

Uso de hábitats del autillo de Santa Marta (*Megascops gilesi*) en el sector San Lorenzo, Sierra Nevada de Santa Marta

Habitat use of the Santa Marta scops owl (*Megascops gilesi*) in the San Lorenzo sector, Sierra Nevada de Santa Marta

Jorge Luis Gutiérrez-Guillén* , Guido Riccardo Spinelli Giorgi  y Diana Patricia Tamaris-Turizo 

Grupo de Investigación Biodiversidad y Ecología aplicada (GIBEa); Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Resumen

El autillo de Santa Marta es un búho endémico de la Sierra Nevada de Santa Marta y se encuentra distribuido en los bosques húmedos de esta región montañosa. Sin embargo, su hábitat está en declive debido a la reducción de las áreas boscosas. A pesar de la importancia biológica de esta especie, se conoce poco acerca del uso e interacciones en el hábitat. En este estudio se analizó el hábitat del *Megascops gilesi* a partir del uso de coberturas de vegetación y se describen atributos de la historia natural. Para ello se hizo un monitoreo nocturno en el sector de San Lorenzo durante el cual se registraron los individuos observados, teniendo en cuenta la estacionalidad climática y tipo de vegetación, complementado con llamados de playback. El autillo de Santa Marta usó cinco tipos de vegetación, la mayor detección de individuos (82,6 % n= 76) fueron en los bosques densos. Observaciones en campo permiten afirmar que el búho se alimentó de la rana *Serranobatrachus sanctaemartae*, así como de un ortóptero de la familia Tettigoniidae, también se reporta un intento de consumo del cangrejo *Strengeriana taironae*. Estos resultados sugieren que el búho frecuentó coberturas de mayor complejidad en la estructura de la vegetación, como los bosques densos, esto podría favorecer el soporte de la población. Los registros según la estacionalidad se ajustaron a la teoría de distribución espacial y uso de hábitat de las rapaces nocturnas, en la cual los patrones de movimiento y dispersión de la especie se reducen en época lluvia, cuando los recursos podrían ser más abundantes y de mayor accesibilidad. Con esta investigación se proporciona información relevante para la planificación de políticas de conservación efectivas y protección del hábitat de este autillo en la Sierra Nevada de Santa Marta.

Palabras clave: Strigiformes; dieta; historia natural; tipos de vegetación; estacionalidad

Abstract

The Santa Marta scops owl is an owl endemic to the Sierra Nevada de Santa Marta and is distributed in the humid forests of this mountainous region; However, its habitat is in decline due to the reduction of forested areas. Despite the biological importance of this species, little is known about its use and interactions in the habitat. In this study, the habitat of *Megascops gilesi* was analyzed using vegetation cover and attributes of its natural history are described. For this, night monitoring was carried out in the San Lorenzo sector during which the observed individuals were recorded, taking into account the climatic seasonality and type of vegetation, complemented with playback calls. This owl used five types of vegetation; with the highest detection of individuals (82.6 %, n = 76) occurring in dense forests. A lower relative abundance was observed during the rainy seasons. Observations in the field allow us to affirm that the owl fed on the frog *Serranobatrachus sanctaemartae*, as well as an orthopteran of the Tettigoniidae family. An attempt to consume the crab *Strengeriana taironae* is also reported. These results suggest that the owl frequented covers with greater complexity in the vegetation structure, such as dense forests, which could favor the support of the population. The records according to seasonality were adjusted to the theory of spatial distribution and habitat use of nocturnal raptors, in which the movement and dispersal patterns of the species are reduced in the rainy season, when resources could be more abundant and of greater quality. Accessibility. This research provides relevant information for the planning of conservation policies and habitat protection for this owl species in the Sierra Nevada de Santa Marta.

Key words: Strigiformes; diet; natural history; types of vegetation; seasonality

*Autor de correspondencia:

jorgegutierrezlg@unimagdalena.edu.co

Editor: Juan Carlos Narváez

Recibido: 18 de septiembre de 2023

Aceptado: 12 de marzo de 2024

Publicación en línea: 18 de junio de 2024

Citar como: Gutiérrez-Guillén, J. L., Spinelli Giorgi G.R. y Tamaris-Turizo D. P. (2023). Uso de hábitats del autillo de Santa Marta (*Megascops gilesi*) en el sector San Lorenzo, Sierra Nevada de Santa Marta. *Intropica*, 18 (2), 192-207. <https://doi.org/10.21676/23897864.5464>



Introducción

Colombia es el país con la mayor diversidad de aves en el mundo, con 1968 especies documentadas (Echeverry-Galvis *et al.*, 2022), incluyendo 28 de Strigiformes (Ayerbe, 2022), lo que sitúa al territorio colombiano entre los de mayor riqueza de especies de rapaces nocturnas (Echeverry-Galvis *et al.*, 2022; Enríquez, 2015). Dentro de este grupo en particular se encuentra el autillo de Santa Marta (*Megascops gilesi*), endémico de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), cuya distribución abarca un rango altitudinal de 1.500-2.500 m s. n. m. (Ayerbe, 2022; Krabbe, 2017). Debido al área de ocupación fragmentada con tendencia a la disminución, este búho ha sido clasificado como vulnerable (VU) en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) en 2019 (BirdLife International, 2019).

Asimismo, la principal amenaza que enfrenta la biodiversidad es la destrucción del entorno en el que habita (Heywood y Watson, 1995). En los ecosistemas de tierra firme, los factores que más contribuyen a la pérdida y el deterioro de los hábitats se relacionan con la deforestación y la ampliación de la frontera agrícola, los pastizales para forraje de ganado, la explotación de árboles para obtener madera, la extracción de leña, los incendios, la actividad minera y la construcción de infraestructuras (Primack *et al.*, 2001).

Adicionalmente, las especies con restricciones espaciales están altamente expuestas a los efectos negativos de la fragmentación del hábitat (Watson y Peterson, 1999), un fenómeno que conlleva la disminución de la heterogeneidad del paisaje y de la vegetación nativa en su estado de madurez. De esta forma se reducen ciertos elementos estructurales fundamentales en los bosques, tales como la densidad arbórea, la presencia de troncos muertos y la cobertura vegetal (Esclarski y Cintra, 2014; Thiollay, 2007). Estos elementos revisten gran importancia en el apoyo a las poblaciones de aves ya que proporcionan microhábitats localizados que favorecen tanto la alimentación como el éxito reproductivo de dichas especies (Hinam y St. Clair, 2008; Slaght *et al.*, 2013).

El efecto negativo de los factores señalados se extiende a diferentes grupos de organismos, como es el caso de las aves y, dentro de este grupo, las rapaces. Esto se debe a que estas especies son poco abundantes y requieren grandes áreas de acción ya que son altamente vulnerables a los cambios ambientales causados tanto por fenómenos naturales como por actividades humanas (Zurita y Bellocq, 2007). Estas perturbaciones influyen en el hábitat, definido en este estudio

como la combinación de características bióticas y abióticas y condiciones ambientales que favorecen la presencia de una especie en un espacio determinado (Block y Brennan, 1993; Morrison *et al.*, 2012). Por otro lado, el uso de hábitat se relaciona a cómo un organismo vivo utiliza o consume los diversos componentes biológicos y físicos (recursos) dentro de un ecosistema (Hall *et al.*, 1997).

Además, es importante resaltar que, dentro de este rango de ocupación, las especies utilizan estos ambientes para la alimentación, la anidación, el refugio o ciclos de vida reproductivos (Hall *et al.*, 1997). Los hábitats pueden clasificarse en distintas categorías dentro de una zona definida, aunque es común que estas zonas se superpongan. Por ejemplo, un área utilizada para el forrajeo puede coincidir con un refugio. Por tanto, resulta crucial analizar los componentes ambientales específicos que pueden variar estacionalmente dentro de cada hábitat (Hall *et al.*, 1997).

La utilización de hábitats por parte de las especies está condicionada por una serie de factores, que incluyen, entre otros, las características morfológicas de la especie (Galindo-Gil *et al.*, 2015; Hernández *et al.*, 2016), su estructura social (Yáber y Rabenold, 2002), así como su historia natural (Levin, 1984). En Strigiformes, este uso del entorno puede exhibir variaciones espaciales y temporales, que se relacionan con las características ambientales, el nivel de perturbación del paisaje, las estructuras de los bosques y la disponibilidad de recursos ecológicos, los cuales pueden fluctuar según las estacionalidades climáticas (Vázquez-Pérez *et al.*, 2011; Williams y Middleton, 2008).

Particularmente, el autillo de Santa Marta posee una distribución restringida a los bosques húmedos de la SNSM, aunque se enfrenta a una pérdida de hábitat, pues se ha reportado que los bosques de dicha región han sido talados desde la década de los cincuenta, provocando una disminución de la cobertura forestal cercana al 85 % (Birdlife International, 2024). Este fenómeno está directamente relacionado con presiones derivadas de actividades como la minería, los incendios forestales, los cambios en el uso de la tierra, el turismo irresponsable y la deforestación. Además, estas presiones pueden agravar su impacto debido al cambio climático, lo que representa una amenaza adicional para la biodiversidad y la estabilidad de los ecosistemas de este sistema montañoso (Duran-Izquierdo y Olivero-Verbel, 2021).

