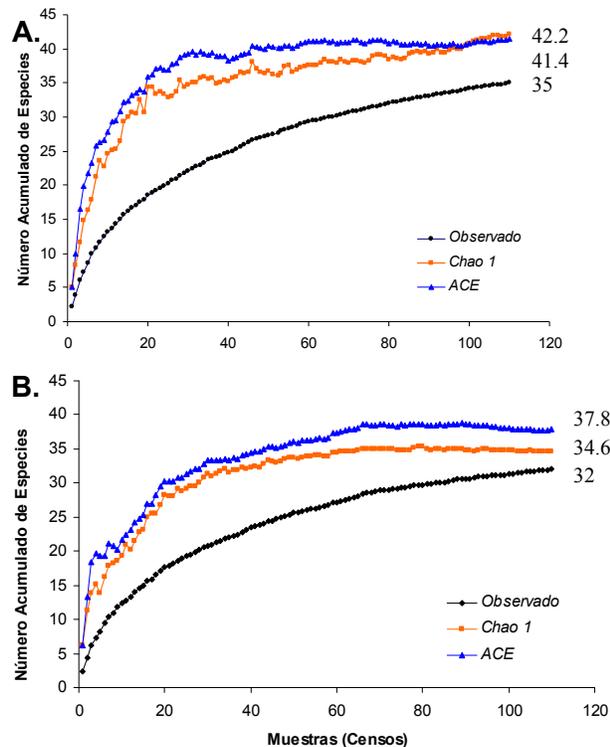
## RESULTADOS

**COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE.-** Encontramos 516 árboles en los 22 transectos muestreados (295 en bordes sin *U. europaeus* y 221 en los bordes con *U. europaeus*), pertenecientes a 15 géneros y 15 familias. Además encontramos 684 arbolitos de 25 géneros y 16 familias, 404 en bordes sin *U. europaeus* y 280 en bordes invadidos por esta planta. Los géneros más abundantes tanto de árboles como de arbolitos fueron *Weinmannia*, *Macleania*, *Gaiadendron* y *Diplostephium* (Anexo 1). El área basal de los árboles del área muestreada no difirió entre bordes sin retamo (media  $54.0 \pm 6.15$  EE m<sup>2</sup>/ha) y bordes infestados de retamo ( $41.0 \pm 5.34$  m<sup>2</sup>/ha;  $p=0.126$ ). Tampoco hubo diferencias entre tratamientos en el área basal de los arbolitos ( $14.8 \pm 2.05$  m<sup>2</sup>/ha en bordes sin *U. europaeus* y  $10.5 \pm 0.92$  m<sup>2</sup>/ha en bordes con *U. europaeus*;  $P=0.078$ ).

En cuanto a la vegetación arbustiva, los géneros más abundantes fueron *Ageratina*, *Miconia* y *Macleania*. En contraste con los resultados de árboles y arbolitos, la densidad de arbustos, incluyendo tanto los tallos de retamo espinoso como los de arbustos nativos, difirió entre tratamientos, con una cantidad de tallos por cada 10

m<sup>2</sup> mucho mayor en los bordes invadidos por *U. europaeus* ( $200.73 \pm 12.92$  tallos/10m<sup>2</sup>) que en los bordes no invadidos ( $90.9 \pm 6.03$  m<sup>2</sup>/ha;  $p < 0.001$ ). Igualmente, la abundancia de arbustos nativos medidos como la densidad de tallos nativos fue muy diferente entre tratamientos ( $p < 0.001$ ). En bordes no invadidos encontramos  $89.0 \pm 5.6$  tallos nativos/10m<sup>2</sup>, mientras que en los invadidos encontramos  $43.4 \pm 5.3$  tallos nativos/10m<sup>2</sup>, lo que indica que *U. europaeus* desplaza a los arbustos nativos. Finalmente, según los valores del índice de Jaccard, encontramos que la composición de árboles ( $J=0.75$ ) y arbolitos ( $J=0.73$ ) es más similar entre tratamientos que la de arbustos ( $J=0.69$ ).

**ABUNDANCIA DE AVES.** - En total registramos 1482 individuos de 40 especies de 16 familias de aves. Del total, 21 especies de 11 familias fueron suficientemente frecuentes para los análisis a nivel de especies y cuatro de ellas mostraron diferencia entre tratamientos en cuanto a su abundancia relativa (Wilcoxon,  $P \leq 0.05$ ; Tablas 1 y 2).

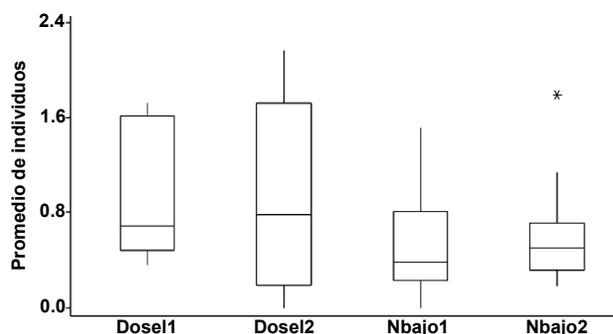


**Figura 2.** Riqueza de especies de aves a partir del número de especies observadas y de los estimadores Chao1 y ACE. A. sin *U. europaeus* B. con *U. europaeus*. Prueba t:  $P=0.7494$ .

