

Avifauna de los hábitats de la desembocadura del Río Atrato (Turbo, Antioquia)

Avifauna of the habitats at the mouth of the Atrato River (Turbo, Antioquia)

Carlos Bran-Castrillón¹, Catalina Gaviria-Zapata² & Juan Luis Parra³

¹ Corporación Académica Ambiental Universidad de Antioquia, Turbo

² Corporación Académica Ambiental, Universidad de Antioquia, Medellín

³ Instituto de Biología, Grupo de Ecología y Evolución de Vertebrados, Universidad de Antioquia, Medellín

✉ cmbran@hotmail.com, juanluisparra@gmail.com, ecoturismocata@yahoo.es

Resumen

Caracterizamos la distribución espacial de la avifauna en la desembocadura Coquitos del río Atrato para evaluar si la riqueza, dominancia, y distribución de abundancias de aves estaban asociadas a tres hábitats: el manglar, la ribera de río y el plano lodoso. Para cuantificar si cambios en la composición de aves estaban relacionados con cambios de hábitat se estimaron índices de betadiversidad entre y dentro de hábitats y en relación a lo esperado bajo un modelo nulo. De manera cualitativa realizamos un Análisis de Componentes Principales (ACP) para visualizar las relaciones entre sitios con base en su composición de especies. Finalmente se evaluó si era posible asignar un listado de especies avistadas durante un punto de conteo a un hábitat particular mediante un análisis discriminante lineal con validación cruzada (ALD). Encontramos que los tres hábitats evaluados poseen una composición y diversidad de aves diferentes. El manglar fue el hábitat con menor riqueza observada y estimada, menor diversidad y mayor dominancia, mientras que la ribera de río presentó mayor riqueza, diversidad y equitatividad y el plano lodoso la mayor riqueza observada y estimada. La betadiversidad fue significativamente mayor entre hábitats que dentro de hábitats. Sin embargo, la mayoría de las comparaciones entre puntos de conteo pueden ser explicadas bajo el modelo nulo. El ACP fue consecuente con los análisis de betadiversidad y mostró una separación de los tres hábitats para los dos primeros componentes principales (31% de la varianza). El ALD mostró una baja exactitud en la clasificación de los datos indicando que no es posible asignar los resultados de un punto de conteo a un hábitat particular. Concluimos que la distribución de los hábitats es un factor importante en determinar diferencias en la distribución de la avifauna. Sin embargo, determinar estas diferencias solo es posible a partir de un conjunto de muestreos.

Palabras clave: Aves, Composición, Comunidades, Estuario, Golfo de Urabá, Inventario, Manglar, Plano lodoso, Ribera

Abstract

We studied the spatial distribution of birds along the Atrato river mouth in association to the distribution of habitats available in the study area: Mangrove, Riverine vegetation, and Coastal flooded plains. To quantify whether changes in bird composition were related to changes in habitat we estimated betadiversity metrics within and between habitats and in relation to those expected under a null model. In a qualitative manner, we performed a Principal Component Analysis (PCA) to visualize the relationships among sites based on their species composition. Finally, we evaluated if a list of birds observed during a point count could be correctly assigned to a particular habitat using linear discriminant analysis with cross validation (LDA). We found that bird diversity and composition varied among habitats. Mangroves contained the lowest observed and estimated richness, the lowest diversity and the greatest dominance. On the other hand, Riverine vegetation had a greater observed and estimated richness, the largest diversity and lower dominance. The greatest observed and estimated richness was found in Coastal flooded plains. Betadiversity was larger between habitats than within habitats. Nonetheless, most pairwise comparisons among point counts were included in the expectations of the null model. Results from the PCA were consistent with results obtained from betadiversity indices; using the first two principal components (31% of the total variance), habitats can be differentiated based on their bird composition. LDA results showed a low precision in assigning point counts to a particular habitat. In summary, we conclude that the distribution of habitats plays a major role in determining the distribution of bird communities. Nevertheless, it is only possible to detect these differences using groups of point counts.