En concordancia con lo anterior, se observa que en la actualidad existe una falta considerable de conocimientos sobre diversos aspectos de las rapaces nocturnas, como su distribución, estado

de conservación, estructuras poblacionales e historia natural (Márquez *et al.*, 2005). Este vacío de información básica, que abarca a la mayoría de las especies de búhos en el neotrópico, incluye el uso del hábitat y sus interacciones en este, a pesar de que son datos fundamentales para comprender su participación en la estructura y dinámica de los ecosistemas (Márquez *et al.*, 2005). De igual forma, de cara a la planeación de la conservación de hábitats estratégicos, es preciso identificar aspectos reproductivos como la temporalidad de la puesta, la incubación, la eclosión y el abandono de nido con el fin de detectar patrones o tendencias (Padilla, 2019), así como los hábitats escogidos para esta actividad con miras a conocer y contrastar la biología reproductiva de la especie.

Así pues, la ausencia de conocimientos fundamentales sobre el autillo de Santa Marta puede obstaculizar la ejecución y el diseño de políticas coherentes y efectivas para la conservación de los ecosistemas y hábitats. Por lo tanto, es crucial abordar estas lagunas de información a fin de tener una base sólida para la toma de decisiones en materia de conservación. Con esa

premisa, este estudio se orientó a analizar el hábitat de la especie y a describir atributos de su historia de natural.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el sector de San Lorenzo, situado en el corregimiento de Minca, en la zona noroccidental de la SNSM, Magdalena (figura 1). Esta área funciona como una zona de condensación de la humedad del viento que proviene del mar Caribe, lo que crea una alta humedad relativa del 90 % (Martínez *et al.*, 2011). La precipitación media anual es de 2,622 mm, y la temperatura promedio es de 13,6 °C (Hernández-Camacho y Sánchez, 1992). El régimen de precipitación se caracteriza por ser bimodal tetraestacional, con dos épocas lluviosas de abril a junio y de septiembre a noviembre, y dos temporadas secas de diciembre a marzo y de junio a agosto (Rangel y Aguilar, 1995).

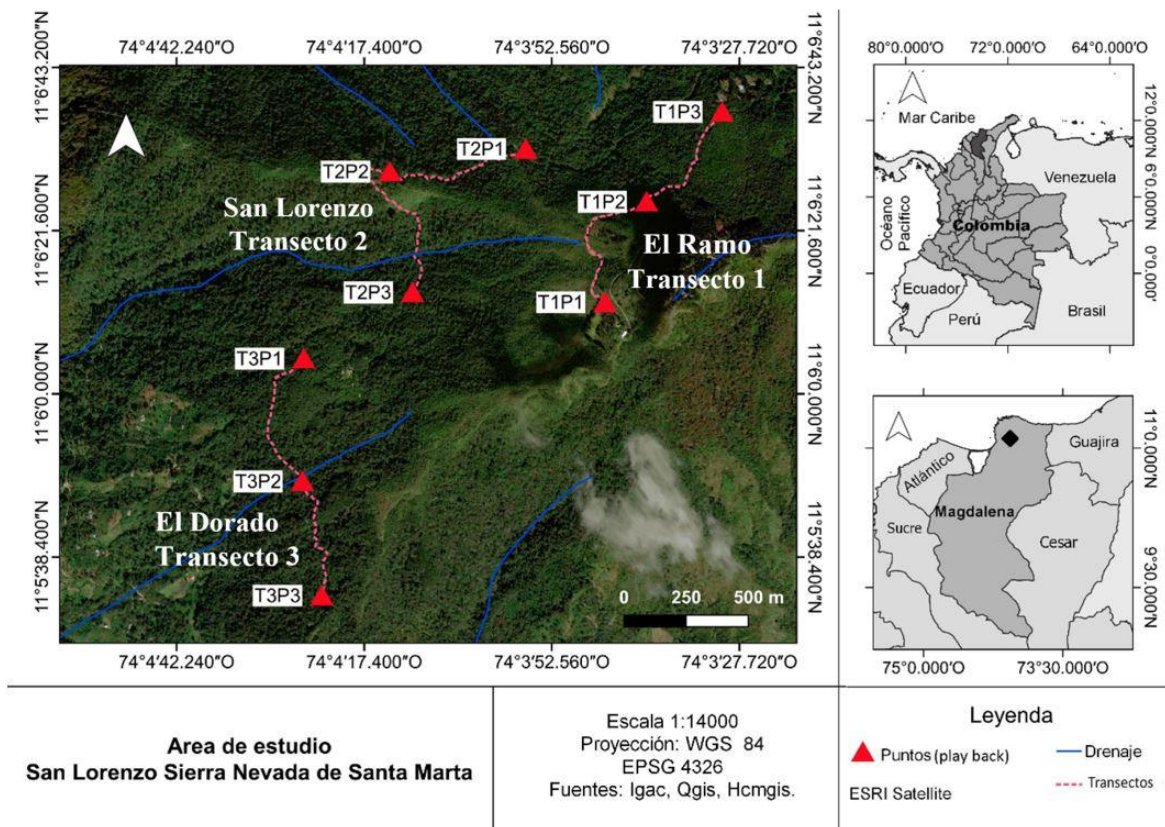


Figura 1. Área de estudio, Sierra Nevada de Santa Marta, sector San Lorenzo, Magdalena, Colombia. T1P1: estación *playback* 1 del transecto 1; T1P2: estación *playback* 2 del transecto 1; T1P3: estación *playback* 3 del transecto 1; T2P1: estación *playback* 1 del transecto 2; T2P2: estación *playback* 2 del transecto 2; T2P3: estación *playback* 3 del transecto 2; T3P1: estación *playback* 1 del transecto 3; T3P2: estación *playback* 2 del transecto 3; T3P3: estación *playback* 3 del transecto 3.

En el sector San Lorenzo de la SNSM predominan los bosques premontanos y montanos, que corresponden a selvas higrofiticas y subhigrofiticas de piso isomesotérmico e isomicrotérmico, con presencia frecuente de nieblas y una densa cobertura vegetal, típica de los orobiomas de selva subandina (Hernández-Camacho y Sánchez, 1992). Además, se caracteriza por tener un dosel cerrado, donde las familias Melastomataceae, Myrtaceae, Ericaceae y Rubiaceae son dominantes, y hay una abundancia de plantas epífitas, principalmente de la familia Bromeliaceae. También se pueden encontrar algunas especies de plantas introducidas, como *Pinus patula*, *Cupressus lusitanica*, *Acacia melanoxylon*, *Pinus* cf. *taeda*, *Pinus* sp., *Fraxinus americanus* y *Eucaliptus* sp. (Cuadrado-Peña, 2005).

Registro del auillo de Santa Marta

Se seleccionaron tres sitios de muestreo: El Ramo, la Estación Experimental San Lorenzo y El Dorado (Reserva de la Fundación Proaves), basándose en registros previos del auillo de Santa Marta en el sector de San Lorenzo que han sido reportados en eBird (2022). Para cuantificar el uso de las coberturas como recursos de las condiciones de hábitat, se implementó el método de transectos lineales complementado por playback (Bibby *et al.*, 2000; Gallina y López-González, 2011; Haug y Didiuk, 1993). En cada sitio de muestreo se estableció un transecto con longitud de 1,2 km ubicado en el sendero. Estos transectos se encontraban separados en línea recta por distancias de 0,81 km (El Ramo-San Lorenzo), 1,2 km (San Lorenzo-El Dorado) y 1,9 km (El Ramo-El Dorado).

Los transectos se recorrieron durante seis noches entre febrero y junio de 2022, entre las 21:00 y 2:00 horas, de la siguiente manera: cuatro noches en los transectos 1 y 2, y dos noches en el transecto 3. Esto se debe a que la distancia entre los transectos y la topografía del área de muestreo no permitía cubrir el transecto 3 en cada noche. El periodo de muestreo cubrió la variación estacional (temporadas secas (enero-febrero) y de lluvias (abril-junio)).

Las estaciones de playback en cada transecto fueron posicionadas en intervalos de 500 m, siguiendo las pautas establecidas por Panzeri *et al.* (2014). Esta disposición tenía como propósito evitar que el auillo de Santa Marta se desplazara entre las estaciones de playback o transectos. Cada vocalización se reprodujo en intervalos de 5 min y, una vez los búhos respondían vocalmente, se detenía la reproducción de inmediato. Las grabaciones fueron seleccionadas de los

registros disponibles en la base de datos de Xeno-canto ([XC522113](#), [XC694176](#), [XC301822](#), [XC540635](#)) (Bradley, 2016; Fischer, 2020; Lau, 2020; Vogels, 2021), con el objetivo de elegir aquellas de mejor calidad sonora.