El número promedio de individuos por transecto no difirió (Wilcoxon  $p=0.778$ ) entre los bordes invadidos ( $4.65 \pm 0.96$ ) y los no invadidos ( $4.27 \pm 0.77$ ), lo que indica que la abundancia total de aves no fue afectada por la presencia de *U. europaeus*. En contraste, las curvas de acumulación de especies sugieren que los bordes invadidos albergan un menor número de especies que los no invadidos (Fig. 2), pero la composición de especies de aves fue muy similar entre los tratamientos de acuerdo al índice de Jaccard (0.88).

La abundancia relativa de las aves de dosel ( $p=0.674$ ) y de sotobosque ( $p=0.719$ ) no difirió entre tratamientos (Fig. 3). A nivel de especies sí encontramos algunas diferencias. *Turdus fuscater* presentó una frecuencia de detección significativamente menor en los bordes invadidos ( $p=0.002$ ; Tabla 1), pero el promedio de individuos no difirió entre tratamientos ( $p=0.335$ ; Tabla 2). Por su parte, *Colaptes rivolii* nunca estuvo presente en los bordes invadidos, de manera que la frecuencia de detección ( $p=0.035$ ) y el promedio de individuos ( $p=0.036$ ) de esta especie fueron significativamente menores en esos ambientes en comparación con los bordes no invadidos (Tablas 1 y 2).

Las especies *Diglossa humeralis* y *Basileuterus nigrocristatus* se encontraron con mayor frecuencia en bordes invadidos. *Diglossa humeralis* frecuentó significativamente más los bordes invadidos ( $p=0.014$ ; Tabla 1), pero el número promedio de individuos por transecto de esta especie no fue



**Figura 3.** Abundancia de aves expresada como número promedio de individuos por tratamientos según el estrato del bosque más frecuentado (Dosel= aves de dosel; Nbajo= aves de sotobosque y suelo; 1= bordes sin *U. europaeus*; 2= Bordes con *U. europaeus*. Wilcoxon  $P=0.6740$  para dosel y  $P=0.7188$  para sotobosque y suelo.  $N = 11$  transectos por tratamiento. El asterisco indica un dato extremo.

**Tabla 1.** Variación en la frecuencia relativa de las especies de aves en bordes de bosque libres de infestación y bordes infestados por *Ulex europaeus* (promedio±EE). Los valores de p son los obtenidos por la prueba de Wilcoxon.

Familia y especie	Nombre común	Frecuencia relativa por tratamiento		P	Estrato frecuentado
		Sin <i>U. europaeus</i> (T1)	Con <i>U. europaeus</i> (T2)		
Trochilidae					
<i>Lesbia nuna</i>	Colicintillo coliverde	0.36± 0.3	0.18±0.1	0.961	Sotobosque
<i>Metallura tyrianthina</i>	Metalura colicobriza	1.27± 0.4	1.18± 0.3	0.9182	Sotobosque
<i>Eriocnemis vestita</i>	Pomponero reluciente	0.81± 0.2	0.45± 0.2	0.1556	Sotobosque
<i>E. cupreovertris</i>	Pomponero ventricobrizo	0.27± 0.1	0.27± 0.1	0.9661	Sotobosque
Picidae					
<i>Colaptes rivolii</i>	Carpintero carmesí	0.45± 0.2	Ausente	0.0354*	Dosel
Furnaridae					
<i>Synallaxis subpudica</i>	Colaespina cundiboyacense	0.18± 0.1	0.81± 0.3	0.1102	Sotobosque
<i>Margarornis squamiger</i>	Subepalo perlado	0.36± 0.2	0.18± 0.1	0.5896	Dosel
Rhinocryptidae					
<i>Scytalopus griseicollis</i>	Tapaculo vientriplateado	0.45± 0.2	0.27± 0.2	0.4244	Sotobosque
Tyrannidae					
<i>Mecocerculus leucophrys</i>	Mosquerito gorgiblanco	2.00± 0.3	1.63± 0.4	0.4301	Dosel
Turdidae					
<i>Turdus fuscater</i>	Mirla grande	6.00± 0.7	2.63± 0.4	0.0019*	Dosel
Thraupidae					
<i>Anisognathus igniventris</i>	Clarinero	3.00± 0.6	4.18± 0.6	0.2286	Dosel
<i>Conirostrum rufum</i>	Picocono Rufo	0.36± 0.1	0.18± 0.1	0.3719	Dosel
<i>Diglossa albilatera</i>	Pinchaflor costado blanco	0.27± 0.2	0.36± 0.2	0.6866	Sotobosque
<i>D. humeralis</i>	Pinchaflor negro	1.27± 0.4	3.90± 0.9	0.0137*	Sotobosque
<i>D. cyanea</i>	Pinchaflor enmascarado	1.18± 0.3	1.45± 0.3	0.5605	Dosel
Emberizidae					
<i>Zonotrichia capensis</i>	Copetón	3.27± 1.1	0.91± 0.4	0.2986	Sotobosque
<i>Atlapetes palliniducha</i>	Matorralero nuqipálido	0.20± 0.1	0.45± 0.2	0.3315	Sotobosque
<i>Atlapetes schistaceus</i>	Matorralero pizarroso	0.73± 0.5	0.63± 0.2	0.4117	Sotobosque
Parulidae					
<i>Myioborus ornatus</i>	Payaso	0.36± 0.1	0.18± 0.1	0.3719	Dosel
<i>Basileuterus nigrocristatus</i>	Reinita coroninegra	Ausente	0.45± 0.2	0.0354*	Dosel
Fringillidae					
<i>Carduelis spinescens</i>	Jilguero andino	0.54± 0.2	1.09± 0.4	0.2874	Sotobosque

**Continuación Tabla 1.** Variación en la frecuencia relativa de las especies de aves en bordes de bosque libres de infestación y bordes infestados por *Ulex europaeus* (promedio±EE). Los valores de p son los obtenidos por la prueba de Wilcoxon.