Key words: Birds, Composition, Communities, Estuary, Gulf of Uraba, Inventory, Mangroves, Mudflats, Riverine

Introducción

Uno de los propósitos en ecología es estudiar los factores que determinan la distribución y abundancia de especies a múltiples escalas espacio-temporales (Krebs 1978). Estos factores varían dependiendo de los organismos en cuestión y la escala espacial y temporal a la cual se realiza el análisis (Cueto 2006). La variación en la abundancia de las especies se explica como una respuesta a condiciones ambientales como cambios en la estructura del hábitat, las condiciones climáticas, y la abundancia y disponibilidad de recursos (Brown 1995, Codesido & Bilenca 2004).

El hábitat, entendido como un grupo de caracteres físicos ambientales que utiliza una especie para su supervivencia y reproducción (Block & Brennan 1993, Allaby 1998), es uno de los factores que puede determinar a múltiples escalas la distribución de la diversidad (Weller 1999). En el caso particular de las aves, varios estudios han demostrado que el estado y tipo de hábitat, limita la presencia de determinados grupos de aves (Laurance & Bierregaard 1997, Renjifo 1999). Por ejemplo la estructura y la composición florística de la vegetación pueden determinar, entre otros aspectos, la distribución y abundancia del alimento, la disponibilidad de perchas para cantar, de cobertura contra predadores, de sitios para anidar, la protección contra climas adversos, la predación o el parasitismo de las nidadas (Cueto 2006). Otras variables además de los hábitats pueden influenciar la distribución de las aves. Gotelli *et al.* (2010) demostraron que interacciones interespecíficas y comportamientos denso-dependientes (*e.g.*, la concentración de individuos de la misma especie atrae a más individuos) pueden explicar mejor la distribución de especies de aves en Dinamarca que la distribución de hábitats. Procesos de fragmentación también pueden afectar la distribución de la diversidad al ocasionar extinciones diferenciales (Ferraz *et al.* 2007).

En Colombia, se han realizado varios estudios sobre la distribución de la avifauna a escala regional, la mayoría enfocados en la zona Andina (Graham *et al.* 2010, Kattan *et al.* 2005, Velásquez *et al.* 2012). Estos trabajos han resaltado la importancia de eventos históricos, el aislamiento geográfico y los gradientes ambientales para determinar la distribución de la diversidad. A escala local otros estudios resaltan factores determinantes del hábitat como la disponibilidad de sitios de descanso y de forrajeo, la presencia de espejos de agua, los usos del suelo, los tipos y abundancia de la vegetación y sus estados sucesionales, como los elementos más importantes para la composición de la comunidad de aves (Acevedo-Charry 2011, Castaño 2001, Osbahr & Gómez 2006, Rosselli 2011, Ruiz 2004, Velásquez-Valencia 2010). En relación a zonas de interfase entre sistemas terrestres y estuáricos, varios trabajos resaltan la importancia de mosaicos de hábitats incluyendo zonas de manglar y planos lodosos (Butler *et al.* 1997). Sin embargo, aún son pocos los estudios de estas zonas de interfase entre ecosistemas que se enfocan en la distribución de las aves asociadas a los hábitats disponibles.

Para áreas estratégicas como el golfo de Urabá, sitio de conexión entre Centro y Suramérica y zonas como el delta del río Atrato existe un vacío de información en el estudio de la avifauna en general, pese a que presenta condiciones adecuadas para el establecimiento de una gran variedad de aves y ser un importante corredor para especies migratorias boreales (Anónimo 2004, Naranjo *et al.* 2012). Nuestro estudio aporta información relevante sobre los factores que afectan la distribución de especies a escala local en un área específica del golfo de Urabá donde la avifauna ha sido poco estudiada. Particularmente, evaluamos si la distribución de las aves en la desembocadura Coquitos del río Atrato está asociada con los hábitats disponibles: el manglar, la ribera de río y los planos lodosos intermareales. De ser así, esperamos que la