Categorías del hábitat y estratos vegetativos

El uso de hábitats por el auillo de Santa Marta se evaluó a partir del registro de individuos en las coberturas de vegetación del área de estudio, teniendo en cuenta la clasificación descrita en la metodología Corine Land Cover (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], 2010). Cada tipo de cobertura se categorizó visualmente con la asesoría de un profesional con maestría en botánica así:

Bosque denso alto de tierra firme (BDA): zona con vegetación de tipo arbóreo determinada por un estrato más o menos continuo que representa más de 70 % del área total de la unidad, con altura del dosel superior a 15 m. Se encuentra en zonas que no presentan procesos de inundación periódicos (Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC], 1999).

Bosque denso bajo de tierra firme (BDB): zona con vegetación de tipo arbóreo caracterizada por un estrato más o menos continuo que representa más de 70 % del área total de la unidad, con altura del dosel entre 5-15 m. Se encuentra en zonas que no tienen procesos de inundación periódicos (IGAC, 1999).

Bosque abierto alto de tierra firme (BAA): conformado por vegetación en la que predominan elementos típicamente arbóreos distribuidos de manera regular, los cuales forman un dosel discontinuo con altura superior a 15 m. La cobertura arbórea representa entre 30 % y 70 % del área total de la unidad. Se encuentra en zonas que no tienen procesos de inundación periódicos (IGAC, 1999).

Bosque abierto bajo de tierra firme (BAB): compuesto por vegetación dominada por elementos típicamente arbóreos distribuidos de manera regular, los cuales forman un dosel discontinuo, con altura superior a 5 m e inferior a 15 m. La cobertura arbórea representa entre 30 % y 70 % del área total de la unidad. Se encuentra en zonas que no tienen procesos de inundación periódicos (IGAC, 1999).

Arbustal denso (AD): cobertura constituida por una comunidad vegetal dominada por elementos típicamente arbustivos que forman un dosel irregular

y representan más de 70 % del área total de la unidad, en la que también pueden encontrarse elementos arbóreos dispersos. Esta formación vegetal no ha sido intervenida o su intervención ha sido selectiva y no ha alterado su estructura original y sus características funcionales (IGAC, 1999).

Con el fin de describir los estratos de la vegetación donde se perchó el autillo de Santa Marta, se utilizaron métodos de estimación visual para aplicar la clasificación propuesta por Rangel y Lozano (1986) adaptada para ecosistemas andinos, que incluye las siguientes categorías de estratos: rasante (<0,3 m), herbáceo (0,3-1,5 m), arbustivo (1,5-5 m), subarbóreo (5-12 m), arbóreo inferior (12-25 m) y arbóreo superior (>25 m).

Análisis de datos

Con miras a analizar los registros del autillo de Santa Marta entre las diferentes coberturas de vegetación, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Asimismo, para determinar si existía una variación significativa en el número de individuos del autillo cuantificados en los tres sitios de muestreo (El Ramo, San Lorenzo, El Dorado), se empleó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía.

El uso de hábitat por parte de *M. gilesi* se estimó con base en una tabla de contingencia, en la que se registró el número de individuos observados en cada categoría de vegetación durante las estaciones seca y lluviosa. También se aplicó la prueba exacta de Fisher-Freeman-Halton para analizar la asociación entre el hábitat utilizado y la estacionalidad, lo que permitió determinar si el uso del hábitat por parte del autillo de Santa Marta variaba estadísticamente entre las diferentes estacionalidades. Igualmente, se llevó a cabo la prueba t de Student con el fin de comprobar si la cantidad de aves halladas difería entre las épocas seca y lluviosa.

Se consideró que los resultados de las pruebas eran significativos si $p \leq 0,05$. Luego, en caso de detectar significancia, se procedió a implementar pruebas post hoc (Mann-Whitney y Tukey HSD de acuerdo con el tipo de prueba empleada anteriormente) para determinar las diferencias entre los factores evaluados. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando R Studio en su versión 4.2.

Por otro lado, se grabaron las vocalizaciones del autillo de Santa Marta de forma espontánea utilizando una grabadora Tascam equipada con un micrófono unidireccional. Los audios se

analizaron con el software Adobe Audition (22.5). En una etapa posterior, después de aplicar filtros y limpiar los audios, se estudió cada espectrograma mediante el software Raven Pro (versión 1.6). Esta labor proporcionó información sobre las características físicas de los cantos, incluidos los valores de hercios (Hz) máximos y mínimos en cada caso. Los espectrogramas se obtuvieron mediante R Studio (versión 4.2), junto con el paquete Seewave.

Resultados

Se registró la presencia de 92 individuos del autillo de Santa Marta entre los cinco tipos de coberturas vegetales. Los búhos encontrados mostraron mayor tendencia por los bosques densos altos de tierra firme y los bosques densos bajos de tierra firme, con una frecuencia de detección del 52,2 % y el 30,4 %, respectivamente (tabla 1).

Las cifras obtenidas mostraron diferencias estadísticas entre las coberturas usadas (Kruskal-Wallis: 16,5; df: 4; $p < 0,05$). Este comportamiento también se presentó con las pruebas *post hoc*, que evidenciaron diferencias significativas entre los registros del autillo en bosque abierto alto y en bosque denso alto (Mann-Whitney: $p < 0,05$).

Se obtuvo un mayor número de avistamientos del autillo en el sitio de muestreo San Lorenzo, seguido de El Ramo y, finalmente, El Dorado (tabla 1). Al comparar los registros del búho dentro de estas zonas ($F(2,36)=4,7$; $p < 0,05$), se hallaron diferencias de importancia estadística, particularmente en San Lorenzo y El Ramo (Tukey HSD: $p < 0,05$).

Durante los muestreos de San Lorenzo, el autillo se detectó en mayor proporción en los bosques densos altos y bajos de tierra firme, con 28,3 % y 13,0 % respectivamente. Por otro lado, la especie fue menos frecuente en los bosques abiertos altos de tierra firme (7,6 %) y en los arbustos densos (2,2 %) de dicha estación. En el caso de El Ramo, los registros predominaron en los bosques densos bajos de tierra firme (17,4 %), seguidos de los bosques abiertos bajos de tierra firme (5,4 %) y los bosques abiertos altos de tierra firme (2,2 %). En cuanto a El Dorado, los bosques densos altos de tierra firme presentaron la mayor proporción de registros (23,9 %) debido a que es la cobertura predominante en el área, por lo que en las demás coberturas de este sector se obtuvieron valores de 0 %.

Tabla 1. Uso de diferentes hábitats por el autillo de Santa Marta. Nota: los paréntesis (n) corresponden valores absolutos de número de registros del autillo por cada cobertura.

Hábitats	% El Ramo	% San Lorenzo	% El Dorado	% Total
Arbustivo denso	0 (0)	2,2 (2)	0 (0)	2,2 (2)
Bosque abierto alto de tierra firme	2,2 (2)	7,6 (7)	0 (0)	9,8 (9)
Bosque abierto bajo de tierra firme	5,4 (5)	0 (0)	0 (0)	5,4 (5)
Bosque denso alto de tierra firme	0 (0)	28,3 (26)	23,9 (22)	52,2 (48)
Bosque denso bajo de tierra firme	17,4 (16)	13,0 (12)	0 (0)	30,4 (28)
% Total de registros	25,0 (23)	51,1 (47)	23,9 (22)	100 (92)

Se observó una diferencia significativa en el uso de distintos tipos de vegetación por parte del autillo de Santa Marta según la estacionalidad seca y de lluvia (Fisher-Freeman-Halton: $p < 0,05$). Durante la temporada seca, se determinó que *M. gilesi* utilizó las cinco coberturas, con una tendencia hacia los bosques densos altos de tierra firme (46,7 %) y los bosques densos bajos

de tierra firme (33,3 %). En la época de lluvia se registró el uso de tres tipos de cobertura: bosque abierto bajo de tierra firme, bosque denso alto de tierra firme y bosque denso bajo de tierra firme, con una mayor frecuencia en estos dos últimos (62,5 % y 25 %, respectivamente) (tabla 2).

Tabla 2. Uso de diferentes coberturas vegetales por parte del autillo de Santa Marta según la estacionalidad (seca-lluviosa). Nota: los valores corresponden al porcentaje total de individuos, y los paréntesis (n), al valor absoluto de individuos registrados en cada categoría de vegetación según la estacionalidad.

Hábitats	% Seca (No. registros)	% Lluviosa (No. registros)
Arbustivo denso	3,3 (2)	0 (0)
Bosque abierto alto de tierra firme	15,0 (9)	0 (0)
Bosque abierto bajo de tierra firme	1,7 (1)	12,5 (4)
Bosque denso alto de tierra firme	46,7 (28)	62,5 (20)
Bosque denso bajo de tierra firme	33,3 (20)	25 (8)
% Total de registros según la estacionalidad	65,2 (60)	34,8 (32)

Número de individuos muestreados según la estacionalidad

Se observó una variación en el número de individuos registrados según la estacionalidad. Un total del 65,2 % se detectaron durante la temporada seca, mientras que el 34,8 % se hallaron en la época de lluvias. De igual manera, se presentaron diferencias significativas en la cantidad de autillos de Santa Marta encontrados entre las dos estaciones (Student: 4,1; df: 11; $p < 0,05$).