ESPECIES NO ANALIZADAS					
<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	Ausente	0.09± 0.3	—	Dosel
<i>Zenaida auriculata</i>	Paloma sabanera	Ausente	0.09± 0.3	—	Dosel
<i>Chaetocercus mulsant</i>	Tomineja	Ausente	0.18± 0.4	—	Dosel
<i>Colibri coruscans</i>	Orejivioleta ventriazul	0.09± 0.3	0.18± 0.4	—	Dosel
<i>Ensifera ensifera</i>	Colibrí pico de espada	0.18± 0.4	Ausente	—	Dosel
<i>Ramphomicron microrhynchum</i>	Picoespina purpúreo	0.09± 0.3	Ausente	—	Dosel
<i>Synallaxis unirufa</i>	Chamicero rufo	Ausente	0.18± 0.4	—	Sotobosque
<i>Grallaria ruficapilla</i>	Comprapán	0.18± 0.4	Ausente	—	Sotobosque
<i>Grallaria rufula</i>	Tororoí	0.18± 0.4	0.18± 0.4	—	Sotobosque
<i>Phyllomyias nigrocapillus</i>	Mosquerito gorrinegro	0.36± 0.5	0.36± 0.5	—	Dosel
<i>Elaenia frantzii</i>	Elaenia montañera	0.18± 0.4	Ausente	—	Dosel
<i>Ochthoeca fumicolor</i>	Pitajo ahumado	Ausente	0.18± 0.4	—	Dosel
<i>Ampelion rubrocristatus</i>	Cotinga crestirroja	0.36± 0.5	Ausente	—	Dosel
<i>Troglodytes aedon</i>	Soterrey cucarachero	0.36± 0.5	Ausente	—	Sotobosque
<i>Dubusia taeniata</i>	Tángara de montaña	Ausente	0.18± 0.4	—	Dosel
<i>Catamenia analis</i>	Chisga coliblanca	Ausente	0.18± 0.4	—	Sotobosque
<i>Pheucticus aureoventris</i>	Picogrueso dorsinegro	Ausente	0.18± 0.4	—	Dosel
<i>Icterus nigrogularis</i>	Bolsero amarillo	0.18± 0.4	Ausente	—	Dosel
<i>Amblycercus holosericeus</i>	Cacique picoamarillo	Ausente	0.18± 0.4	—	Dosel

\* Representa diferencia significativa entre tratamientos.

significativamente diferente entre tratamientos ( $p=0.304$ ; Tabla 2). En el caso de *B. nigrocristatus*, la frecuencia de detección ( $p=0.035$ ) y el promedio de individuos ( $p=0.035$ ) fueron significativamente mayores en bordes invadidos (Tabla 1); de hecho, la especie no se registró nunca en bordes sin retamo espinoso.

## DISCUSIÓN

Encontramos que los bordes de bosque altoandino invadidos por retamo espinoso no difirieron de los no invadidos en cuanto a la composición y abundancia de árboles y arbolitos, pero el sotobosque de los bordes invadidos fue mucho más denso y presentó una menor abundancia de arbustos nativos. A pesar de esto, la invasión del retamo espinoso pareció no tener un impacto pronunciado sobre las aves, pues la abundancia total, la riqueza y la composición de especies fueron similares entre ambientes. Este resultado contrasta con los de estudios previos que han encontrado que las plantas

exóticas conducen a disminuciones en la diversidad y riqueza de especies de aves (Dean et al. 2002, Laiolo et al. 2002), pero concuerda con lo encontrado en una localidad subandina donde la dominancia de un árbol exótico no tuvo efecto negativo sobre la avifauna (Durán & Kattan 2005, Lentijo & Kattan 2005). Sin embargo, encontramos que cuatro especies de aves sí fueron significativamente influenciadas por el retamo espinoso. *Turdus fuscater* presentó una abundancia reducida y *C. rivolii* estuvo ausente en bordes con retamo, mientras que *D. humeralis* y *B. nigrocristatus* fueron más abundantes en bordes con retamo.

Un examen de la composición de la avifauna que documentamos indica que ésta se encuentra empobrecida en relación con lo esperado para los bosques de la región. Las especies más sensibles a la transformación del paisaje parecen ya haber desaparecido del área de El Encenillo, de manera que las aves encontradas son generalistas de

**Tabla 2.** Efecto de *U. europaeus* en la abundancia relativa de las especies de aves basado en promedio de individuos (promedio±EE) con los valores P obtenidos por la prueba Wilcoxon Rank.