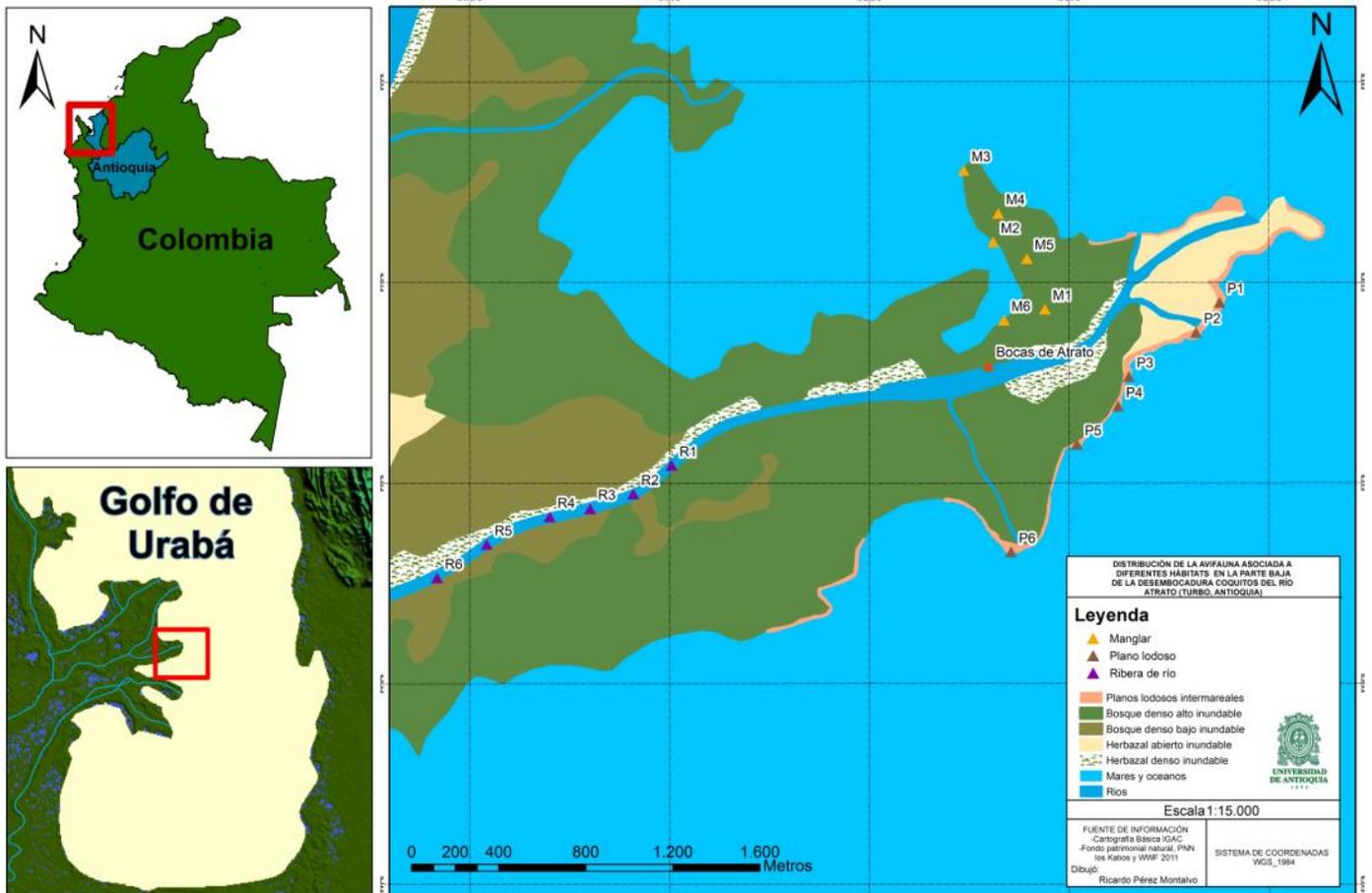


Figura 1. Mapa del área de estudio indicando los puntos de muestreo y la distribución de los hábitats estudiados. El triángulo rojo indica la ubicación del caserío de Bocas del Atrato.

composición y abundancia sea más diferente entre hábitat que dentro de ellos, o si por el contrario, las aves se distribuyen de manera aleatoria en relación a los hábitats en el área de estudio, esperamos que las diferencias sean explicadas por un modelo nulo (Gotelli 2000, Werner & Gotelli 2010). Comprender los factores que influyen en la distribución local de la diversidad en esta zona puede contribuir a plantear estrategias de conservación y apoyar programas de aviturismo.

