

Pertinencia del uso de las características espectrales del hábitat como predictor de la estructura en comunidades de aves de un humedal de Cuba

Yarelys Ferrer-Sánchez,^{1,2*} Alexis Herminio Plasencia Vazquez,³ Fernando Abasolo-Pacheco,⁴ Dennis Denis Ávila,⁵ Idael Ruiz Companioni²

Resumen

La teledetección es una herramienta emergente en ecología, pero de uso limitado en países neotropicales. En este estudio probamos la relación entre las variables de las comunidades de aves y variables espectrales en un humedal de Cuba. Determinamos la composición y estructura de la ornitofauna en tres localidades del Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila y su relación con las variables espectrales. Realizamos 78 transectos y determinamos la abundancia relativa, riqueza, el índice de Brillouin, de Simpson y la composición en gremios. Sobre una imagen satelital del Landsat 7 medimos los índices de humedad, verdor, diversidad de arbustos vivos, índice normalizado de diferencia de agua y NDVI. Realizamos análisis multivariados para estimar la similitud entre formaciones vegetales a partir de variables comunitarias y espectrales. Para probar si existía correlación entre las variables realizamos una prueba de Mantel y una correlación entre los valores del primer componente de los Análisis de Componentes Principales a partir de las variables comunitarias y espectrales. Contabilizamos 1,298 aves pertenecientes a 73 especies, 33 familias y 14 órdenes. Cada formación vegetal tuvo una combinación propia de sus índices espectrales. La vegetación costera se diferenció del resto de las formaciones vegetales, y la demás vegetación tuvo superposición. No encontramos una relación significativa entre las variables comunitarias de las aves y espectrales. Esto puede deberse a una selección de índices poco informativos. Aun así, el método puede ser eficiente como complemento para el monitoreo de la biodiversidad y válido como recurso metodológico con fines de conservación.

Palabras clave: Aves acuáticas, Landsat, satélites artificiales, teledetección, conservación, Neotrópico.

Pertinence of the use of habitat spectral characteristics as a predictor of the structure in bird communities in a wetland of Cuba

Abstract

Remote sensing is an emerging tool in ecology, but of limited use in Neotropical countries. In this study, we tested the relationship between both bird communities and spectral variables in a wetland of Cuba. We determined the composition and structure of the birdlife in three locations in the Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila and its relationship with the spectral variables. We performed 78 transects and determined the relative abundance, richness, Brillouin index, Simpson index, and guilds composition. On a Landsat 7 satellite image, we measured humidity levels, greenery, living bushes diversity, normalized difference water index and NDVI. We performed multivariate analysis to estimate similarity between vegetation classes from community and spectral variables. To test whether there was correlation between variables we performed a Mantel test and a correlation between the values of the first component of both Principal Component Analysis, from the community and spectral variables. We counted 1,298 birds belonging to 73 species, 14 orders and 33 families. Each plant formation had its own combination of spectral indices. The coastal vegetation differed from the rest of the vegetation and other vegetation had overlap. We found no significant relationship between the community and spectral variables. This may be due to a selection of uninformative indices. Still, the method could be efficient as a complement for biodiversity monitoring and valid as a methodological resource for conservation purposes.

Keywords: Waterbirds, Landsat, artificial satellites, remote sensing, conservation, Neotropics.

Recibido: 23 de julio de 2016. **Aceptado:** 25 de noviembre de 2016

Editor asociado: Sergio Alvarado Orellana

¹ Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Quevedo, Los Ríos, Ecuador.

² Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna. La Habana, Cuba.

³ Universidad Autónoma de Campeche. San Francisco de Campeche, México.

⁴ Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Quevedo, Los Ríos, Ecuador.

⁵ Facultad de Biología. Universidad de La Habana. Plaza de la Revolución, La Habana, Cuba. Correo electrónico: *yferrersanchez@gmail.com

Introducción

La teledetección es una técnica que ha tenido un amplio uso en los estudios ambientales durante las últimas décadas. Por ejemplo, los satélites de la serie Landsat figuran entre los más usados en estudios ecológicos (e.g. Gómez 2003, Álvarez-Bermúdez *et al.* 2015) y han permanecido hasta la actualidad recolectando información multispectral de la superficie terrestre. En un inicio la tecnología satelital fue utilizada mayormente para estudios ecológicos en países desarrollados (e.g. Cardillo *et al.* 1999, Clark *et al.* 2004) y lentamente su uso se ha extendido hacia las regiones menos desarrolladas (e.g. Romero-Berny *et al.* 2015, Texeira *et al.* 2015), ha sido aplicada en el estudio de la mayoría de los grupos taxonómicos (e.g. Weishampel *et al.* 2016).

Particularmente, en el grupo de las aves, la teledetección se ha utilizado para relacionar los patrones de distribución de la riqueza de especies con índices derivados de la información espectral (Seto *et al.* 2004), o para relacionar la pérdida de la vegetación y su impacto sobre las especies endémicas (Buchanan *et al.* 2008). Los índices de vegetación, derivados de información satelital, son excelentes estimados de la productividad y pueden cuantificar la heterogeneidad ambiental de la vegetación, dos factores importantes que moldean los patrones de distribución de especies (Mittelbach *et al.* 2001). Estudios recientes han demostrado también el uso potencial del enfoque de la teledetección en la predicción de la riqueza de especies en paisajes antropizados (e.g. Hilgert-Moreira *et al.* 2014, Lima Magalhães *et al.* 2015), lo que puede contribuir en los planes de manejo, monitoreo y estrategias de rescate y conservación de muchas especies.

El monitoreo es un componente esencial para la conservación, necesario para identificar las amenazas a la biodiversidad, así como para desarrollar respuestas apropiadas a dichas amenazas; además, sirve para evaluar la efectividad y facilita el manejo adaptativo de las acciones. Tradicionalmente, los datos de monitoreo y de estudios ecológicos en países neotropicales han sido colectados únicamente a través de muestreos de taxones claves y sus hábitats (e.g. Gradstein 1992, Carrillo *et al.* 2000, Marini *et al.* 2009). Los costos y recursos asociados y el empleo de tiempo requeridos en estos muestreos y monitoreos tradicionales de extensas áreas son muy elevados (Brouwer *et al.* 1999). Razón por la cual hay muy pocos estudios y programas en los países del Neotrópico que puedan apoyar las estrategias de conservación, adecuadas y necesarias, para especies amenazadas y ecosistemas degradados.

Las comunidades de aves están asociadas a características específicas del hábitat, principalmente la disponibilidad de ali-

mentos, los tipos de vegetación, los factores abióticos como la humedad, la temperatura y las precipitaciones (Morrison *et al.* 1992, Hattori y Mae 2001). Por otra parte, los sensores satelitales son capaces de medir la reflectancia en diferentes longitudes de onda del espectro electromagnético, que constituyen variables espectrales a partir de las cuales pueden calcularse índices de humedad, de temperatura y de vegetación (Chuvieco 2007). Entonces, la estrecha relación entre las características de las comunidades y el hábitat donde éstas se localizan y, a su vez, entre el hábitat y las variables espectrales, permitiría utilizar esta última información para predecir características específicas de las comunidades de aves, útiles para el diseño de programas de monitoreo que identifiquen cambios en la estructura y composición de las comunidades de aves y en la cobertura vegetal.

En Cuba son pocos los estudios en los que se ha utilizado esta tecnología para especies o hábitats (e.g. Cerdeira *et al.* 2008, García-Quintas y Denis 2012) y para comunidades (e.g. García-Quintas y Parada 2013, Ferrer-Sánchez 2015). El sitio Ramsar Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila afronta la problemática de avance de la frontera agrícola que ha ocasionado la pérdida y reducción de hábitats y de especies raras y especialistas de recursos (e.g. Ferrer-Sánchez y Rodríguez-Estrella 2015). La ausencia de planes de manejo en este humedal identifica una necesidad urgente de preservar los remanentes de fragmentos de hábitat naturales y de la biodiversidad asociada. Sin embargo, la protección de humedales extensos e inaccesibles, en muchas partes, requiere costos y esfuerzos de muestreo elevados y por un largo periodo. A partir de esta problemática, el uso de técnicas de teledetección puede proveer a los planificadores y biólogos de métodos eficientes para predecir la biodiversidad a través de zonas amplias y heterogéneas. Estimaciones de la cobertura de suelos y de la riqueza de especies son costosas y consumidoras de recursos, especialmente en áreas extensas y a múltiples escalas espaciales. Bien se podría aplicar la teledetección para monitorear áreas extensas a bajos costos. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue determinar la composición y estructura de las comunidades de aves de tres localidades ubicadas dentro del Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila (GHNCA), Cuba, y su relación con las variables espectrales relacionadas con el hábitat.