Familia y especie	Nombre común	Promedio de individuos por tratamiento		P	Estrato frecuentado
		Sin <i>U. europaeus</i> (T1)	Con <i>U. europaeus</i> (T2)		
Trochilidae					
<i>Lesbia nuna</i>	Colicintillo coliverde	0.18± 0,1	0.18± 0,1	0.9608	Sotobosque
<i>Metallura tyrianthina</i>	Metalura colicobriza	0.80± 0,2	0.68± 0,2	0.6451	Sotobosque
<i>Eriocnemis vestita</i>	Pomponero reluciente	0.73± 0,1	0.41± 0,2	0.1940	Sotobosque
<i>E. cupreovertris</i>	Pomponero ventricobrizo	0.27± 0,1	0.36± 0,2	0.9327	Sotobosque
Picidae					
<i>Colaptes rivoli</i>	Carpintero carmesí	0.55± 0,2	Ausente	0.0357*	Dosel
Furnaridae					
<i>Synallaxis subpudica</i>	Colaespina cundiboyacense	0.27± 0,2	0.50± 0,2	0.2623	Sotobosque
<i>Margarornis squamiger</i>	Subepalo perlado	0.36± 0,2	0.18± 0,1	0.5896	Dosel
Rhinocryptidae					
<i>Scytalopus griseicollis</i>	Tapaculo ventriplateado	0.36± 0,1	0.18± 0,1	0.3719	Sotobosque
Tyrannidae					
<i>Mecocerculus leucophrys</i>	Mosquerito gorgiblanco	1.51± 0,3	1.79± 0,4	0.7394	Dosel
Turdidae					
<i>Turdus fuscater</i>	Mirla grande	1.72±0,1	1.53± 0,2	0.3352	Dosel
Thraupidae					
<i>Anisognathus igniventris</i>	Clarinero	1.65± 0,2	2.16± 0,3	0.3233	Dosel
<i>Conirostrum rufum</i>	Picocono Rufo	0.45± 0,2	0.36± 0,2	0.5288	Dosel
<i>Diglossa albilatera</i>	Pinchaflor costado blanco	0.23± 0,2	0.36± 0,2	0.6541	Sotobosque
<i>D. humeralis</i>	Pinchaflor negro	0.82± 0,2	1.14± 0,2	0.4049	Sotobosque
<i>D. cyanea</i>	Pinchaflor enmascarado	0.73± 0,2	1.20± 0,26	0.1662	Dosel
Emberizidae					
<i>Zonotrichia capensis</i>	Copetón	1.05± 0,4	0.70± 0,2	0.6771	Sotobosque
<i>Atlapetes palliniducha</i>	Matorralero nuquipálido	0.18± 0,1	0.27± 0,1	0.6514	Sotobosque
<i>Atlapetes schistaceus</i>	Matorralero pizarroso	0.38± 0,2	0.73± 0,2	0.2982	Sotobosque
Parulidae					
<i>Myioborus ornatus</i>	Payaso	0.64± 0,3	0.18± 0,1	0.2934	Dosel
<i>Basileuterus nigrocristatus</i>	Reinita coroninegra	Ausente	0.41± 0,2	0.0354*	Dosel
Fringilidae					
<i>Carduelis spinescens</i>	Jilguero andino	0.55± 0,2	1.70± 0,6	0.1528	Sotobosque

**Continuación Tabla 2.** Efecto de *U. europaeus* en la abundancia relativa de las especies de aves basado en promedio de individuos (promedio±EE) con los valores P obtenidos por la prueba Wilcoxon Rank.

ESPECIES NO ANALIZADAS					
<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	Ausente	0.004±0,03	—	<i>Dosel</i>
<i>Zenaida auriculata</i>	Paloma sabanera	Ausente	0.004±0,03	—	<i>Dosel</i>
<i>Chaetocercus mulsant</i>	Tomineja	Ausente	0.014±0,04	—	<i>Dosel</i>
<i>Colibri coruscans</i>	Orejivioleta ventriazul	0.004±0,03	0.014±0,04	—	<i>Dosel</i>
<i>Ensifera ensifera</i>	Colibrí pico de espada	0.004±0,04	Ausente	—	<i>Dosel</i>
<i>Ramphomicron microrhynchum</i>	Picoespina purpúreo	0.004±0,03	Ausente	—	<i>Dosel</i>
<i>Synallaxis unirufa</i>	Chamicero rufo	Ausente	0.014±0,04	—	<i>Sotobosque</i>
<i>Grallaria ruficapilla</i>	Comprapán	0.014±0,04	Ausente	—	<i>Sotobosque</i>
<i>Grallaria rufula</i>	Tororoi	0.014±0,04	0.014±0,04	—	<i>Sotobosque</i>
<i>Phyllomyias nigrocapillus</i>	Mosquerito gorrinegro	0.02±0,04	0.02±0,04	—	<i>Dosel</i>
<i>Elaenia frantzii</i>	Elaenia montañera	0.014±0,04	Ausente	—	<i>Dosel</i>
<i>Ochthoeca fumicolor</i>	Pitajo ahumado	Ausente	0.014±0,04	—	<i>Dosel</i>
<i>Ampelion rubrocristatus</i>	Cotinga crestirroja	0.02±0,04	Ausente	—	<i>Dosel</i>
<i>Troglodytes aedon</i>	Soterrey cucarachero	0.02±0,04	Ausente	—	<i>Sotobosque</i>
<i>Dubusia taeniata</i>	Tángara de montaña	Ausente	0.014±0,04	—	<i>Dosel</i>
<i>Catamenia analis</i>	Chisga coliblanca	Ausente	0.014±0,04	—	<i>Sotobosque</i>
<i>Pheucticus aureoventris</i>	Picogrueso dorsinegro	Ausente	0.014±0,04	—	<i>Dosel</i>
<i>Icterus nigrogularis</i>	Bolsero amarillo	0.014±0,04	Ausente	—	<i>Dosel</i>
<i>Amblycercus holosericeus</i>	Cacique picamarillo	Ausente	0.014±0,04	—	<i>Dosel</i>