Materiales y métodos

ÁREA DE ESTUDIO.- Realizamos el estudio en la parte baja del brazo Coquitos de la desembocadura del río Atrato en el corregimiento de Bocas del Atrato del municipio de Turbo, Antioquia (08° 05'14.3" N y 76°50'05.6" O). (Fig. 1). En la zona se presentan temperaturas anuales promedio entre

26 y 28 °C y un promedio anual de 2500 mm de precipitación. Existen dos épocas climáticas con un periodo de lluvias que va desde abril a noviembre y un periodo de sequía el resto del año (García 2007).

Distribuimos los puntos de conteo en tres hábitats costeros definidos en una clasificación previa de coberturas vegetales del golfo de Urabá (Anónimo 2008) y observaciones realizadas en campo. Los hábitats muestreados fueron (i) manglar: dominado por mangle rojo (*Rhizophora mangle*) asociado a otras especies como mangle negro (*Avicennia germinans*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), helechos (*Acrostichum aureum*), (ii) ribera de río (planicie aluvial): ubicada río arriba del caserío de Bocas del Atrato que consiste en pantanos con vegetación arbórea formada por rodales abiertos de palmeras y plantas herbáceas, domi-

nados por la palma Pángana (*Raphia taedigera*) de hasta 12 m de altura, que puede también presentar un denso sotobosque de platanillos (*Heliconia* spp.) en asociación con especies como mangos (*Anacardium excelsum*), cauchos (*Ficus dendrocida*), *Montrichardia arborescens*, chochos (*Erythrina fusca*), yarumos (*Cecropia burriada*) y vegetación flotante, (iii) El plano lodoso: formado por depósitos de sedimentos de grano fino no consolidado proveniente del río Atrato y zonas infralitorales contiguas, se encuentra en la zona intermareal influenciado por aguas marinas y continentales que albergan gran variedad de fauna intersticial, moluscos y crustáceos principalmente (García 2007, Rodríguez 1982 Figs. 1 y 2).

Con el fin de caracterizar la composición de aves y la abundancia de individuos en los diferentes hábitats se emplearon 18 puntos de conteo de distancia fija (seis en cada hábitat), marcados, georeferenciados y ubicados a 250 metros uno del otro, a excepción del hábitat plano lodoso donde los puntos fueron ubicados en los sitios donde emergían las planicies lodosas, dentro de una franja no mayor a 1.75 km (Fig. 1). Realizamos cinco salidas de campo de tres días cada una, entre los meses de febrero a mayo de 2012, donde el total de puntos ubicados en cada hábitat fueron visitados dos veces por salida en días y órdenes de visita diferentes. En cada punto registramos solo las especies observadas (no se incluyeron registros auditivos) en un radio de 25 metros durante 10 minutos, de acuerdo a Ralph *et al.* (1996). En cada registro anotamos el nombre de la especie, número de individuos, la hora y la actividad. Los conteos fueron hechos por dos observadores entre las 06:00-09:00 de la mañana y las 15:00-18:00 de la tarde. En total se realizaron 180 puntos de conteo.

Los recorridos entre puntos de conteo se realizaron en canoa. Para la identificación de las especies se utilizaron la Guía de las aves de Colombia de Hilty & Brown (2001), la Guía de campo de las



Figura 2. Fotografías representativas de los hábitats muestreados.

aves de Colombia de McMullan *et al.* (2010), la Guía de las Aves del estuario del río Sinú de Estela *et al.* (2010) y la Guía de campo de las aves de Norteamérica Anónimo (1999). Las aves que no pudieron ser identificadas en campo, se determinaron con la ayuda de fotografías.

Para caracterizar la distribución de abundancias relativas y compararlas entre hábitats, se realizaron curvas de acumulación de abundancias para los tres hábitats (Magurran & McGill 2011). Definimos la abundancia absoluta de una especie como el número total de detecciones en todos los pun-

tos de conteo y la abundancia relativa como el porcentaje del total de detecciones para todas las especies en cada hábitat.