Métodos

Área de estudio

Los datos de campo los registramos en tres zonas dentro del sitio Ramsar Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila, Cuba: El

Venero, Turiguanó-Chicola y Playa de Cunagua (Figura 1), del 4 al 10 de julio de 2010, periodo de anidación de la mayoría de las aves acuáticas cubanas (Mugica *et al.* 2006). El GHNCA tiene un área de 226,875 ha y ocupa la mayor parte de la costa norte de Ciego de Ávila, Cuba (22°19' N y 78°28' W). Fue declarado sitio Ramsar por su abundancia y riqueza de aves acuáticas y, en especial, porque ahí anida la Grulla Cubana (*Antigone canadensis nesiotis*), subespecie endémica en peligro de extinción (Gálvez y Ferrer 2012). Esta área presenta siete áreas protegidas de varias categorías, de las cuales tres son Refugios de Fauna, donde habitan temporal o permanentemente aves endémicas, migratorias y en peligro de extinción (Rodríguez *et al.* 2008).

Muestreo de las comunidades de aves

Para el muestreo de las comunidades de aves realizamos 78 transectos lineales independientes de ancho y largo variables (Ralph *et al.* 1996), de 10 min de duración cada uno, entre las 06:00 h y las 10:00 h, en los cuales contamos e identificamos todas las aves observadas o escuchadas. La distribución de los transectos fue 43 itinerarios en El Venero, 18 en Turiguanó-Chicola y 17 en

Playa Cunagua. Tomamos las coordenadas geográficas iniciales y finales, con un GPS (sistema de coordenadas geográficas, datum WGS84), de todos los transectos, y obtuvimos la distancia recorrida para poder estandarizarlos. En cada una de las zonas muestreadas clasificamos la vegetación de forma general según la vegetación dominante: bosque, manglar, herbazal de ciénaga, herbazal con palmas, pastizal, palmar, sabana inundada, vegetación de laguna y vegetación de costa, ya que todas son consideradas hábitats para las especies.

Bosque: Formaciones vegetales en las que predominó el arbóreo. Cobertura cercana al 100%, pocas especies predominantes, altura mayor a 6 m y suelo de tierra, lodo o rocoso.

Manglar: Vegetación predominante arbórea. Cobertura de total a media, pero con dominancia de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y mangle prieto (*Avicennia germinans*). La altura de la vegetación, según la zona, varió entre 3 y más de 6 m, y el suelo era de tierra o lodo, salino o salobre.

Herbazal de ciénaga: Formación vegetal con predominancia de plantas herbáceas. Altura media de 1 m. Entre las especies que caracterizan esta formación se encuentra *Thypha domingensis*, *Cladium jamaicense*, *Cyperus spp.* y *Erianthus giganteus*.

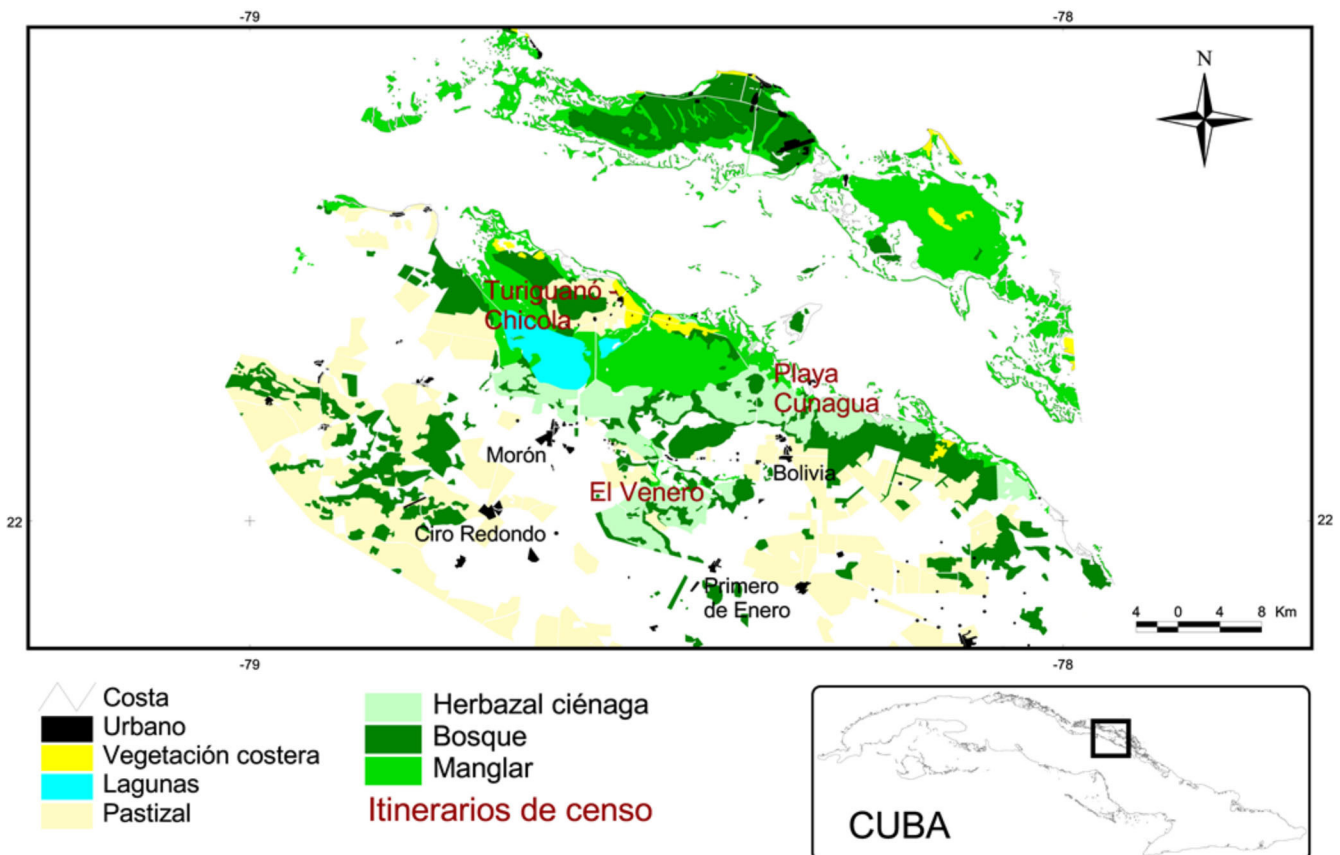


Figura 1. Localidades donde se realizaron los conteos de aves en el Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Herbazal con palmas: Vegetación predominante herbácea, pero a diferencia de la anterior el grado de anegamiento fue mayor y presentó una alta densidad de palmas.

Pastizal: Vegetación predominante herbácea. Cobertura poca o nula y predominancia de gramíneas de menos de 1 m de altura, pero sin anegamiento permanente. Pastizales dedicados a la ganadería y en la mayoría de los casos tuvieron asociados fragmentos de bosques de diferentes tamaños y parches de la planta exótica *Dicrostachys cinerea*.

Palmar: La formación vegetal predominante fueron las palmas. El tipo de suelo era tierra o lodo.

Sabana inundada: Vegetación predominante herbácea, rodeada de bosque. El suelo fue fangoso y en algunas zonas estaban anegadas completamente.

Vegetación de laguna: Lagunas rodeadas de vegetación boscosa y *A. germinans* con cobertura vegetal media. Presentaba como vegetación emergente a las herbáceas, arbustos de *Annona glabra* y predominó la presencia de espejos de agua en el interior de la laguna.

Vegetación de costa: Vegetación arbustiva (*A. germinans*). Cobertura vegetal variable pero generalmente rala. La vegetación estaba interrumpida por playazos de fondo lodoso y abundante materia orgánica y niveles de salinidad elevados.

Para el análisis de las comunidades calculamos la abundancia absoluta y relativa de aves, así como la riqueza total de especies por tipo de vegetación. Para describir la estructura de la comunidad de aves clasificamos las especies en los gremios descritos por Kirkconnel et al. (1992): insectívoros-granívoros (IG), zancudas-sondeadores (ZS), buceadores (B), rapaces (R), otras depredadoras (D), entre otras (Anexo 1).