\* Representa diferencia significativa entre tratamientos.

hábitat. Evidencia de lo anterior es que las especies más abundantes fueron semilleros de áreas abiertas como *Zonotrichia capensis*, omnívoros como *Turdus fuscater* y *Anisognathus igniventris* o nectarívoros como *Diglossa humeralis* y algunos colibríes, mientras que no encontramos trogones, loros, carpinteros grandes, pavas, tucanes, tinamúes o trepatroncos, aves típicas de bosques andinos extensos y más vulnerables a la fragmentación y degradación (Kattan et al. 1994, Renjifo 1999, 2001). Esto sugiere que el efecto moderado del retamo espinoso sobre las aves que encontramos podría reflejar la composición de la avifauna misma, la cual está constituida por especies generalistas. En otras palabras, los efectos que el retamo pudo haber tenido sobre las aves más vulnerables son desconocidos. En todo caso, vale la pena resaltar que las curvas de acumulación revelaron una mayor riqueza de aves en los bordes que no estaban invadidos por el retamo que en los que lo estaban, lo cual concuerda con los resultados de otros estudios (e.g. Dean et al. 2002, Laiolo et al. 2002).

Por otra parte, es posible que el efecto del retamo espinoso aún no sea aparente sobre las aves, pero que se exprese en un futuro en la medida en que la invasión progrese. Esto podría ocurrir teniendo en cuenta que la composición de la comunidad de aves está fuertemente influenciada por la estructura de la vegetación (MacArthur et al. 1966), la cual ofrece algunos de los requerimientos vitales de su hábitat (Felton et al. 2008) y las plantas introducidas tienen un impacto significativo sobre la vegetación nativa y su fauna asociada (Gerber et al. 2008). Nosotros encontramos que el retamo espinoso está teniendo un impacto negativo evidente sobre la vegetación nativa, por lo cual podría anticiparse un impacto sobre la avifauna nativa en un estado más avanzado del proceso de invasión.

El efecto negativo del retamo espinoso es evidente actualmente en unas pocas aves en El Encenillo. Por ejemplo, incluso una especie tan generalista como *T. fuscater* visitó los bordes con retamo espinoso con una frecuencia relativa significativamente más baja.

Como esta ave se alimenta de una gran variedad de recursos en el suelo, árboles y matorrales (Asociación Bogotana de Ornitología 2000), es posible que los espinosos matorrales de retamo le dificulten el acceso al sotobosque, disminuyendo su espacio de forrajeo. Este resultado merece especial atención, teniendo en cuenta que *T. fusca* es una especie dispersora de semillas muy importante en la regeneración de vegetación natural en zonas altas de la región (Velasco & Vargas 2004, Vargas 2006; F. G. Stiles, com. pers). No obstante, el efecto observado parece sutil porque el promedio de individuos que visitaron los bordes con retamo espinoso fue similar al de los bordes nativos sin retamo. Esto último se explicaría por los hábitos altamente generalistas de esta especie que la hacen resistente a los ambientes perturbados donde se encuentra frecuentemente, como bordes, claros, pastos con vegetación dispersa y áreas semiabiertas (Restall et al. 2007). El carpintero *C. rivolii* es un mejor ejemplo del efecto negativo del retamo espinoso sobre las aves. Su ausencia de bordes con retamo espinoso puede atribuirse a que, en contraste con la mayoría de la avifauna de la reserva, esta especie es más sensible a las transformaciones del hábitat. Por ejemplo, su dieta basada en insectos a lo largo del estrato vertical del bosque (Asociación Bogotana de Ornitología 2000, Restall et al. 2007) se podría ver limitada en los bordes con retamo espinoso debido a que las presas del sotobosque y el nivel bajo no le son asequibles.

Por otra parte, la mayor abundancia de *D. humeralis* y de *B. nigrocristatus* en los bordes dominados por el retamo espinoso podría deberse a que estas especies se encuentran frecuentemente en matorrales densos del estrato bajo del bosque (Asociación Bogotana de Ornitología 2000, Restall et al. 2007). Además, la ausencia de *B. nigrocristatus* en los bordes nativos y menos densos confirma que esta especie prefiere notoriamente los matorrales de crecimiento secundario enmarañado (Asociación Bogotana de Ornitología 2000). En consecuencia, como la presencia del retamo espinoso aumenta la densidad del sotobosque, es explicable que *B. nigrocristatus* aproveche esta condición.