Datos de historia natural del autillo de Santa Marta

Observaciones preliminares sugieren que el autillo de Santa Marta se percha en los estratos arbustivo y subarbóreo del dosel; específicamente, en especies vegetales de las familias Poaceae, Cupressaceae, Melastomataceae y Podocarpaceae.

Este búho, además, evita ser notorio o se desplaza cuando percibe a otras especies de Strigiformes de mayor tamaño, como *Asio stygius* y *Strix virgata*. De hecho, en dos ocasiones se observó que *M. gilesi* emitía una vocalización agresiva, como lo describió Krabbe (2017), cuando otros Strigiformes se encontraban en el mismo sitio. Luego de estas vocalizaciones ya no se constataba la presencia de la especie en el área.

Las observaciones también proporcionan evidencia del consumo de diferentes presas por parte del autillo en la SNSM. Por otro lado, se identificó que la especie se alimentó de una rana endémica, identificada como *Serranobatrachus sanctaemartae* (figura 2a). Mediante registros fotográficos disponibles en eBird se confirma que el búho se alimenta de un insecto ortóptero perteneciente a la familia Tettigoniidae (figura 2b).

Además, es posible que el cangrejo *Strengeriana taironae* (Pseudothelphusidae) integre la dieta del autillo de Santa Marta (figuras 3a, 3b). Esta suposición obedece a que durante los muestreos en enero de 2022 se detectó un individuo de *M. gilesi* en un arroyo poco profundo, realizando movimientos de captura con sus garras dentro del agua. Sin embargo, al percatarse de la presencia de los investigadores, el búho se alejó

del sitio. De forma inmediata, al explorar el punto que sobrevolaba el ave, se encontró un ejemplar de *S. taironae* resguardado en una roca, exhibiendo sus quelas extendidas en una postura defensiva. Este hallazgo sugiere que la especie posiblemente intentó depredar al cangrejo. Por último, cabe anotar que no se registraron evidencias de actividad reproductiva.

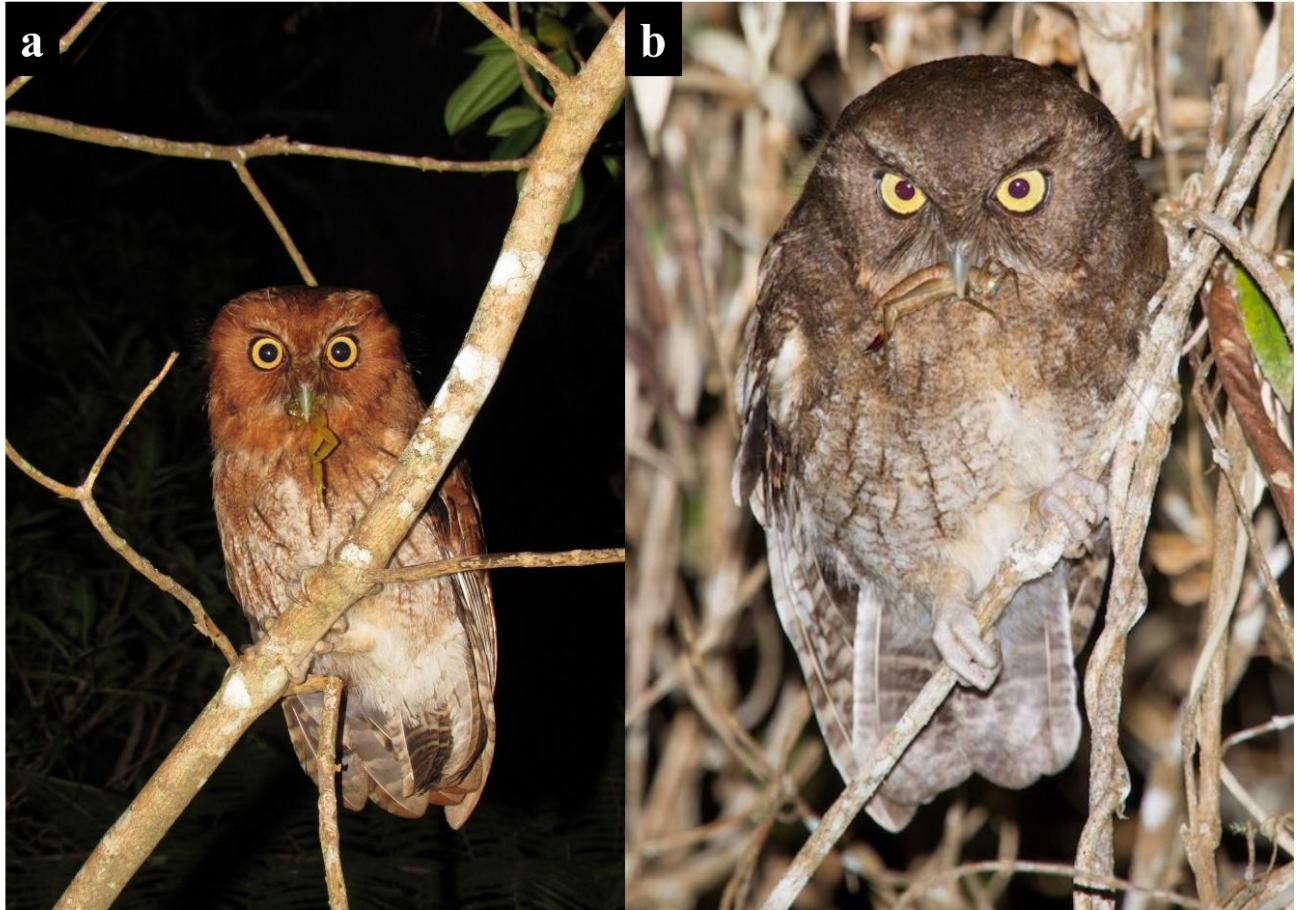


Figura 2. Registro de forrajeo del autillo de Santa Marta: a) *Megascops gilesi* en depredación de la especie *Serranobatrachus sanctaemartae* (Brachycephaloidea); b) ortóptero de la familia Tettigoniidae (Fotografía: Simón Colenutt).

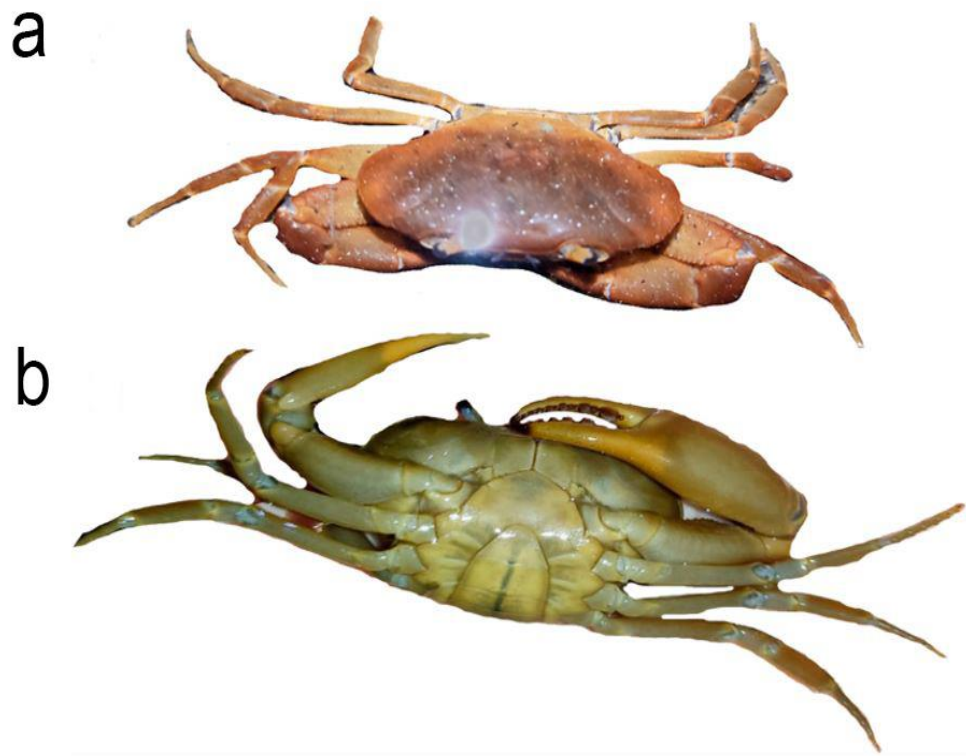


Figura 3. Cangrejo de agua dulce *Strengeriana taironae* (Pseudothelphusidae): a) parte dorsal; b) parte ventral.

Registro vocal del autillo de Santa Marta (canto agresivo)

En junio de 2022, durante el periodo lluvioso, se registraron vocalizaciones del *M. gilesi* en una cobertura tipo bosque denso alto de tierra firme en la estación El Dorado. En un primer momento, se trató del canto típico de la especie, que tiene una duración de dos a tres segundos, semejante al registrado por

Coral (2022) (figura 4, [XC711665](#)). Después de dos minutos se acercó un segundo individuo, que respondió de manera similar durante aproximadamente un minuto. Luego, este último cambió su vocalización, produciendo un canto más largo con variaciones de tono (figura 5, [XC735015](#)). Según lo descrito por Krabbe (2017), esta conducta podría corresponder a un canto agresivo o secundario.