Procesamiento de la imagen satelital

Empleamos una imagen multispectral del satélite Landsat 7 con fecha 3 de julio de 2010, obtenida en el Global Land Cover Facility (GLCF). Este satélite porta un sensor ETM+, que presenta información en nueve bandas espectrales con una reso-

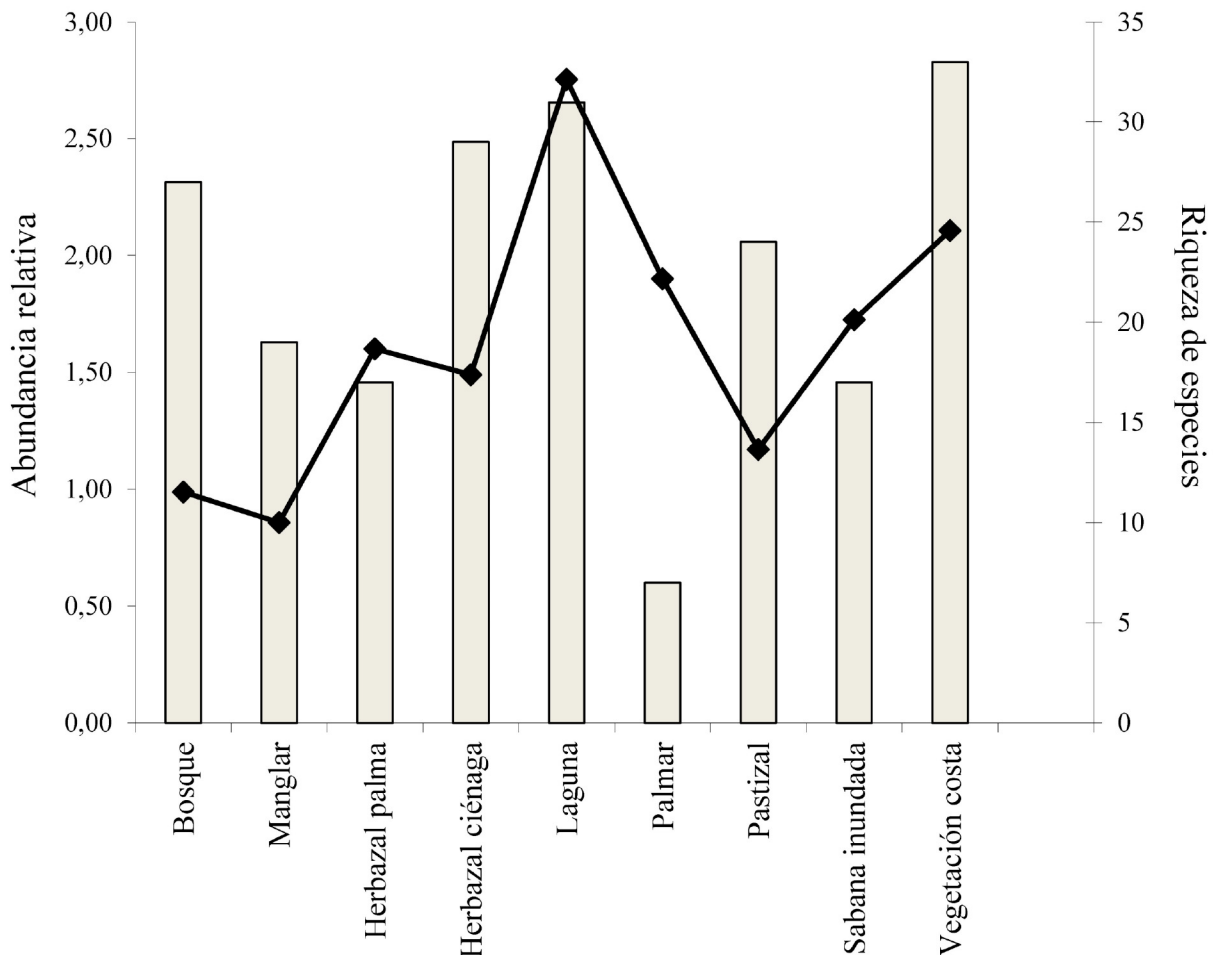


Figura 2. Abundancia relativa (número de individuos/minuto) y riqueza de especies (barras) de las comunidades de aves observadas en nueve formaciones vegetales del Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila, Cuba.

lución espacial de 30 m. A esta imagen, previamente corregida geográficamente (ortorrectificada), le realizamos el pre-procesamiento para la calibración radiométrica. Para ello seguimos los siguientes pasos: 1. Llevar la imagen de Nivel Digital (ND) a valores físicos de reflectancia; 2. Realizar la corrección atmosférica mediante el método FLASSH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) para eliminar las distorsiones espectrales de las imágenes, provocadas por la atenuación atmosférica (aerosoles, vapor de agua, polvo) y 3. Aplicar la substracción de cuerpo oscuro para eliminar los ruidos provocados por sombras. La imagen estaba georreferenciada en coordenadas UTM, datum WGS84 y tenía un tamaño de escena de 185 x 185 km. Recortamos una subescena, en la que incluimos las tres áreas de estudio y que constituyó la imagen de trabajo. Ubicamos sobre la subescena los transectos y sobre éstos marcamos regiones de interés (ROI). Calculamos para cada ROI los siguientes índices espectrales: Índice de Humedad (Crist y Cicone 1984), Índice de Vegetación Verde (Crist y Cicone 1984), Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación (NDVI, Rouse *et al.* 1973), Índice Normalizado de Diferencia de Agua (NDWI, Gao 1996) e Índice de Densidad de Arbustos Vivos (SHRUB, Hale 2006). Los tres primeros índices se calcularon a partir de la transformación Tasseled Cap (véase Cohen y Goward 2004).

Manejo de datos

Para el análisis de la estructura comunitaria medimos la heterogeneidad de especies con el índice de Brillouin y calculamos el índice inverso de Simpson para evaluar la equitatividad. En ambos casos usamos el programa Ecological Methodology (Krebs 1999). Obtuvimos las curvas de rango-abundancia

(Whittaker 1965) de las aves en cada formación vegetal, en las cuales determinamos las pendientes de las regresiones de curvas logarítmicas de mejor ajuste, ya que es el método más simple (Preston 1948, Wilson 1991, He y Tang 2008). Estas curvas son usadas para desplegar la abundancia proporcional de cada especie y es una forma de visualizar y comparar su riqueza y equidad, pues se identifican especies raras y especies dominantes. Realizamos un Análisis de Componentes Principales (ACP) con las siguientes variables: especies, abundancia por gremios, abundancia, riqueza de especies, coeficientes de regresión de las curvas de rango de abundancia y los índices de Simpson y de Brillouin y extrajimos el primer componente como una variable derivada integradora para correlacionarlo con una variable homóloga obtenida con las variables espectrales. Para evaluar las relaciones de similitud entre formaciones vegetales a partir de estas variables, realizamos un Análisis de Agrupamiento con la distancia euclidiana y el algoritmo UPGMA.

Análisis de las variables espectrales

Calculamos los estadísticos descriptivos de las variables que incluyeron la media, el error estándar y los intervalos de confianza. Comparamos la información espectral de cada formación vegetal con un análisis de varianza no paramétrico por permutaciones (NPMANOVA) con 10,000 permutaciones. Hicimos un análisis de agrupamiento a partir de las medias de las variables espectrales para representar las distancias entre formaciones vegetales (distancia euclideana, algoritmo UPGMA). Finalmente, realizamos un ACP y al primer componente lo correlacionamos con el obtenido a partir de la información de las comunidades de aves.

Cuadro 1. Estadísticos descriptivos (media \pm error estándar) de los índices de diversidad de aves por formación vegetal en las localidades muestreadas en el Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Vegetación	Riqueza (número promedio de especies)	Abundancia (aves/h)	Índice de Brillouin	Índice de Simpson
Bosque	5.5 \pm 1.2	8.8 \pm 2.1	1.6 \pm 0.2	0.8 \pm 0.1
Manglar	6.7 \pm 1.5	11.0 \pm 2.4	1.6 \pm 0.3	0.8 \pm 0.1
Herbazal con palma	8.3 \pm 1.3	16.0 \pm 4.0	2.1 \pm 0.2	0.7 \pm 0.05
Herbazal de ciénaga	5.3 \pm 0.6	14.9 \pm 1.8	1.4 \pm 0.1	0.7 \pm 0.03
Laguna	9.4 \pm 1.5	27.6 \pm 6.7	2.0 \pm 0.2	0.6 \pm 0.1
Pastizal	6.1 \pm 0.6	12.6 \pm 1.9	1.6 \pm 0.1	0.8 \pm 0.1
Sabana inundada	7.3 \pm 1.7	17.3 \pm 1.8	1.8 \pm 0.4	0.7 \pm 0.1
Vegetación costera	6.8 \pm 0.6	21.1 \pm 4.5	1.6 \pm 0.1	0.6 \pm 0.1

Asociación entre las variables espectrales y ecológicas

Evaluamos la asociación entre ambos tipos de información por dos vías. Primero, realizamos una prueba de Mantel (Mantel 1967) para hallar la asociación entre las distancias espectrales y comunitarias entre todos los conteos y se usó el addinsoft PopTools de Excel (distancia euclídeana, 10,000 permutaciones). Segundo, realizamos una correlación lineal simple entre los componentes que explicaban la mayor proporción de varianza de los ACP de los grupos de variables analizados. El procesamiento estadístico lo realizamos con el programa Past 1.99 (Hammer *et al.* 2010). El nivel de significancia (α) empleado en las pruebas estadísticas fue de 0.05.