Los resultados implican que es difícil generalizar la

respuesta a la invasión del retamo espinoso, la cual habría que estudiarse prestando atención a los hábitos propios de cada especie. Es posible llegar a esta conclusión ya que no se encontró diferencia en el promedio de individuos entre bordes con y sin retamo espinoso incluso cuando los agrupamos según el estrato que frecuentan (dosel y sotobosque). Sólo cuando abordamos el estudio a un nivel mayor de especificidad se puede concluir cuál es el impacto del retamo espinoso sobre las aves.

Por último, sugerimos investigar algunos indicios observados en campo durante este estudio. Por ejemplo, las dos especies afectadas negativamente en bordes con retamo espinoso fueron las de mayor tamaño de la comunidad. Esto podría sugerir que las aves grandes se ven afectadas por el retamo espinoso por limitaciones de accesibilidad. Además, ya que los estudios sobre la distribución originaria del retamo espinoso han demostrado que éste proporciona refugio contra depredadores y contra condiciones climáticas adversas, además de ser una fuente rica de invertebrados presa (Van den Berg et al. 2001) y potenciales sitios de anidación (Woodhouse et al. 2005), sería interesante investigar si esta planta ofrece beneficios similares para las aves en su condición de invasora a pesar de su notorio impacto negativo sobre la vegetación nativa.

#### AGRADECIMIENTOS

AMAV agradece a Néstor Peralta por su apoyo logístico y académico, especialmente durante el trabajo en campo. Agradecemos a la Fundación Natura Colombia quien financió parte de esta investigación y proporcionó apoyo logístico en la Reserva Biológica Encenillo. Idea Wild aportó algunos materiales necesarios para la investigación. Agradecemos a Daniel Cadena por los consejos durante la investigación y revisión del manuscrito y a Pablo R. Stevenson por sus valiosas sugerencias. Por la asesoría botánica agradecemos a Mauricio Bernal, Oscar Vargas, Santiago Madriñán, Roy González y Rodrigo Cámara. Agradecemos a Gustavo Kattan, Gary Stiles y a un evaluador anónimo por la revisión del manuscrito. Finalmente AMAV agradece a Ana María Amaya-Villarreal por su acompañamiento en la etapa final de este trabajo.

## LITERATURA CITADA

- ÁLVAREZ, M., V. CARO, O. LAVERDE & A. M. CUERVO. 2007. Guía sonora de cantos de aves de los Andes colombianos. Instituto de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt & Cornell Laboratory of Ornithology.
- ASOCIACIÓN BOGOTANA DE ORNITOLOGÍA. 2000. Aves de la Sabana de Bogotá, guía de campo. ABO-CAR, Bogotá, Colombia.
- BERNDT, L. A., E. G. BROCKERHOFF & H. JACTEL. 2008. Relevance of exotic pine plantations as a surrogate habitat for ground beetles (Carabidae) where native forest is rare. *Biodiversity Conservation* 17:1171-1185.
- BIBBY, C. J., N. D. BURGESS & D. A. HILL. 1992. Bird census techniques. London Academic Press, Londres, UK.
- BROTHERS, T.S. & A. SPINGARN. 1992. Forest Fragmentation and Alien Plant Invasion of Central Indiana Old-Growth Forests. *Conservation Biology* 6:91-100.
- CHAO, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11:265-270.
- CHAO, A. & S.M. LEE. 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association* 87:210-7.
- CHATER, E.H. 1931. A contribution to the study of national control of gorse. *Bulletin of Entomological Research* 22:225-235.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CORLETT, R. T. 2005. Interactions between birds, fruit bats and exotic plants in urban Hong Kong, South China. *Urban Ecosystems* 8:275-283.
- CRYSTAL, E. M. & C. NAOMI. 2005. The effect of an invasive alien vine, *Vincetoxicum rossicum* (Asclepiadaceae), on arthropod populations in Ontario old fields. *Biological Invasions* 7:417-425.
- DAVIS, M. A., J. P. GRIME & K. THOMPSON. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology* 88:528-534.
- DEAN, W.R.J., M.D. ANDERSON, S.J. MILTON & T.A. ANDERSON. 2002. Avian assemblages in native *Acacia* and alien *Prosopis* drainage line woodland in the Kalahari, South Africa. *Journal of Arid Environments* 51:1-19.
- DURÁN, S. M. & G. KATTAN. 2005. A test of the utility of exotic tree plantations for understory bird and food resources in the Colombian Andes. *Biotropica*, 37:129-135.
- FELTON, A., J. T. WOOD, A. M. FELTON, B. A. HENNESSEY & D. B. LINDENMAYER. 2008. A comparison of bird communities in the anthropogenic and natural-tree fall gaps of a reduced-impact logged subtropical forest in Bolivia. *Bird Conservation International* 18:129-143.
- FLANDERS, A. A., W. P. KUVLESKY, D. C. RUTHVEN, R. E. ZAIGLIN, R. L. BINGHAM, T. E. FULBRIGHT, F. HERNANDEZ & L. A. BRENNAN. 2006. Effects of invasive exotic grasses on South Texas rangeland breeding birds. *The Auk* 123:171-182.
- GALINDO, R., T. J. BETANCUR & J.J. CADENA. 2003. Estructura y composición florística de cuatro bosques andinos del santuario de flora y fauna Guanentá-Alto río Fonce, cordillera oriental colombiana. *Caldasia* 25(2):313-335.
- GERBER, E., C. KREBS, C. MURRELL, M. MORETTI, R. ROCKLIN & U. SCHAFFNER. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia spp.*) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141:646-654.
- HARRIS, R. J., R. J. TOFT, J. S. DUGDALE, P. A. WILLIAMS & J. S. REES. 2004. Insect assemblages in a native (kanuka – *Kunzea ericoides*) and an invasive gorse (*Ulex europaeus*) shrubland. *New Zealand Journal of Ecology* 28(1):35-47.
- HIGGINS, S. I., D. M. RICHARDSON, M. R. COWLING & T. H. TRINDER-SMITH. 1999. Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. *Conservation Biology* 13:303-313.
- HILL, R.L. & A.H. GOURLAY. 2002. Host-range testing, introduction, and establishment of *Cydia succedana* (Lepidoptera: Tortricidae) for biological control of gorse, *Ulex europaeus* L., in New Zealand. *Biological Control* 25:173-186.