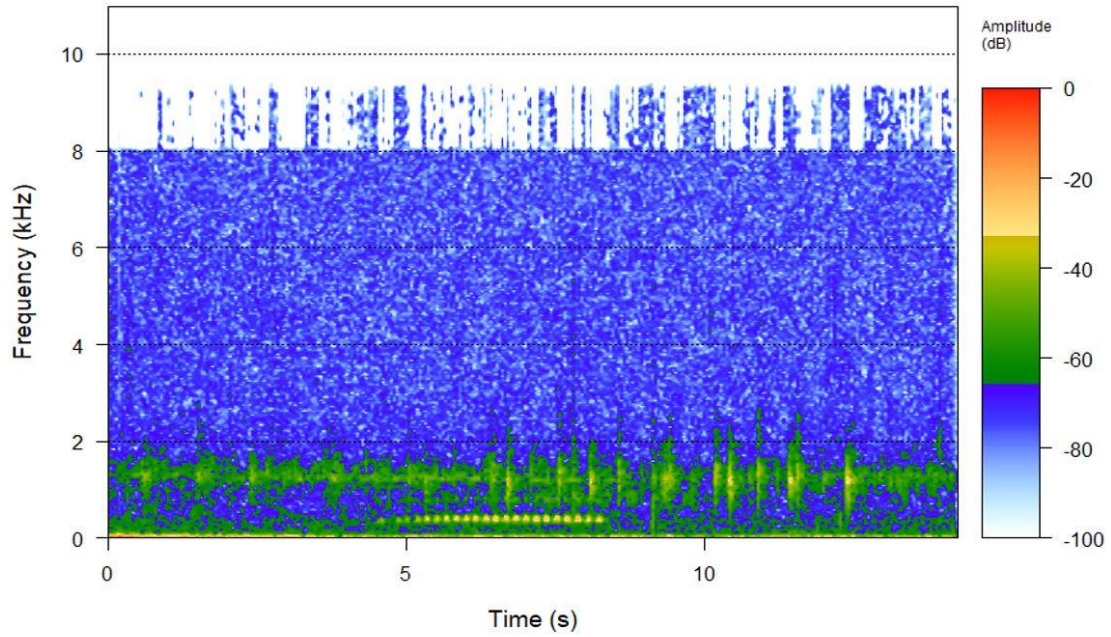


Figura 4. Espectrograma 1 de *Megascops gilesi*. canto típico o natural ([XC711665](#)).

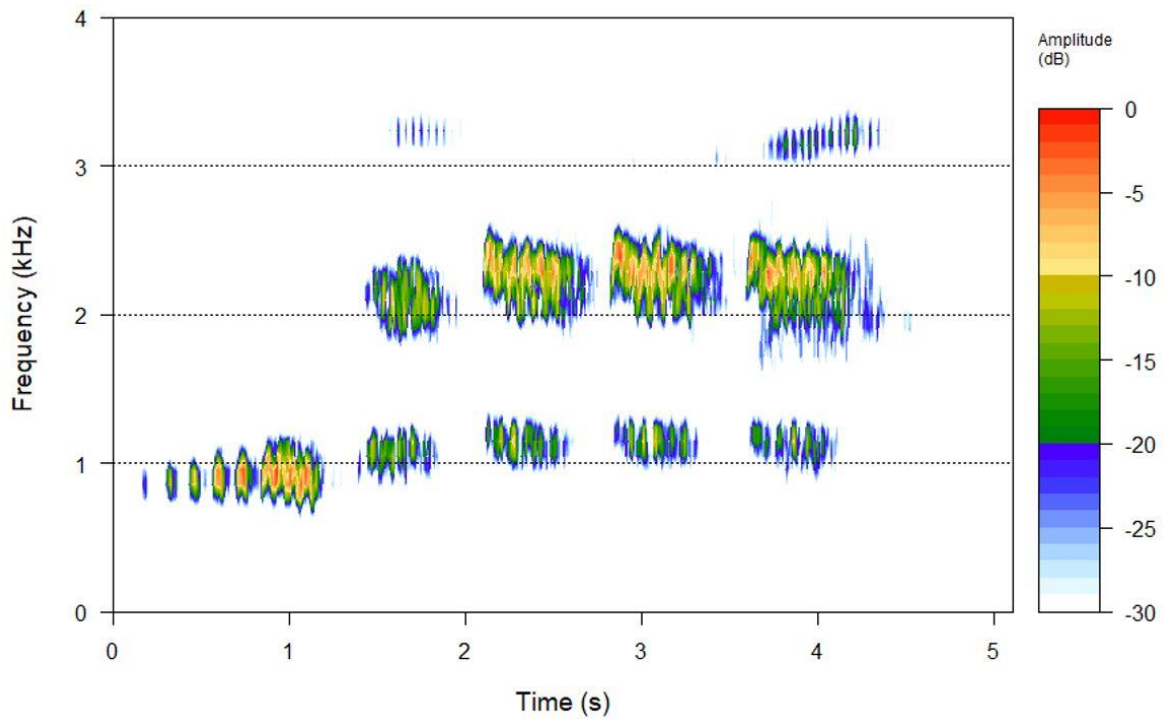


Figura 5. Espectrograma 2 de *Megascops gilesi*. llamada agresiva ([XC735015](#)).

La posible llamada agresiva se da luego del segundo 0,11, cuando el individuo inicia con un "canto típico o natural" que se mantiene hasta el segundo 0,83, caracterizado por una frecuencia inicial (mínima) de 0,08 kHz y una frecuencia final (máxima) de 5,06 kHz. Ahora bien, entre el segundo 1 y el 4,84 la vocalización (llamada territorial) pasa a una frecuencia mínima de 0,23 kHz y una máxima de 9,56 kHz (tabla 3). La estrofa que compone este espectrograma podría interpretarse como la onomatopeya "Tururu-turu-turu-turu-turu", lo que parece corresponder a una serie rápida de notas nasales y una

entonación predominante ascendente.

En cuanto a la estructura del canto, parece estar compuesto por cinco notas. De ellas, las últimas cuatro pertenecen a la segunda sección del espectrograma y presentan datos de alta frecuencia que oscilan entre 0,23 kHz y 9,56 kHz. Si bien es difícil determinar la cantidad de sílabas que componen estas últimas cuatro notas del búho debido a la naturaleza de la vocalización, es preciso enfatizar en ellas ya que la primera sílaba es casi idéntica al canto típico que el búho posee, tal como se ha demostrado en estudios previos (Krabbe, 2017).

Tabla 3. Llamada agresiva del autillo de Santa Marta.

Selección	Vista	Canal	Tiempo de inicio (s)	Tiempo de finalización (s)	Frecuencia baja (kHz)	Frecuencia alta (kHz)
1	Espectrograma 2 (figura 5)	1	0,11	0,83	0,08	5,06
2		1	1	4,84	0,23	9,56

Discusión

Según los resultados, los bosques densos representan el tipo de cobertura de mayor relevancia en el hábitat utilizado por el autillo de Santa Marta. Aunque en otros congéneres del género *Megascops* se ha documentado el uso de sabanas semiabiertas y cerradas, bosques de galería, bordes y claros de bosques fragmentados, vegetación secundaria y agroecosistemas (Alba-Zúñiga *et al.*, 2009; Andrade, 2014; Barros, 2011; Claudino, 2013; Holt *et al.*, 2016; Vázquez-Pérez *et al.*, 2011), es probable que *M. gilesi* opte por los bosques densos al ser más favorables para la caza y minimizar el consumo de energía (Pyke, 1984) debido a la estructura más compleja que presentan y a la mayor heterogeneidad de hábitats, lo que seguramente aumentaría la diversidad y abundancia de recursos ecológicos disponibles (Tews *et al.*, 2004). Por ejemplo, investigaciones han demostrado una relación positiva entre la diversidad de presas en la dieta de las lechuzas y la complejidad del paisaje en sus áreas de caza (Szép *et al.*, 2017).

Sin embargo, es importante destacar que la dieta y el uso del hábitat por parte de las aves rapaces no dependen únicamente de la abundancia de las principales especies de presa en las áreas de caza. También es crucial considerar la estructura y la heterogeneidad del hábitat ya que la proporción de estos elementos en el paisaje puede influir significativamente en la disponibilidad de recursos ecológicos (Kovinka *et al.*, 2023).

Por otro lado, North *et al.* (2017) señalan que las coberturas densas de áreas boscosas son favorecidas por la presencia de

árboles de gran tamaño, los cuales se convierten en un predictor significativo del uso del hábitat por parte de los búhos en comparación con la cobertura total del dosel, que podría abarcar estratos inferiores y condiciones que estas especies suelen evitar. Estos árboles pueden beneficiar directamente a estas aves al brindar protección aérea contra depredadores y al modificar el microclima o indirectamente estar relacionados con otros atributos estructurales como la edad de los bosques o el tamaño y la presencia de árboles muertos, características que suelen estar presentes en entornos con árboles altos (Gutiérrez *et al.*, 1995). Estos aspectos estructurales de los bosques desempeñarían un papel crucial en la explicación de los patrones de uso del hábitat por parte del autillo de Santa Marta y en la definición de ensamblaje en las poblaciones de Strigiformes presentes en el sector San Lorenzo, tal como se ha descrito en otras investigaciones (Esclarski y Cintra, 2014).