Resultados

Caracterización de las comunidades de aves

Durante los muestreos contabilizamos 1,298 aves pertenecientes a 73 especies, distribuidas en 14 órdenes y 33 familias (Anexo 1). Los órdenes mejor representados en cuanto a número de especies y abundancia fueron los Passeriformes con 19 especies y 254 individuos, Charadriiformes con 13 especies y 323 individuos y Ciconiiformes con 12 especies y 323 individuos.

A diferencia de éstos, los órdenes Columbiformes y Phoenicopteriformes, aunque tuvieron una baja riqueza de especies de seis y una, respectivamente, presentaron una abundancia total de 176 y 130 individuos, respectivamente. La familia mejor representada fue Ardeidae con 10 especies y 204 individuos (Anexo 1). Fuera del conteo observamos otras especies: *Platalea ajaja* (seviya), *Dendrocygna bicolor* (yaguasín), *Colinus virginianus* (codorniz), *Mycteria americana* (cayama), *Gallinula chloropus* (gallareta de pico rojo), *Tringa semipalmata* (zarapico real) y *Totanus multicolor* (cartacuba). Del total de especies registradas siete fueron endémicas (Anexo 1) y cinco estuvieron catalogadas en alguna categoría de amenaza nacional o mundial. Estas últimas fueron *Fregata magnificens*, *Mycteria americana*, *Egretta thula*, *Egretta tricolor* y *Antigone canadensis nesiotis*.

Las formaciones vegetales con mayor riqueza de especies y abundancia relativa fueron la vegetación emergente de lagunas y la vegetación de costa (Figura 2). Las medidas de tendencia central mostraron que existió mayor variación en las abundancias promedios y una ligera variación en la media del número de especies detectadas (Cuadro 1). Los índices de Simpson, calculados por formación vegetal, fueron mayores para el herbazal con palmas y la vegetación de laguna, mientras que el menor valor se obtuvo en el herbazal de ciénaga. Los valores medios del índice de Simpson fueron mayores para el bosque y el manglar y menores para la vegetación de laguna (Cuadro 1).

Cuadro 2. Estadísticos descriptivos (media \pm error estándar [intervalos de confianza]) para las variables espectrales por formación vegetal. Verdor: Índice de Vegetación Verde; Humedad: Índice de Humedad; SHRUB: Índice de Densidad de Arbustos Vivos; NDVI: Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación; NDWI: Índice Normalizado de Diferencia de Agua.

Formación vegetal	Verdor	Humedad	SHRUB	NDVI	NDWI
Manglar	-58.4 \pm 2.3 (-70.4-46.5)	-43.2 \pm 0.7 (-46.6-39.9)	1.9 \pm 0.02 (1.8-2.0)	0.4 \pm 0.02 (0.3-0.5)	0.4 \pm 0.03 (0.2-0.6)
Bosque	-39.0 \pm 9.3 (-90.5-12.5)	-45.4 \pm 3.2 (-63.4-27.4)	1.9 \pm 0.01 (1.8-1.9)	0.1 \pm 0.1 (-0.5-0.7)	0.4 \pm 0.1 (0.03-0.7)
Herbazal con palmas	-54.9 \pm 1.3 (-59.4-50.3)	-40.1 \pm 0.8 (-42.8-37.5)	1.9 \pm 0.02 (1.8-2.0)	0.3 \pm 0.03 (0.2-0.4)	0.5 \pm 0.2 (-0.1-1.1)
Herbazal ciénaga	-60.8 \pm 2.1 (-78.8-42.8)	-36.4 \pm 0.6 (-41.6-31.2)	1.9 \pm 0.01 (1.8-2.0)	0.2 \pm 0.02 (0.05-0.4)	0.7 \pm 0.1 (-0.5-1.8)
Laguna	-33.7 \pm 7.1 (-75.3-7.9)	-46.3 \pm 2.3 (-59.8-32.8)	1.9 \pm 0.02 (1.7-2.0)	0.02 \pm 0.08 (-0.5-0.5)	0.5 \pm 0.2 (-0.5-1.6)
Pastizal	-50.1 \pm 5.7 (-85.5-14.6)	-43.5 \pm 2.2 (-56.8-30.1)	1.9 \pm 0.02 (1.8-2.0)	0.2 \pm 0.05 (-0.2-0.5)	0.3 \pm 0.04 (0.04-0.6)
Sabana	-55.3 \pm 4.2 (-71.7-39.0)	-43.8 \pm 1.0 (-47.7-39.9)	1.9 \pm 0.01 (1.9-2.0)	0.4 \pm 0.02 (0.3-0.4)	0.4 \pm 0.04 (0.2-0.5)
Vegetación costera	-20.3 \pm 2.7 (-42.0-1.4)	-71.8 \pm 2.8 (-94.2-49.5)	2.0 \pm 0.2 (1.9-2.0)	-0.2 \pm 0.04 (-0.5-0.2)	0.3 \pm 0.03 (0.02-0.5)

Con las curvas de rango de abundancia comprobamos que las formaciones vegetales donde hubo mayor equidad fueron: el manglar, el herbazal con palmas y el bosque (Figuras 3 y 4). La formación vegetal de menor equidad fue la vegetación costera (Figura 3). El gremio que predominó fue el de insectívoros-granívoros, para la mayoría de las formaciones vegetales.

Los dos primeros ejes del ACP, realizados con las variables comunitarias, explicaron 59.5% y 29.2 % de la varianza, respectivamente. Las formaciones vegetales de menor similitud fueron la vegetación de costa, el herbazal de ciénaga y la vegetación de laguna. Las formaciones restantes presentaron gran similitud y se agruparon hacia el centro del eje de los componentes. Esto pudo comprobarse con los resultados del análisis de agrupamiento.

Análisis de las variables espectrales de acuerdo con la formación vegetal

Cada formación vegetal tuvo una combinación propia y específica de valores en sus índices espectrales (Cuadro 2). El índice de verdor, relacionado con la coloración de la vegetación, mostró su menor valor en la vegetación costera (-20.3 ± 2.7). El valor mayor que obtuvimos para este índice perteneció al herbazal de ciénaga (-60.8 ± 2.1). El NDVI tuvo su mayor valor e intervalo en los manglares (0.4 ± 0.02). En cuanto a la humedad, la formación más representativa fue la vegetación de costa (-71.8 ± 2.8), mientras que el herbazal de ciénaga tuvo el mayor índice de diferencia de agua (0.7 ± 0.1).

La vegetación costera, los bosques y la vegetación de las lagunas quedaron en el mismo grupo. Por otra parte, se agruparon los pastizales, las sabanas, los herbazales de ciénaga, los herbazales con palmas y los manglares. La vegetación costera se diferenció notablemente de las demás ($F = 12.8$; $P < 0.0001$), mientras que los bosques, los manglares y los herbazales con palmas presentaron semejanzas con el resto de las formaciones vegetales. Los herbazales de ciénaga tuvieron características espectrales similares a los herbazales con palmas. La sabana difirió únicamente de los herbazales de ciénaga. Los pastizales se diferenciaron de los herbazales de ciénaga y de la vegetación de laguna, quienes a su vez sólo se asemejan con los bosques.

Con el ACP de las variables espectrales los dos primeros ejes explicaron 74.2% y 24. % de la varianza, respectivamente. La vegetación costera se diferenció marcadamente del resto de las formaciones vegetales, mientras que entre el resto de los grupos de vegetación existió una fuerte superposición. La prueba de Mantel entre las matrices de distancias obtenidas a partir de las variables comunitarias y espectrales indicó que

existe 85% de probabilidad de que la asociación observada fuese aleatoria ($r_m = 0.06$; $P_{(igualdad)} = 0.85$). La correlación entre los valores del primer componente de los ACP a partir de las variables ecológicas y espectrales no resultó significativamente diferente de cero, lo cual indica la ausencia de relación entre ambos tipos de información ($y = 0.06x - 6E-08$; $r = 0.03$; $R^2 = 0.003$; $p = 0.8$).