Para determinar la diversidad y riqueza de la comunidad de aves en cada hábitat se elaboró una matriz con los datos de especies y abundancias presentes en cada punto de conteo. Con base en estos datos se calcularon los índices de diversidad de Shannon (H) y Simpson (1-D), la equitatividad de Pielou (J) (Pielou 1966, Shannon 1949, Simpson 1945), y la riqueza estimada (Chao2) mediante los programas PAST v.2.16 y Microsoft Excel 2010. Para cada índice se calculó el promedio y su intervalo de confianza (95%) a partir de 9999 remuestreos con reemplazo.

Con el fin de evaluar si las diferencias en composición de aves entre hábitats era mayor que dentro de los hábitats calculamos el índice de betadiversidad de Sorensen (presencia-ausencia) entre todos los puntos de conteo. Para saber si existían diferencias significativas entre los promedios de las betadiversidades dentro y entre hábitats, se utilizó una prueba t de Student. Para evaluar si algún punto de conteo en particular era significativamente diferente a otros, se compararon cada una de las betadiversidades observadas con respecto a la distribución de betadiversidades obtenidas bajo un modelo nulo donde repartimos de manera aleatoria las presencias y ausencias entre especies y sitios al mantener el número total de especies por punto de conteo y la prevalencia de las especies en el área de estudio (Werner & Gotelli 2010).

Si la betadiversidad observada se encontraba por debajo o encima del percentil 5 y 95 respectivamente, fue considerada significativamente baja o alta con respecto al modelo nulo. Estos cálculos se realizaron mediante los paquetes Vegan v. 2.0-4, Permute v. 0.7-0 y Picante v.1.3-0 del programa R v.2.14.2. De manera alternativa a los análisis previos, se realizó un análisis de componentes principales (ACP), con el fin de ubicar los puntos de

conteo en un plano determinado por la composición de especies observadas. Para esto utilizamos la matriz de datos de presencia-ausencia y adicionalmente una matriz con abundancias (número total de individuos observados) donde cada variable (especie) se ponderó de acuerdo al logaritmo de su abundancia. Para evitar que las especies con un solo individuo ($\log 1 = 0$) fueran ignoradas se les añadió 0.1.

Por último, para comprobar si es posible asignar una lista de especies encontrada en un punto de conteo a uno de los hábitats estudiados, se realizó un análisis lineal discriminante con validación cruzada (ALD), mediante el paquete MASS v.7.3-20 en el programa R. Este análisis nos permite estimar la probabilidad de clasificar correctamente un listado de especies a partir de un punto de conteo a cada uno de los hábitats estudiados.

Resultados

Documentamos un total de 67 especies y 1756 detecciones agrupadas en 35 familias y 20 órdenes. De estas especies 20 son migratorias, 34 especies son consideradas de hábitos terrestres y 31 acuáticas; las dos restantes son de hábitos mixtos (Anexo 1). Para los tres hábitats muestreados se encontró un número considerable de especies con abundancias relativas menores al 5% (trece en el manglar, catorce en la ribera del río y 17 en el plano lodoso). Entre el 89% y el 94% de las especies registradas representan solo el 50% del total de detecciones; el acumulado restante lo suman pocas especies (de dos a cuatro), como se observa en la Figura 3.

Para el hábitat de manglar hicimos 740 detecciones pertenecientes a 32 especies, de 24 familias distribuidas en quince órdenes, de las cuales 16 familias presentan una sola especie. Cathartidae fue la familia con mayor número de especies (tres en total), las especies más abundantes fueron la Fragata común (*Fregata magnificens*) (abundancia