Otro aspecto por considerar sobre los bosques densos que el autillo de Santa Marta frecuentó podría estar relacionado con la mayor disponibilidad de recursos que estos hábitats ofrecen en comparación con otros. De manera similar, en otras especies de Strigiformes se ha observado una tendencia a utilizar áreas boscosas con cobertura densas ya que estos entornos son importantes para anidar, descansar, alimentarse y protegerse (Blakey *et al.*, 2019; Nikolov *et al.*, 2022; Tempel *et al.*, 2016). Entretanto, los registros del autillo de Santa Marta en los bosques abiertos pueden deberse a que estos tipos de hábitats proporcionarían una estructura forestal con mayor espacio, donde los búhos pueden volar y alimentarse de manera más

efectiva, incluso si hay poca abundancia de presas (König y Weick, 2008).

La segregación de espacio y territorio es otro aspecto que podría explicar la menor frecuencia de registros del autillo en bosques abiertos en tanto que son territorios de caza para búhos de mayor tamaño como *A. stygius* y *S. virgata*, especies que se distribuyen en el sector de San Lorenzo y tienden a frecuentar fragmentos y bordes de bosques (Hilty y Brown, 2009). Por consiguiente, la presencia de estos Strigiformes más grandes podría incidir en las diferencias del uso de hábitat de *M. gilesi*; llevándolo a mostrar comportamientos de evitación de estos espacios para reducir conflictos interespecíficos, los cuales podrían ser resultado de la competencia por recursos limitados (Cody, 1974), como sitios de reproducción y alimentación (Sagarío y Cueto, 2014). Estas conductas interespecíficas podrían intensificarse ante eventos ambientales menos favorables, por ejemplo, periodos de escasa precipitación y menor abundancia de alimento (Sagarío y Cueto, 2014), especialmente cuando las especies fungen como depredadoras o competidoras debido a que ocupan el mismo nivel trófico en el ecosistema (Connell, 1983; Martin y Martin, 2001).

Por otro lado, la baja cantidad de registros en El Ramo puede atribuirse a las transformaciones del paisaje debido al establecimiento de fincas y hostales en predios privados. Estos cambios en el uso del suelo tienen un impacto negativo en la cobertura vegetal y, por ende, en la estructura de la vegetación, lo que puede tener efectos en la distribución y la abundancia de las especies (Sberze *et al.*, 2010; Thiollay, 2007). Es posible que estas alteraciones estén influyendo en los registros de *M. gilesi* en este sitio en particular, llevando a este búho a preferir otras áreas óptimas con un mayor grado de conservación, como se evidencia en los otros sitios de muestreo (San Lorenzo y El Dorado).

En general, los registros del autillo de Santa Marta no se mantuvieron constantes. Durante la estacionalidad seca, hubo un mayor número de detecciones (60) en comparación con el periodo lluvioso (32). Estas variaciones se asociaron con diferentes coberturas vegetales, y es probable que la disminución de reportes durante la temporada húmeda se relacione con la presencia de fuertes vientos y altas precipitaciones en los dos últimos meses de esa época. En esa misma línea, investigaciones previas realizadas por Ortiz-Pulido y Lara (2014) y Rivera-Rivera *et al.* (2012) sugieren que las condiciones de alta precipitación, características de la estación lluviosa, pueden reducir la actividad de los Strigiformes al limitar sus oportunidades de caza y desplazamiento en busca de

recursos.

La información sobre la dieta de las especies del género *Megascops* sigue siendo escasa (Enríquez, 2015). Hasta la fecha, solo se había registrado un evento de forrajeo que indicaba que este autillo se alimentaba de una rana endémica de la SNSM (Spinelli *et al.*, 2022). En efecto, las observaciones del presente estudio han permitido confirmar que *M. gilesi* se alimenta de la rana *S. sanctaemartae*, así como de un insecto de la familia Tettigoniidae y un crustáceo decápodo (*S. taironae*) que podría ser una presa potencial. Estos descubrimientos preliminares están en concordancia con los hábitos alimenticios descritos para otros autillos y Strigiformes, cuya dieta, según se ha documentado, abarca tanto vertebrados como invertebrados, con cierta preferencia por los insectos en el caso de algunas especies como *Megascops choliba*, *Megascops barbarus*, *Megascops sanctaecatarinae*, *Megascops asio* y *Megascops centralis* (Delgado, 2007; Enríquez y Cheng, 2008; Hernández-Muñoz y Mancina, 2011; Motta-Junior, 2002, 2006; Pagano *et al.*, 2021; Pozo-Zamora *et al.*, 2017; Reyes y Astudillo-Sánchez, 2017; Zilio y Zucatti, 2018).

La observación de la depredación de la rana *S. sanctaemartae*, junto con otros registros de caza, sugiere que diversas especies de aves, cuya dieta se compone principalmente de artrópodos, ocasionalmente consumen anfibios de manera oportunista (Toledo *et al.*, 2007). Este comportamiento podría estar mediado por la disminución en la disponibilidad de artrópodos en el ambiente durante una época particular del año. En general, estos resultados contribuyen al entendimiento de la ecología alimenticia de esta especie y su papel dentro del ecosistema local.

La comunicación desempeña un papel importante en los Strigiformes, así como en el comportamiento y la biología de las especies (Galeotti y Pavan, 1991). Marshall (1967) señala que la mayoría de aves pertenecientes al género *Megascops* presentan dos tipos de cantos que se utilizan en dúos o rituales de pareja. Respecto al autillo de Santa Marta en específico, Krabbe (2017) describe que muestra un repertorio vocal diverso que incluye un canto típico o natural ([XC235877](#)) y otro agresivo ([XC59672](#)). Aparentemente, ambos sexos pueden emitir esta última vocalización, la cual se caracteriza por ser más larga, áspera en calidad y con cambios ascendentes y descendentes en el tono.

Conclusiones

Los resultados de este estudio brindan una visión más detallada sobre el uso de hábitats y la ecología del autillo de Santa Marta, aportando información relevante para las bases de futuras

investigaciones, así como para la conservación de esta especie endémica de la SNSM. Los hallazgos de la investigación indican que este búho utiliza una variedad de hábitats y que esta selección está influenciada por las características específicas de cada sitio de concurrencia del ave, las cuales a su vez están mediadas por las condiciones climáticas; especialmente, las precipitaciones y el grado de conservación de la cobertura vegetal.

Se destaca que los bosques densos emergen como el tipo de cobertura más relevante para *M. gilesi*. Estos resultados son consistentes con investigaciones previas sobre otros Strigiformes, que también han señalado la importancia de los bosques densos como hábitats clave para el sustento y la persistencia de estas poblaciones.

Por otro lado, es fundamental considerar las interacciones biológicas y antropogénicas, y las estructuras y los elementos de los bosques como otros factores que influyen en uso del hábitat de esta especie. Además, el comportamiento forrajero en la dieta del autillo enfatiza la relevancia de mantener la diversidad de recursos para garantizar la supervivencia de este búho en el cambiante entorno ambiental de este sistema montañoso.

Las observaciones del estudio sugieren la posibilidad de interacciones complejas entre *M. gilesi*, *A. stygius* y *S. virgata*, lo cual representa un tema de estudio que requiere un análisis detallado y profundo. Estas potenciales relaciones podrían tener un impacto significativo en la ecología del área y merecen una investigación exhaustiva para comprender mejor su dinámica y sus consecuencias en el ecosistema local.

Asimismo, se recomienda enfocar futuras investigaciones hacia la dinámica de otras especies del mismo gremio con el fin de aclarar más detalles del uso de hábitat de *M. gilesi*. En ese sentido, también es preciso analizar de forma más minuciosa los requerimientos ecológicos de esta ave, su densidad poblacional, tendencia demográfica, ecología reproductiva, distribución y riesgos de extinción. Estos estudios ampliarán el conocimiento sobre este autillo y proporcionarán una base sólida para su conservación y para el manejo adecuado en su hábitat natural.

adquisición de financiación, escritura, revisión y edición.

Diana Tamaris: conceptualización, administración del proyecto, supervisión, escritura, revisión y edición

Referencias

Alba-Zúñiga, A., Enríquez, P. L. y Rangel-Salazar, J. L. (2009). Population density and habitat use of the threatened Balsas screech owl in the Sierra de Huautla Biosphere Reserve, Mexico. *Endangered Species Research*, 9(1), 61-66. <https://doi.org/10.3354/esr00235>.

Andrade, M. (2014). Efecto de la fragmentación del bosque seco tropical sobre la distribución potencial de *Megascops roboratus*, en 1985 y 2011, mediante la aplicación de modelos ecológicos en la cuenca baja del río Guayas [Tesis de maestría, Universidad Central de Ecuador]. Repositorio Digital Universidad Central del Ecuador. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/4236>.