- HILTY, S.L. & W.L. BROWN. 1986. A Guide to the Birds of Colombia. Nueva Jersey: Princeton University Press.
- IVENS, G.H. 1983. The influence of temperature on germination of gorse. *Weed Res* 23:207-216.
- KATTAN, G.H., H. ALVAREZ & M. GIRALDO. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8(1):138-146.
- KOLAR, C. S. & D. M. LODGE. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *TRENDS in Ecology & Evolution* 16:199-204.
- LAILOLO, P., E. CAPRIO & A. ROLAND. 2003. Effects of logging and non-native tree proliferation on the birds overwintering in the upland forests of north-western Italy. *Forest Ecology and Management* 179:441-454.
- PARENDES L. A. & J. A. JONES. 2000. Role of Light Availability and Dispersal in Exotic Plant Invasion along Roads and Streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14(1):64-75.
- LEARY, J. K., N. V. HUE, P. W. SINGLETON & D. BORTHAKUR. 2006. The major features of an infestation by the invasive weed legume gorse (*Ulex europaeus*) on volcanic soils in Hawaii. *Biology Fertil Soils* 42:215-223.
- LEE, W. G, R. B. ALLEN & P. N. JOHNSON. 1986. Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the Dunedin Ecological District, South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 24:279-292.
- LENTIJO, G. M. & G. H. KATTAN. 2005. Estratificación vertical de las aves en una plantación monoespecífica y en un bosque nativo en la cordillera central de Colombia. *Ornitología Colombiana* 3:51-61.
- LLOYD, J. D. & T. E MARTIN 2005. Reproductive success of chestnut-collared longspurs in native and exotic grassland. *The Condor* 107:363-374.
- LOWE, S., M. BROWNE, S. BOUDJELAS & M. DE POORTER. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).
- MACARTHUR, R., H. F. RECHER & M. CODY. 1966. On the relationship between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist*. 100:319-325.
- MARTÍNEZ, X., D. RINCÓN, P. GALVIS & C. MONJE. 2005. Valoración biofísica y planificación predial para la conformación de la Reserva Encenillo Fundación Natura, Bogotá, Colombia.
- MCCULLOCH, N. & K. NORRIS. 2001. Diagnosing the cause of population changes: localized habitat change and the decline of the endangered St Helena wirebird. *Journal of Applied Ecology* 38:771-783.
- MCNEELY, J. A. 2006. As the world gets smaller, the chances of invasion grow. *Euphytica* 148:5-15.
- MURISON, G., J. M. BULLOCK, J. UNDERHILL-DAY, R. LANGSTON, A. F. BROWN & W.J. SUTHERLAND. 2007. Habitat type determines the effects of disturbance on the breeding productivity of the Dartford Warbler *Sylvia undata*. *Ibis* 149:16-26.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10:58-62.
- PAUCHARD, A. & K. SHEA. 2006. Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological Invasions* 8:399-413.
- QUILLFELDT, P., I. SCHENK, R.A.R. MCGILL, I.J. STRANGE, J.F. MASELLO, A. GLADBACH, V. ROESCH & R.W. FURNESS. 2008. Introduces mammals coexist with seabirds at new island, Falkland Islands: abundance, habitat preferences, and stable isotope analysis of diet. *Polar Biology* 31:333-349.
- REID, S. I., A. DIAZ, J. J. ARMESTO & M. F. WILLSON. 2004. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. *The Auk* 121:515-525.
- RENJIFO, L. M. 1999. Composition Changes in a 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.
- RESTALL, R., C. RODNER & M. LENTINO. 2007. Birds of Northern South America: an identification guide. Volumes 1 y 2: species accounts. Yale University Press, New Haven and London, UK.