Discusión

Los humedales son lugares críticos para las aves, principalmente, por su alta productividad primaria y en consecuencia gran disponibilidad de recursos que favorecen la coexistencia de cientos de especies (Gatto *et al.* 2008). Las aves de humedales observadas hacen un uso diferenciado de las formaciones vegetales de acuerdo con la presencia de tipos de hábitats específicos, lo que muestra una respuesta especie-específica más similar entre especies con requerimientos ecológicos semejantes (Brandolin y Blendinger 2016). La mayor riqueza de especies y abundancia relativa de aves en la vegetación de laguna y la vegetación de costa reportada en este estudio la podemos asociar a la presencia de grandes cuerpos de agua que proveen una alta variedad de nichos. La escasa heterogeneidad de plantas que componen el herbazal de ciénaga (Zavaro y Oviedo 1993) explicaría la baja riqueza de aves que lo habitan y a su alta abundancia; se mantienen las mejor adaptadas a este hábitat y las generalistas. La variación de la abundancia relativa de aves en la laguna estuvo relacionada con la época de reproducción para algunas especies (Acosta *et al.* 1992). Por otro lado, en la vegetación de costa esta variación estuvo influenciada por el elevado número de flamencos que se alimentan en la zona hipersalina, debido probablemente a la elevada cantidad de materia orgánica acumulada en el fondo y a la disponibilidad de alimento. La salinidad afecta la composición de invertebrados y plantas presentes en los humedales y por lo tanto afecta indirectamente su uso como sitio de alimentación (Takekawa *et al.* 2006). Algunas especies como los flamencos pueden beneficiarse de los altos niveles de sal, ya que estos hábitats son favorables para invertebrados como los ostrácodos y crustáceos (*Artemia* sp.) que constituyen parte importante de su dieta (Esté *et al.* 2014).

Las condiciones del hábitat son importantes para entender que las aves usen o no los humedales. La variación en cuanto a la proporción de gremios en la laguna y la vegetación costera se relaciona con la disponibilidad de recursos tróficos asociados a estos hábitats (Abarca y Herzig 2001). La poca profundidad del agua en las áreas cubiertas por la vegetación costera justifica que predomine el gremio de las zancudas-son-

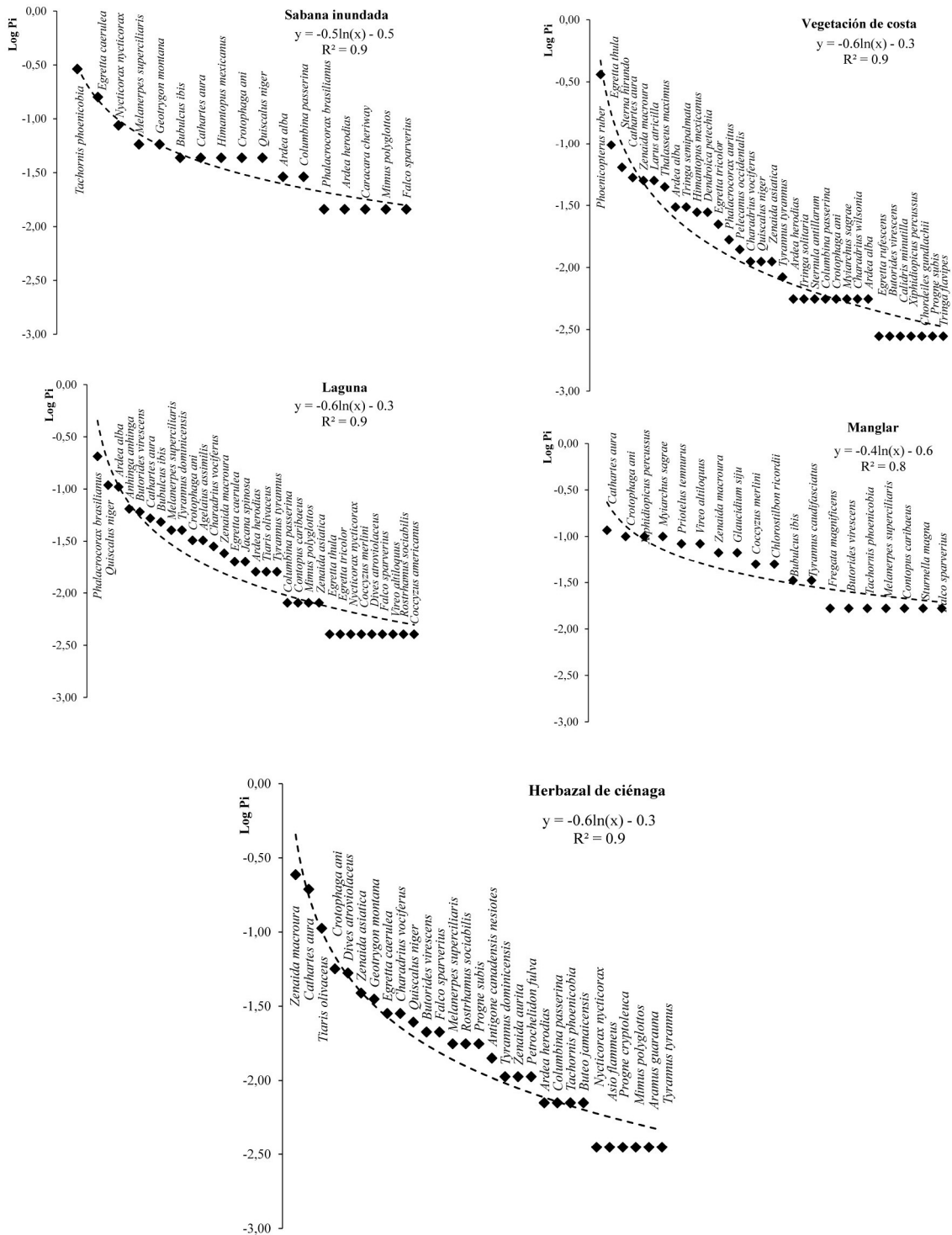
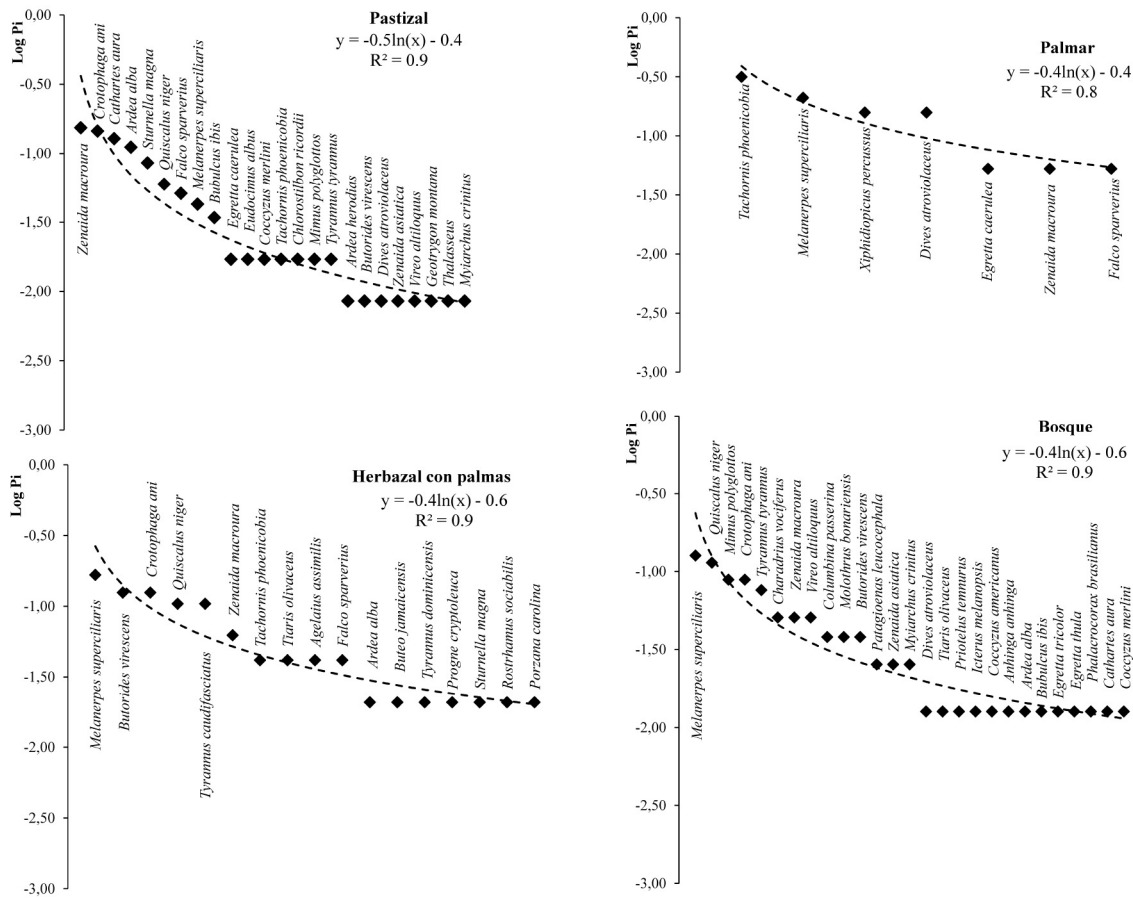


Figura 3. Curvas de rango de abundancia de las comunidades de aves por formación vegetal en el Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila, Cuba.