Aguilar, E. (2013). El plan de adaptación al cambio climático de Cartagena. <http://www2.institut-gouvernance.org/es/experiencia/fiche-experiencia-46.html>.

Alam, G. M. M., Alam, K. y Mushtaq, S. (2017). Climate change perceptions and local adaptation strategies of hazard-prone rural households in Bangladesh. *Climate Risk Management*, 17, 52-63. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2017.06.006>.

Ayerbe, Q. (2022). Guía ilustrada de la avifauna colombiana. Puntoaparte.

Barros, F. M. (2011). Área de vida, uso e seleção de habitat pela corujinha-do-mato *Megascops choliba* (Strigiformes: Strigidae) em uma área de cerrado na região central do Estado de São Paulo. [Tesis de maestría, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo]. Biblioteca Digital USP. 10.11606/D.41.2011.de-19042012-092752.

Bibby, C. J., Jones, M. y Marsden, S. (2000). Bird surveys. Expedition Advisory Centre.

BirdLife International. (2019). Santa Marta Screech-owl *Megascops gilesi*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/santa-marta-screech-owl-megascops-gilesi/details>.

BirdLife International. (2024). Species factsheet: *Megascops gilesi*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/santa-marta-screech-owl-megascops-gilesi> on 24/03/2024.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Contribución de los autores

Jorge Gutiérrez y Guido Spinelli: conceptualización, desarrollo del diseño metodológico, toma de datos, análisis de datos,

- Blakey, R. V., Siegel, R. B., Webb, E. B., Dillingham, C. P., Bauer, R. L., Johnson, M., y Kesler, D. C. (2019). Space use, forays, and habitat selection by California Spotted Owls (*Strix occidentalis occidentalis*) during the breeding season: New insights from high resolution GPS tracking. *Forest Ecology and Management*, 432, 912-922. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.017>.
- Block, W. M. y Brennan, L. A. (1993). The Habitat Concept in Ornithology. En D. M. Power (Ed.), *Current Ornithology* (vol. 11, pp. 35-91). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-9912-5_2.
- Bradley, D. (2016). XC301822. Xeno-canto. www.xeno-canto.org/301822
- Claudino, R. M. (2013). Como a fragmentação da Mata Atlântica no sudoeste de Minas Gerais afeta aspectos da ecologia de população e assembleia de corujas (Aves: Strigiformes) [Tesis de maestría, Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto]. Repositório Institucional Universidade Federal de Ouro Preto. <http://www.repositorio.ufop.br/jspui/handle/123456789/4229>.
- Cody, M. L. (1974). *Competition and the structure of bird communities*. Princeton University Press.
- Connell, J. H. (1983). On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. *The American Naturalist*, 122(5), 661-696.
- Coral, B. (2022). XC711665. Xeno-canto. <https://xeno-canto.org/711665>.
- Cuadrado-Peña, B. (2005). Estructura y composición florística del bosque ripario de la cuenca del río Gaira, Magdalena, Colombia [Tesis de pregrado, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena]. Repositorio Digital Unimagdalena. <http://repositorio.unimagdalena.edu.co/handle/123456789/2696>.
- Delgado, C. A. (2007). La dieta del Currucutú *Megascops choliba* (Strigidae) en la ciudad de Medellín, Colombia. *Boletín SAO*, 17(2), 114-117.
- Duran-Izquierdo, M. y Olivero-Verbel, J. (2021). Vulnerability assessment of Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia: World's most irreplaceable nature reserve. *Global Ecology and Conservation*, 28, e01592. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01592>.
- EBird. (2022). *Cornell Lab of Ornithology*.
- Echeverry-Galvis, M. Á., Acevedo-Charry, O., Avendaño, J. E., Gómez, C., Stiles, F. G., Estela, F. A. y Cuervo, A. M. (2022). Lista oficial de las aves de Colombia 2022: Adiciones, cambios taxonómicos y actualizaciones de estado. *Ornitología Colombiana*, (22), 25-51. <https://doi.org/10.59517/oc.e548>.
- Enríquez, P. L. (2015). Los búhos neotropicales: diversidad y conservación. *Ecosur*.
- Enríquez, P. L. y Cheng, K. (2008). Natural History of the Bearded Screech-Owl (*Megascops barbarus*) in Chiapas, Mexico. *Journal of Raptor Research*, 42(3), 180-187. <https://doi.org/10.3356/JRR-07-30.1>.
- Esclarski, P. y Cintra, R. (2014). Effects of terra firme-forest structure on habitat use by owls (Aves: Strigiformes) in central Brazilian Amazonia. *Ornitología Neotropical*, 25, 433-458.
- Fischer, J. (2020). XC522113. Xeno-canto. <https://xeno-canto.org/522113>.
- Galeotti, P. y Pavan, G. (1991). Individual recognition of male Tawny owls (*Strix aluco*) using spectrograms of their territorial calls. *Ethology Ecology & Evolution*, 3(2), 113-126. <https://doi.org/10.1080/08927014.1991.9525378>.
- Galindo-Gil, S., Rodríguez-Romero, F. D. J., Velázquez-Rodríguez, A. S. y Moreno-Barajas, R. (2015). Correlaciones Morfológicas entre la Forma de la Cabeza, Dieta y uso de Hábitat de Algunos Sceloporus de México: Un Análisis Cuantitativo. *International Journal of Morphology*, 33(1), 295-300. <https://doi.org/10.4067/S0717-95022015000100047>.
- Gallina, S. y López-González, C. (Eds.). (2011). *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna*. Universidad Autónoma de Querétaro; Instituto de Ecología.
- Gutiérrez, R., Franklin, A. y LaHaye, W. (1995). *The birds of North America*. No. 179.
- Hall, L. S., Krausman, P. R. y Morrison, M. L. (1997). The Habitat Concept and a Plea for Standard Terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25(1), 173-182. <http://www.jstor.org/stable/3783301>.
- Haug, E. A. y Didiuk, A. B. (1993). Use of Recorded Calls to Detect Burrowing Owls. *Journal of Field Ornithology*, 64(2), 188-194. <http://www.jstor.org/stable/4513796>.

- Hernández-Camacho, J. y Sánchez, H. (1992). Biomas terrestres de Colombia. En G. Halffter (Comp.), *La diversidad biológica de Iberoamérica* (pp. 153-174). Instituto de Ecología.
- Hernández-Muñoz, A. y Mancina, C. A. (2011). La dieta de la lechuza (*Tyto alba*) (Aves: Strigiformes) en hábitats naturales y antropogénicos de la región central de Cuba. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(1), 217-226.
- Heywood, V. H. y Watson, R. T. (1995). *Global biodiversity assessment* (vol. 1140). Cambridge University Press.
- Hilty, S. y Brown, W. L. (2009). *Guía de las aves de Colombia*. Asociación Colombiana de Ornitología.
- Hinam, H. L. y St. Clair, C. C. (2008). High levels of habitat loss and fragmentation limit reproductive success by reducing home range size and provisioning rates of Northern saw-whet owls. *Biological Conservation*, 141(2), 524-535. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.11.011>.
- Holt, D. W., Berkley, R., Deppe, C., Enríquez, P. L., Petersen, J. L., Rangel, J. L., Segars, K. P., Wood, K. L. y Marts, J. S. (2016). Long-tufted Screech-Owl (*Megascops sanctaecatarinae*). En J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie y E. de Juana (Eds.), *Handbook of the birds of the world alive*. Lynx Edicions.
- IDEAM. (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Editorial Scripto.
- IGAC. (1999). *Paisajes Fisiográficos de la Orinoquia-Amazonia*.
- König, C. y Weick, F. (2008). *Owls of the world*. A&C Black.
- Kovinka, T., Sharikov, A., Massalskaya, T. y Volkov, S. (2023). Structure and heterogeneity of habitat determine diet of predators despite prey abundance: Similar response in Long-eared, Short-eared Owls and Common Kestrels. *Avian Research*, 14, 100072. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2022.100072>.
- Krabbe, N. K. (2017). A new species of *Megascops* (Strigidae) from the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia, with notes on voices of New World screech-owls. *Ornitología Colombiana*, (16), 1-27. <https://asociacioncolombianadeornitologia.org/ojs/index.php/roc/article/view/375>.
- Lau, I. (2020). XC540635. Xeno-canto. <https://xenocanto.org/540635>.
- Levin, L. A. (1984). Life history and dispersal patterns in a dense infaunal polychaete assemblage: community structure and response to disturbance. *Ecology*, 65(4), 1185-1200.
- Márquez, C., Bechard, M., Gast, F. y Vanegas, V. H. (2005). *Aves rapaces diurnas de Colombia* (1.a ed.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Marshall, J. T. (1967). *Parallel Variation in North and Middle American Screech-Owls*. Western Foundation of Vertebrate Zoology.
- Martin, P. R. y Martin, T. E. (2001). Ecological and fitness consequences of species coexistence: a removal experiment with wood warblers. *Ecology*, 82(1), 189-206. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0189:EAFCOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0189:EAFCOS]2.0.CO;2).
- Martínez, V., Pacheco, V. y Ramírez, M. P. (2011). Abundancia relativa y uso de microhábitat de la rana *Geobatrachus walkeri* (Anura: Strabomantidae) en dos hábitats en Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(2), 907-920.
- Morrison, M. L., Marcot, B. y Mannan, W. (2012). Wildlife-habitat relationships: concepts and applications.
- Motta-Junior, J. C. (2002). Diet of breeding Tropical Screech-Owls (*Otus choliba*) in Southeastern Brazil. *Journal of Raptor Research*, 36(4), 332-334.
- Motta-Junior, J. C. (2006). Relações tróficas entre cinco Strigiformes simpátricas na região central do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 14(4), 359-377.
- Nikolov, B. P., Zlatanov, T., Groen, T., Stoyanov, S., Hristova-Nikolova, I. y Lexer, M. J. (2022). Habitat requirements of Boreal Owl (*Aegolius funereus*) and Pygmy Owl (*Glaucidium passerinum*) in rear edge montane populations on the Balkan Peninsula. *Avian Research*, 13, 100020. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2022.100020>.
- North, M. P., Kane, J. T., Kane, V. R., Asner, G. P., Berigan, W., Churchill, D. J., Conway, S., Gutiérrez, R. J., Jeronimo, S., Keane, J., Koltunov, A., Mark, T., Moskal, M., Munton, T., Peery, Z., Ramirez, C., Sollmann, R., White, A. y Whitmore, S. (2017). Cover of tall trees best predicts California spotted owl habitat. *Forest Ecology and Management*, 405, 166-178. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.019>.