- RIEGEN, A. C. & J. E. DOWDING. 2003. The Wrybill *Anarhynchus frontalis*: a brief review of status, threats and work in progress. Wader Study Group Bulletin 100:20-24.
- RODRÍGUEZ, J. P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? Biodiversity and Conservation 10:1983-1996.
- SCHMIDT, K. A. & C. J. WHELAN. 1999. Effects of Exotic *Lonicera* and *Rhamnus* on Songbird Nest Predation. Conservation Biology 13:1502-1506.
- TARAYRE, M., B. GILLIANNE, A. SCHERMANN-LEGIONNET, M. BARAT & A. ATLAN. 2007. Flowering phenology of *Ulex europaeus*: ecological consequences of variation within and among populations. Evolution Ecology 21:395-409.
- VAN DEN BERG, L.J.L., J.M. BULLOCK, R.T. CLARKE, R.H.W. LANGSTON & R.J. ROSE. 2001. Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. Biological Conservation 101:217-228.
- VARGAS, O. 2006. (Ed.). En busca del bosque perdido. Una experiencia de restauración ecológica en predios del embalse de Chisacá. Localidad de Usme, Bogotá D.C. Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. 116 p.
- VELASCO, P. & O. VARGAS. 2004. Dinámica de la dispersión de plantas ornitocoras, reclutamiento y conectividad en fragmentos de bosque altoandino secundario (Reserva Protectora, Cagua Cundinamarca). Trabajo de Grado. Acta Biológica Colombiana 9.
- WOODHOUSE, S.P., J.E.G. GOOD, A. A. LOVETT, R. J. FULLER & P. M. DOLMAN. 2005. Effects of land-use and agricultural management on birds of marginal farmland: a case study in the Llŷn peninsula, Wales. Agriculture, Ecosystems and Environment 107:331-340.
- ZAR, J. H. 1999. Biostatistical analysis. Third edition. Prentice Hall Inc., Nueva Jersey, USA.

Recibido: 30 septiembre 2009

Aceptado: 10 noviembre 2010

**Anexo 1.** Número de individuos por especie de árbol, arbolito y arbusto en bordes sin *Ulex europaeus*/en bordes con *Ulex europaeus*.

Familia y género o especie	Árboles	Arbolitos	Arbustos
Araliaceae			
<i>Oreopanax</i> sp.	0/1	2/1	16/7
Asteraceae	4/2	8/10	34/14
Asteraceae 1			
<i>Ageratina</i> sp.	0/1	22/29	109/90
<i>Bidens</i> sp.	0/0	0/0	2/2
<i>Diplostegium</i> sp.	13/24	12/32	20/10
<i>Munnozia</i> sp.	0/0	0/0	6/13
<i>Verbesina</i> sp.	3/2	6/1	0/2
Betulaceae			
<i>Alnus acuminata</i>	2/15	0/0	0/0
Calceolariaceae			
<i>Calceolaria</i> sp.	0/0	0/0	0/14
Caprifoliaceae			
<i>Viburnum</i> sp.	12/0	20/9	33/5
Clusiaceae			
<i>Clusia</i> sp.	0/0	1/0	0/0
Cunoniaceae			
<i>Weinmannia tomentosa</i>	106/83	70/21	10/7
Elaeocarpaceae			
<i>Vallea stipularis</i>	28/3	51/14	34/30
Ericaceae			
<i>Befaria resinosa</i>	21/2	39/5	13/9
<i>Macleania rupestris</i>	27/15	45/36	95/67
<i>Vaccinium</i> sp.	0/0	0/0	3/0

**Continuación Anexo 1.** Número de individuos por especie de árbol, arbolito y arbusto en bordes sin *Ulex europaeus*/en bordes con *Ulex europaeus*.

Escallonaceae			
<i>Escallonia paniculata</i>	2/0	5/4	1/0
Euphorbiaceae			
<i>Croton</i> sp.	0/0	0/2	8/0
Gentianaceae			
<i>Macrocarpea</i> sp.	0/0	0/3	29/14
Lorantaceae			
<i>Aeanthus</i> sp.	0/0	0/1	9/6
<i>Gaiadendrun punctatum</i>	22/42	29/15	10/8
Melastomataceae			
<i>Bucquetia</i> sp.	0/0	0/1	3/5
Melastomataceae 1	0/0	2/10	76/39
<i>Miconia</i> sp.	4/1	17/47	136/98
<i>Tibouchina</i> sp.	0/0	1/0	49/14
Myrsinaceae			
<i>Geissanthus</i> sp.	0/0	0/2	17/0
<i>Myrsine ferruginea</i>	8/12	6/6	19/18
<i>Myrsine guianensis</i>	10/4	22/3	40/10
Myrtaceae			
Myrtaceae 1	0/0	0/0	6/0
<i>Myrcianthes</i> sp.	0/0	0/2	13/8
Orchidaceae	0/0	0/0	30/21
Rhamnaceae			
<i>Rhamnus</i> sp.	0/0	0/0	15/3
Rosaceae			
<i>Hesperomeles</i> sp.	26/14	31/10	22/15
<i>Rubus</i> sp.	0/0	0/0	45/36
Phabaceae			
<i>Ulex europaeus</i>	0/0	0/0	21/1852
Piperaceae			
<i>Piper</i> sp.	0/0	0/0	36/26
Polygalaceae			
<i>Monnina</i> sp.	0/0	1/1	0/0
Scrophulariaceae			
<i>Castilleja</i> sp.	0/0	0/0	0/7
Solanaceae			
<i>Bouchetia</i> sp.	0/0	7/0	8/0
Scrophulariaceae			
<i>Castilleja</i> sp.	0/0	0/0	0/7
Winteraceae			
<i>Drymis granadensis</i>	6/0	4/8	11/0
NO IDENTIFICADAS	1/0	3/7	54/49
<b>TOTAL</b>	<b>295/221</b>	<b>404/280</b>	<b>1033/2499</b>