Continúa Figura 3.



deadoras. En este hábitat, las aves carnívoras pueden utilizar métodos versátiles de pesca y conductas cleptoparasitas. La profundidad del agua afecta la eficiencia de forrajeo (Holm y Burger 2002), ya que determina el acceso a los sitios de alimentación para aquellas aves con características morfológicas específicas como cuellos y patas largas (Ma *et al.* 2010).

La diferenciación de la vegetación costera, la laguna y el herbazal de ciénaga respecto a las demás formaciones vegetales, es razonable, ya que las variables que se midieron se relacionan directa e indirectamente a la presencia del agua. El herbazal de ciénaga tiene características distintivas que lo diferencian de las demás formaciones en cuanto a la dinámica de las comunidades de aves que lo utilizan, pues tiene periodos en los cuales está completamente inundado y otros en los que se seca (Zavaro y Oviedo 1993). En este estudio, el periodo de muestreo coincidió con la época de lluvias y las comunidades de aves observadas son típicas durante la inundación del herbazal.

La vegetación interior de las lagunas y la vegetación del borde fueron factores importantes para explicar la abundancia de aves en las lagunas del humedal. Muchas aves utilizan la

vegetación y también necesitan áreas de aguas abiertas para alimentarse y nadar. La estructura de la vegetación acuática influye directamente en el uso de hábitat de las aves, ya que incrementa la heterogeneidad del hábitat (e.g. Naugle *et al.* 2000) y la disponibilidad de alimentos como semillas, hojas, tubérculos y rizomas (Ma *et al.* 2010). Por otra parte, la vegetación acuática provee camuflaje a los depredadores, refugio a las presas, protección ante condiciones climáticas severas y de materiales y sitios para la anidación. Todos estos factores crean relaciones complejas en las lagunas, lo que las convierte en hábitats particularmente importantes (e.g. Brandolin y Blendinger 2016).

El alto valor de verdor en los herbazales de ciénaga se puede atribuir a la presencia de mayor cantidad de vegetación de manera continua, contrario a lo observado en las lagunas y en la vegetación costera donde la vegetación está restringida y en la última se evidencia la presencia de saladares (áreas con elevadas concentraciones de sal). Los altos valores del índice de humedad en la vegetación costera pueden estar asociados a la proximidad con el mar, que junto con la naturaleza porosa del sustrato se combinan para

producir una condensación de rocío (Crawford 1989). Este rocío puede aportar cantidades importantes de humedad a las plantas (Martínez *et al.* 1994), compensando su potencial hídrico (Barbour *et al.* 1985). El índice de matorrales (*Shrub*) también fue mayor en la vegetación costera por el predominio de este tipo de vegetación achaparrada. Los mayores valores del NDVI en los manglares se relacionan con la gran biomasa y productividad de estas formaciones vegetales. El NDVI está estrechamente correlacionado con la biomasa de las plantas y con la productividad primaria neta, la diferencia entre el carbono fijado por la fotosíntesis y el carbono perdido por la respiración de los autótrofos (Evans y Lange 2001). De esta forma, es uno de los mejores estimadores de energía y productividad del ecosistema, aunque en este estudio no estuvo relacionado con alguna variable comunitaria, de manera agrupada y en la forma analizada.

Las variables comunitarias y espectrales no estuvieron relacionadas quizás por una selección inapropiada de las variables, dado que éstas, de forma individual, no fueron capaces de discriminar entre la mayoría de las formaciones vegetales. Además, para este caso en particular, la presión antrópica en el área de estudio puede haber provocado variaciones en las comunidades de aves que habitan los remanentes de hábitats naturales, lo cual modifica de alguna manera la relación natural especie-ambiente. La relación entre energía, productividad, riqueza y diversidad de especies ha sido abordada y probada en múltiples sistemas ecológicos y escalas espaciales (e.g. Oindo y Skidmore 2002, Seto *et al.* 2004, Evans y Lange 2001). Sin embargo, a diferencia de estos estudios, el uso de medidas de textura basadas en el índice de vegetación reforzado (EVI: enhanced vegetation index) resultaría más eficiente y con mayor significado ecológico. Este índice optimizado fue diseñado para reforzar la señal de vegetación con una sensibilidad mejorada en regiones con gran biomasa. Se demostró recientemente que esta medida puede ser un indicador de la variabilidad y arreglo espacial de las características de la vegetación en un área (Tuanmu y Jetz 2015), por lo que sugerimos explorar su efectividad en el área de estudio.

Nuestros resultados no implican que el método sea poco eficiente o inútil para el monitoreo de la biodiversidad. Por el contrario, es válido como recurso metodológico y ofrece ventajas para profundizar en estudios ecológicos con fines de manejo y conservación. Aunque la teledetección no reemplaza el trabajo de campo y no identifica las especies de aves, su rareza y composición, sugerimos que dada la utilidad de las imágenes satelitales, se empleen con mayor frecuencia como herramienta complementaria en todos los estudios ecológicos en busca de patrones espaciales de la biodiversidad.

Agradecimientos

A todos los estudiantes de biología que participaron en el trabajo de campo y apoyaron con el análisis de los datos. A la Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna por el apoyo logístico. A los revisores anónimos por sus valiosos comentarios.

Literatura citada

- Abarca, F.J. y M. Herzig (eds.). 2001. Manual para el manejo y conservación de los humedales en México. Game & Fish Department of Arizona, RAMSAR, NAWCCC, DUMAC, Pronatura, F & W Service US, SWS, Semarnat y Env. Canada.
- Acosta, M., J.A. Morales, M. González y L. Mugica. 1992. Dinámica de la comunidad de aves de la playa La Tinaja, Ciego de Ávila, Cuba. *Ciencias Biológicas* 24:44-58.
- Álvarez-Bermúdez, X.A., E. Valero-Gutiérrez, J. Picos-Martín y L. Ortiz-Torres. 2015. Estudio de la cubierta vegetal del Monte Forgoselo mediante imágenes de Landsat TM 5 (Galicia, NW España). *DYNA* 82:173-181.
- Barbour, M.G., T.M. de Jong, y B.M. Pavlik. 1985. Autoecology of marine beach and dune plants on the Atlantic, Gulf and Pacific Coasts of North America. Pp. 296-322. *In*: B.F. Chabot y H.A. Mooney (eds.). *Physiological ecology of North American plant communities*. Chapman and Hall. New York.
- Brandolin, P.G. y P.G. Blendinger. 2016. Effect of habitat and landscape structure on waterbird abundance in wetlands of central Argentina. *Wetlands Ecology and Management* 24:93-105.
- Brouwer, R., I.H. Langford, I.J. Bateman y R.K. Turner. 1999. A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Regional Environmental Change* 1:47-57.
- Buchanan, G.M., H.M. Stuart, G. Duston, J.D. Pilgrim, M.K. Steininger, K.D. Bishop y P. Mayaux. 2008. Using remote sensing to inform conservation status assessment: Estimate of recent deforestation rates on New Britain and the impacts upon endemic birds. *Biological Conservation* 141:56-66.
- Cardillo, M., D.W. Macdonald y S.P. Rushton. 1999. Predicting mammal species richness and distribution: Testing the effectiveness of satellite-derived land cover data. *Landscape Ecology* 14:423-435.
- Carrillo, E., G. Wong y A.D. Cuarón. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14:1580-1591.