- Orellana, S. A. A., Figueroa, R., Faúndez, P. V., Carrasco-Lagos, P. y Moreno, R. A. (2015). *Aves rapaces de la Región Metropolitana de Santiago, Chile*. Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre (LEVS), Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.
- Ortiz-Pulido, R. y Lara, C. (2014). Owls in oak and pine forests in La Malinche National Park, Mexico. *Omitología Neotropical*, 25(3), 345-353. <https://sora.unm.edu/node/133559>.
- Padilla, O. (2019). Descripción de un evento de anidación del búho real (*Bubo virginianus nacurutu* Vieillot, 1817) y del búho moteado (*Ciccaba virgata virgata* Cassin, 1849) en Huila, Colombia. *Intropica*, 14(1), 8-15. <http://orcid.org/0000-0003-3835-507X>.
- Pagano, L. G., Bodrati, A., Fariña, N., Di Sallo, F. G., Wioneczak, M. J., Pradier, L. S., Krauczuk, E., Krause, L. O. y Cockle, K. L. (2021). Distribución e historia natural del Alilicucú Orejudo o Ribereño (*Megascops sanctaetatarinae*) en Argentina. *El Hornero*, 36(2), 51-64. <https://doi.org/10.56178/eh.v36i2.370>.
- Panzeri, M., Menchetti, M. y Mori, E. (2014). Habitat use and diet of the Eurasian scops owl *Otus scops* in the breeding and wintering periods in Central Italy. *Ardeola*, 61(2), 393-399. <https://doi.org/10.13157/arla.61.2.2014.393>.
- Pozo-Zamora, G. M., Brito, J., García, R., Alarcón, I. y Cadena-Ortiz, H. F. (2017). Primeras observaciones de la dieta del Búho Orejicorto *Asio flammeus bogotensis* (Strigiformes: Strigidae) en Pichincha, Ecuador. *Revista Ecuatoriana de Ornitología*, (1). <https://doi.org/10.18272/reo.v0i1.463>.
- Primack, R., Rozzi, R., Massardo, F. y Feinsinger, P. (2001). Destrucción y degradación del hábitat. En R. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo (Coords.), *Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas* (pp. 183-221). Fondo de Cultura Económica.
- Pyke, G. H. (1984). Optimal Foraging Theory: A Critical Review. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 15(1), 523-575. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002515>.
- Rangel, J. O. y Aguilar, M. (1995a). Una aproximación sobre la diversidad climática en las regiones naturales de Colombia. En J. O. Rangel (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica I* (pp. 25-76). Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- Rangel, J. O. y Garzón, A. (1995). Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia). En J. O. Rangel (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica I* (pp. 155-170). Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- Rangel, O. y Lozano, G. (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán del Puracé. *Caldasia*, 14(68-70), 503-547.
- Revelo, C., Gallego, J. J., Castro, J. F. y Murillo, O. E. (2016). Variación morfológica en el ensamblaje de aves passeriformes presentes en dos zonas de bosque tropical con diferente grado de perturbación. *Revista de Ciencias*, 20(SPE), 125-137.
- Reyes, E. M. y Astudillo-Sánchez, E. (2017). Notes on the Nest, Owlets, Diet, and Parasites of the Choco Screech-Owl (*Megascops guatemalae centralis*) in Loma Alta Communal Reserve, Western Ecuador. *The Wilson Journal of Ornithology*, 129(2), 377-381. <https://doi.org/10.1676/16-019.1>
- Rivera-Rivera, E., Enríquez, P. L., Flamenco-Sandoval, A. y Rangel-Salazar, J. L. (2012). Ocupación y abundancia de aves rapaces nocturnas (Strigidae) en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 742-752. <https://doi.org/10.7550/rmb.21364>.
- Sagarío, M. C. y Cueto, V. R. (2014). Evaluación del comportamiento territorial de cuatro especies de aves granívoras en el Monte central. *El Hornero*, 29(2), 81-92. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-34072014000200004&lng=es&tling=en.
- Sberze, M., Cohn-Haft, M. y Ferraz, G. (2010). Old growth and secondary forest site occupancy by nocturnal birds in a neotropical landscape. *Animal Conservation*, 13(1), 3-11. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00312.x>.
- Slaght, J. C., Surmach, S. G. y Gutiérrez, R. J. (2013). Riparian old-growth forests provide critical nesting and foraging habitat for Blakiston's fish owl *Bubo blakistoni* in Russia. *Oryx*, 47(4), 553-560. <https://doi.org/10.1017/S0030605312000956>.
- Szép, D., Klein, A. y Purger, J. (2017). The prey composition of the Barn Owl (*Tyto alba*) with respect to landscape structure of its hunting area (Zala County, Hungary). *Ornis Hungarica*, 25(2), 51-64. <https://doi.org/10.1515/orhu-2017-0015>.
- Tempel, D. J., Keane, J. J., Gutiérrez, R. J., Wolfe, J. D., Jones, G. M., Koltunov, A., Ramirez, C. M., Berigan, W. J., Gallagher, C. V., Munton, T. E., Shaklee, P. A., Whitmore, S. A. y Peery, M. Z. (2016). Meta-analysis of California Spotted Owl (*Strix occidentalis occidentalis*) territory occupancy in the Sierra Nevada: Habitat associations and

- their implications for forest management. *The Condor: Ornithological Applications*, 118(4), 747-765. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-16-66.1>.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., y Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79-92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>.
- Thiollay, J. M. (2007). Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. *Journal of Raptor Research*, 41(2), 90-105. [https://doi.org/10.3356/0892-1016\(2007\)41\[90:RCIFGD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3356/0892-1016(2007)41[90:RCIFGD]2.0.CO;2).
- Toledo, L. F., Ribeiro, R. S. y Haddad, C. F. (2007). Anurans as prey: an exploratory analysis and size relationships between predators and their prey. *Journal of Zoology*, 271(2), 170-177. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00195.x>.
- Vázquez-Pérez, J. R., Enríquez, P. L., Rangel-Salazar, J. L. y Castillo, M. A. (2011). Densidad y uso de hábitat de búhos en la Reserva de la Biosfera Selva el Ocote, Chiapas, Sur de México. *Ornitología Neotropical*, 22, 577-587. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/ON%2022%284%29%20577-587.pdf>.
- Vogels, B. (2021). XC694176. *Xeno-canto*. www.xeno-canto.org/694176.
- Watson, D. M. y Peterson, A. T. (1999). Determinants of diversity in a naturally fragmented landscape: humid montane forest avifaunas of Mesoamerica. *Ecography*, 22(5), 582-589. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb01288.x>.
- Williams, S. E. y Middleton, J. (2008). Climatic seasonality, resource bottlenecks, and abundance of rainforest birds: implications for global climate change. *Diversity and Distributions*, 14(1), 69-77. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00418.x>.
- Yáber, M. C. y Rabenold, K. N. (2002). Effects of sociality on short-distance, female-biased dispersal in tropical wrens. *Journal of Animal Ecology*, 71(6), 1042-1055.
- Zilio, F. y Zucatti, B. (2018). Diet of Long-tufted Screech-Owl in a Southern Brazilian Agroecosystem. *Journal of Raptor Research*, 52(1), 115-117. <https://doi.org/10.3356/JRR-16-107.1>
- Zurita, G. A. y Bellocq, M. I. (2007). Pérdida y fragmentación de la Selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. *El Hornero*, 22(2), 141-147. <https://doi.org/10.56178/eh.v22i2.759>.