- Cerdeira, S., S. Lorenzo, A. Areces y C. Martínez. 2008. Mapping of the spatial distribution of benthic habitats in the Gulf of Batabanó using Landsat-7 images. *Ciencias Marinas* 34:213-222.
- Chuvienco, E. 2007. Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio. Ariel. Madrid.
- Clark, D.B., C. Castro, L.D. Alvarado y J.M. Read. 2004. Quantifying mortality of tropical rain forest trees using high-spatial-resolution satellite data. *Ecology Letters* 7:52-59.
- Cohen, W.B., S.N. Goward. 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *Bioscience* 54:335-345.
- Crawford, R.M.M. 1989. *Studies in plant survival*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Crist, E.P. y R.C. Cicone. 1984. A physically-based transformation of Thematic Mapper data – the TM tasseled cap. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 22:256-263.
- Esté, E., C. Casler, J. Reyes, M. Nava, J. Carruyo, A. Flores, y C. Pardo. 2014. Abundancia del flamenco caribeño (*Phoenicopterus ruber*) y su relación con las fuentes de alimento, en la ciénaga de los Olivitos, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 46:211-332.
- Evans, R.D., O.L. Lange. 2001. Biological soil crusts and ecosystem nitrogen and carbon dynamics. Pp. 263-279. *In*: J. Belnap y O.L. Lange (eds.). *Biological soil crusts: structure, function, and management*. Springer. Berlin, Heidelberg.
- Ferrer-Sánchez, Y. 2015. Variables que influyen en la distribución y abundancia de rapaces diurnas y en la ubicación de sus sitios de anidación en Cuba. Tesis de doctorado, CIBNOR. Baja California Sur, México.
- Ferrer-Sánchez, Y., R. Rodríguez-Estrella. 2015. Man-made environments relationships with island raptors: endemics do not cope with habitat changes, the case of the island of Cuba. *Biodiversity and Conservation* 24:407-425.
- Gálvez, X. y Y. Ferrer. 2012. *Grus canadensis nesiotis* Bangs y Zappey, 1905. Pp. 219-220. *In*: H. González, L. Rodríguez, A. Rodríguez, C.A. Mancina e I. Ramos (eds.). *Libro rojo de los vertebrados de Cuba*. Editorial Academia. La Habana, Cuba.
- García-Quintas, A. y D. Denis. 2012. Un ejemplo teórico de modelación del hábitat y la distribución potencial por análisis factorial del nicho ecológico. *Mesoamericana* 16:12-21.
- García-Quintas, A. y A. Parada. 2013. Variaciones a largo plazo en la extensión de seis clases de hábitats de importancia para las aves en los cayos Coco y Guillermo, Cuba. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas* 2:85-91.
- Gao, B. 1996. NDWI-a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* 58:257-266.
- Gatto, A., F. Quintana y P. Yorio. 2008. Feeding behavior and habitat use in a waterbird assemblage at a marine wetland in coastal Patagonia, Argentina. *Waterbirds* 31:463-471.
- Gradstein, S.R. 1992. Threatened bryophytes of the neotropical rain forest: a status report. *Tropical Bryology* 6:83-93.
- Gómez, D. 2003. Utilización de la imagen del satélite LANDSAT-TM para caracterizar la vegetación amazónica. *Revista Geográfica* 134:51-62.
- Hale, S.R. 2006. Using satellite imagery to model distribution and abundance of Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*) in New Hampshire's White Mountains. *The Auk* 123:1038-1051.
- Hammer, D.A., T. Harper y P.D. Ryan. 2010. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. Disponible en: <<http://folk.uio.no/ohammer/past/download.html>> (consultado el 10 de mayo de 2016).
- Hattori, A. y S. Mae. 2001. Habitat use and diversity of waterbirds in a coastal lagoon around Lake Biwa, Japan. *Ecological Research* 16:543-553.
- He, F. y D. Tang. 2008. Estimating the niche preemption parameter of the geometric series. *Acta Oecologica* 33:105-107.
- Hilgert-Moreira, S.B., M.Z. Fernandes, C.A. Marchett y B. Blochtein. 2014. Do different landscapes influence the response of native and non-native bee species in the Eucalyptus pollen foraging, in southern Brazil? *Forest Ecology and Management* 313:153-160.
- Holm, K.J., y A.E. Burger. 2002. Foraging behavior and resource partitioning by diving birds during winter in areas of strong tidal currents. *Waterbirds* 25:312-325.
- Kirkconnel, A., O. Garrido, R.M. Posada y S.O. Cubillas. 1992. Los grupos tróficos en la avifauna cubana. *Poeyana* 415:21.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*, 2nd ed. Addison-Wesley Educational Publishers, Inc.
- Lima Magalhães, J.L., M.A. Lopesb, H. Lima de Queiroza. 2015. Development of a flooded forest anthropization index (FFAI) applied to Amazonian areas under pressure from different human activities. *Ecological Indicators* 48:440-447.
- Ma, Z., Y. Cai, B. Li y J. Chen. 2010. Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands* 30:15-27.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27:209-220.
- Marini, M.Â., M. Barbet-Massin, L.E. Lopes y F. Jiguet. 2009.

- Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. *Biological Conservation* 142:3039-3050.
- Martínez, M.L., P. Moreno-Casasola y E. Rincon. 1994. Sobrevivencia y crecimiento de plántulas de un arbusto endémico de dunas costeras ante condiciones de sequía. *Acta Botánica Mexicana* 26:53-62.
- Mittelbach, G.G., C.F. Steiner, S.M. Scheiner, K.L. Gross, H.L. Reynolds, R.B. Waide, M.R. Willig, S.I. Dodson y L. Gough. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82:2381-2396.
- Morrison, M.L., B.G. Marcot y R.W. Mannan. 1992. *Wildlife habitat relationships*. The University of Wisconsin Press. Wisconsin.
- Mugica, L., D. Denis, M. Acosta, A. Jiménez y A. Rodríguez. 2006. *Aves acuáticas en los humedales de Cuba*. Editorial Científico-Técnica. La Habana.
- Naugle, D.E., R.R. Johnson, M.E. Estey, K.F. Higgins. 2000. A landscape approach to conserving wetland bird habitat in the prairie pothole region of eastern South Dakota. *Wetlands* 21:1-17.
- Oindo, B.O. y A.K. Skidmore. 2002. Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. *International Journal of Remote Sensing* 23:285-298.
- Preston, F.W. 1948. The Commonness, and rarity, of species. *Ecology* 29: 254-283.
- Ralph, J.C., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante y B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General technical report. Pacific Southwest Station. USDA Forest Service. Albany, California, USA.
- Rodríguez, D., Y. Ferrer-Sánchez, A. Parada, A. Rodríguez, P. Blanco, R. Inguanzo, I. Ruiz y O. Ortiz. 2008. Gran Humedal Norte de Ciego de Ávila. Pp.134. *In: BirdLife Conservation Series No. 15. Important Bird Areas in the Caribbean. Key sites for conservation*. BirdLife International. Cambridge.
- Romero-Berny, E.I., J. Acosta-Velázquez, C. Tovilla-Hernández, B. Schmook y R. Gómez-Ortega. 2015. Cambios de cobertura y fragmentación de manglares en la región del Soco-nusco, Chiapas, México, 1994-2011. *Revista Geográfica de América Central* 54:153-169.
- Rouse Jr., J.W., R.H. Haas, J.A. Schell y D.W. Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Pp. 309-317. *In: S.C. Freden, E.P. Mercanti y M. Becker (eds.). Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Vol 1*. National Aeronautics and Space Administration (NASA SP-351). Washington, DC, USA.
- Seto, K.C., E. Fleishman, J.P. Fay y C.J. Betrus. 2004. Linking spatial patterns of bird and butterfly species richness with Landsat TM derived NDVI. *International Journal of Remote Sensing* 25:4309-4324.
- Takekawa, J.Y., A.K. Miles, D.H. Schoellhamer, N.D. Athearn, M.K. Saiki, W.D. Duffy, S. Kleinschmidt, G.G. Shellenbarger, C.A. Jannusch. 2006. Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia* 567:307-327.
- Texeira, M., M. Oyarzabal, G. Pineiro, S. Baeza y J.M. Paruelo. 2015. Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. *Ecosphere* 6:196.
- Tuanmu, M.N. y W. Jetz. 2015. A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. *Global Ecology and Biogeography*. 24:1329-1339.
- Weishampel, Z.A., W.H. Cheng y J.F. Weishampel. 2016. Sea turtle nesting patterns in Florida vis-à-vis satellite-derived measures of artificial lighting. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 2:59-72.
- Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in the land plant communities. *Science* 147:250-261.
- Wilson, J.B. 1991. Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science* 2:35-46.
- Zavaro, C. y R. Oviedo. 1993. Etnobotánica y ecología de *Cladium jamaicense* Crantz (Cyperaceae) en la Ciénaga de Zapata, Cuba. *Fontqueria* 36:253-256.

Anexo 1. Lista de especies de aves detectadas en tres localidades del Gran Humedal Norte de Ciego de Ávila, Cuba. V: El Venero, T: Turiguanó, PC: Playa Cunagua, (*) Endémicos. Gremios: PB: piscívoro buceador, CAVP: carnívoro acuático con vuelos en picada, CAPE: carnívoro acuático con picoteo de estoque, ISPE: insectívoro de suelo con picoteo de estoque, CA: carnívoro acuático, CAPNS: carnívoro acuático con picoteo no superficial, F: filtrador, DAN: depredador aéreo nocturno, DPN: depredador de percha nocturno, N: necrófago, DA: depredador aéreo, M: malacófago, ISP: insectívoro de suelo con picoteo, COP: carnívoro de orilla con picoteo, COPNS: carnívoro de orilla no superficial, CAS: carnívoro acuático de superficie, GS: granívoro de suelo, FG: frugívoro granívoro, DV: depredador de insectos y pequeños vertebrados, IFPE: insectívoro de follaje con picoteo de estoque, IA: insectívoro aéreo, NIVC: nectarívoro insectívoro con vuelo cernido, IFP: insectívoro frugívoro de percha, ITP: insectívoro de tronco perforador, IP: insectívoro de percha, IA: insectívoro aéreo, IFE: insectívoro de follaje por espiguelo, GSF: granívoro de suelo y follaje, GISFPE: granívoro insectívoro de suelo y follaje con picoteo y espiguelo, IFFE: insectívoro frugívoro de follaje por espiguelo, O: omnívoro, COPS: carnívoro de orilla con picoteo no superficial.

Taxonomía

	Nombre común	Gremio	V	T	PC
Orden Pelecaniformes					
Familia Phalacrocoracidae					
	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	PB	X	X	
	<i>Phalacrocorax auritus</i>	PB			X
Familia Pelecanidae					
	<i>Pelecanus occidentalis</i>	CAVP			X
Familia Fregatidae					
	<i>Fregata magnificens</i>	CAVP		X	
Orden Suliformes					
Familia Anhingidae					
	<i>Anhinga anhinga</i>	PB	X		
Orden Ciconiiformes					
Familia Ardeidae					
	<i>Ardea herodias</i>	CAPE	X	X	X
	<i>Ardea alba</i>	CAPE	X	X	X
	<i>Egretta thula</i>	CAPE	X		X
	<i>Egretta caerulea</i>	CAPE	X	X	
	<i>Egretta tricolor</i>	CAPE	X		X
	<i>Egretta rufescens</i>	CAPE			X
	<i>Bubulcus ibis</i>	ISPE	X	X	
	<i>Butorides virescens</i>	CAPE	X	X	X
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	CA	X	X	
Familia Threskiornithidae					
	<i>Eudocimus albus</i>	CAPNS		X	
Familia Phoenicopteridae					
	<i>Phoenicopus ruber</i>	F			X
Orden Strigiformes					
Familia Strigidae					
	<i>Asio flammeus</i>	DAN	X		
	<i>Glaucidium siju</i>	DPN		X	

Taxonomía	Nombre común	Gremio	V	T	PC
Orden Cathartiformes					
Familia Cathartidae					
<i>Cathartes aura</i>	aura tiñosa	N	X	X	X
Orden Cathartiformes					
Familia Falconidae					
<i>Caracara cheriway</i>	caraira	N		X	
<i>Falco sparverius</i>	cernícalo	DA	X	X	
Orden Accipitriformes					
Familia Accipitridae					
<i>Buteo jamaicensis</i>	gavilán de monte	DA	X		
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	gavilán caracolero	M	X		
Orden Charadriiformes					
Familia Charadriidae					
<i>Charadrius vociferus</i>	títere sabanero	ISP	X		X
<i>Charadrius wilsonia</i>	títere playero	COP			X
Familia Recurvirostridae					
<i>Himantopus mexicanus</i>	cachiporra	COPNS		X	X
Familia Scolopacidae					
<i>Tringa solitaria</i>	zarapico solitario	COPNS			X
<i>Calidris minutilla</i>	zarapiquito	COP			X
<i>Tringa semipalmata</i>	zarapico real	COP			X
<i>Tringa flavipes</i>	zarapico patiamarillo chico	COP			X
Familia Laridae					
<i>Sternula antillarum</i>	gaviotica	CAVP			X
<i>Sterna hirundo</i>	gaviota común	CAVP		X	X
<i>Thalasseus maximus</i>	gaviota real	CAS			X
<i>Larus atricilla</i>	galleguito	CAS			X
Familia Jacanidae					
<i>Jacana spinosa</i>	gallito de río	COP	X		
Orden Columbiformes					
Familia Columbidae					
<i>Zenaida macroura</i>	paloma rabiche	GS	X	X	X
<i>Columbina passerina</i>	tojosa	GS	X	X	X
<i>Zenaida asiatica</i>	paloma aliblanca	FG	X	X	X
<i>Zenaida aurita</i>	paloma sanjuanera	FG	X	X	
<i>Geotrygon montana</i>	boyero	GS	X	X	
<i>Patagioenas leucocephala</i>	torcaza cabeciblanca	FG	X		
Orden Cuculiformes					
Familia Cuculidae					

Taxonomía	Nombre común	Gremio	V	T	PC
<i>Coccyzus merlini</i>	arriero	DV	X	X	
<i>Crotophaga ani</i>	judío	IFPE	X	X	X
Orden Apodiformes					
Familia Apodidae					
<i>Tachornis phoenicobia</i>	vencejito de palma	IA	X	X	
Familia Trochilidae					
<i>Chlorostilbon ricordii</i>	zunzún	NIVC	X	X	
Orden Trogoniformes					
Familia Trogonidae					
<i>Priotelus temnurus</i>	tocororo (*)	IFP	X	X	
Orden Piciformes					
Familia Picidae					
<i>Melanerpes superciliaris</i>	carpintero jabado	ITP	X	X	
<i>Xiphidiopicus percussus</i>	carpintero verde (*)	ITP		X	X
Orden Passeriformes					
Familia Tyrannidae					
<i>Contopus caribaeus</i>	bobito chico	IP	X	X	
<i>Tyrannus dominicensis</i>	pitirre abejero	IP	X		
<i>Tyrannus caudifasciatus</i>	pitirre guatíbere	IP	X	X	
<i>Tyrannus tyrannus</i>	pitirre americano	IP	X		X
<i>Myiarchus sagrae</i>	bobito grande	IP		X	X
<i>Myiarchus crinitus</i>	bobito de cresta	IP	X		
Familia Hirundinidae					
<i>Progne cryptoleuca</i>	golondrina azul cubana	IA	X		
<i>Petrochelidon fulva</i>	golondrina de cueva	IA	X		
<i>Progne subis</i>	golondrina azul	IA	X		X
Familia Mimidae					
<i>Mimus polyglottos</i>	sinsonte	IFPE	X	X	
Familia Parulidae					
<i>Dendroica petechia</i>	canario de manglar	IFE			X
Familia Emberizidae					
<i>Tiaris olivaceus</i>	tomeguín de la tierra	GSF	X		
Familia Icteridae					
<i>Agelaius assimilis</i>	mayito de ciénaga	GISFPE	X		
<i>Sturnella magna</i>	sabanero	ISP	X	X	
<i>Dives atrovioleaceus</i>	totí (*)	IFPE	X	X	
<i>Quiscalus niger</i>	chichinguaco	IFPE	X	X	X
<i>Icterus melanopsis</i>	solibio (*)	IFFE	X	X	
<i>Molothrus bonariensis</i>	pájaro vaquero	GISFPE	X		

Taxonomía	Nombre común	Gremio	V	T	PC
Familia Vireonidae					
<i>Vireo altiloquus</i>	bien te veo	IFFE	X	X	
Orden Caprimulgiformes					
Familia Caprimulgidae					
<i>Chordeiles gundlachii</i>	querequeté	IA			X
Orden Gruiformes					
Familia Gruidae					
<i>Antigone canadensis nesiototes</i>	grulla	O	X		
Familia Aramidae					
<i>Aramus guarauna</i>	guareao		X		
Familia Rallidae					
<i>Porzana carolina</i>	gallinuela chica	COPS	X		
Familia Cuculidae					
<i>Coccyzus americanus</i>	primavera de pico amarillo	DV	X		

(*) Endémicos.



CIPAMEX

Sociedad para el Estudio y Conservación
de las Aves en México, A.C.