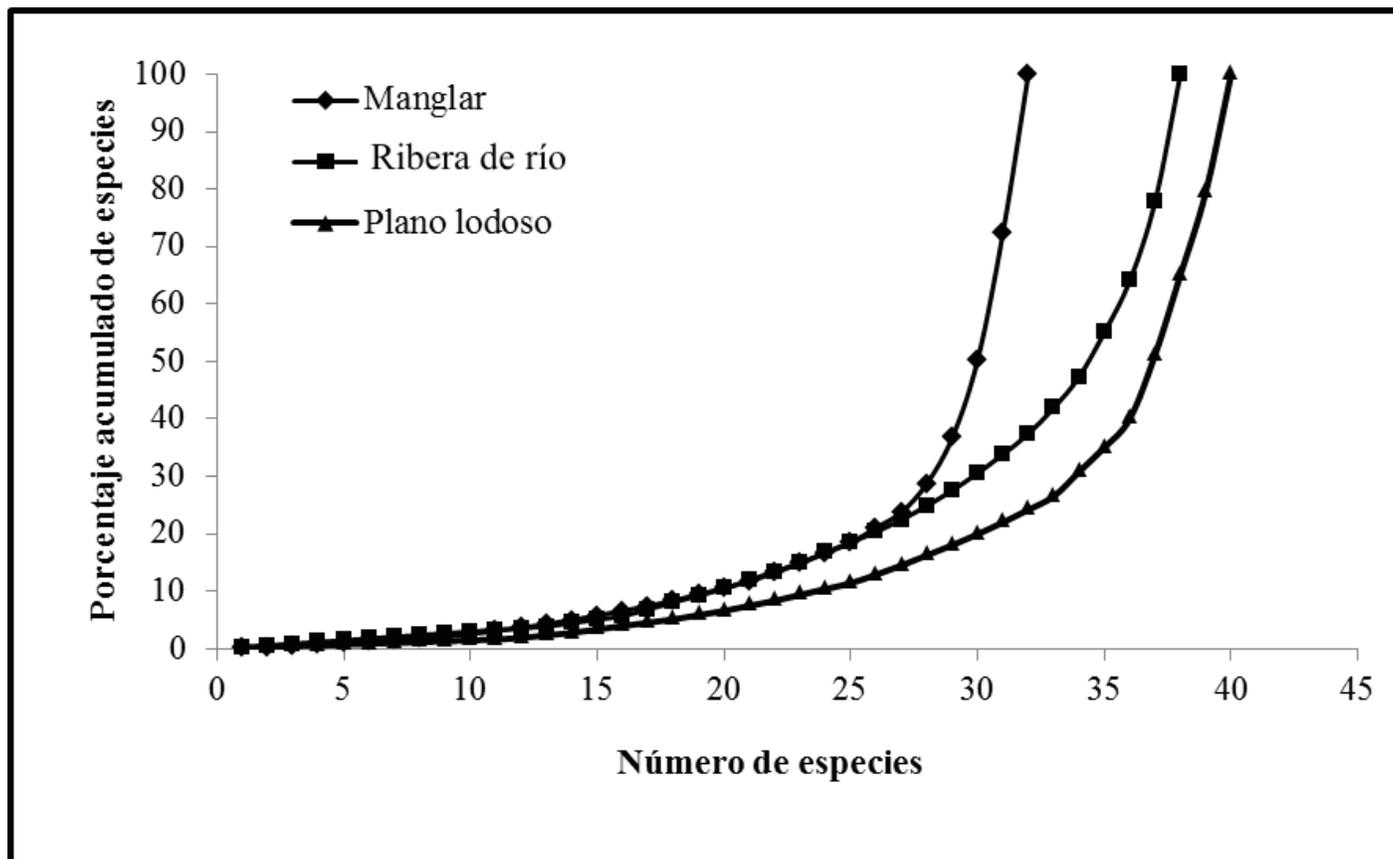


Figura 3. Curvas de acumulación de abundancias relativas de especies de aves para los tres hábitats muestreados.

relativa: 27.57%), Pato cuervo (*Phalacrocorax brasilianus*) (22.16%) y el Pelicano común (*Pelecanus occidentalis*) (13.51%), mientras que la Garza real (*Ardea alba*) (0.14%) y la Torcaza (*Leptotila verreauxi*) (0.14%), presentaron las abundancias más bajas con un solo individuo (Fig. 4A).

En el hábitat de ribera de río realizamos 334 detecciones agrupadas en 38 especies pertenecientes a 25 familias y 16 órdenes. La familia Ardeidae presentó un total de cinco especies seguida por Cathartidae, Thraupidae y Tyrannidae con tres, mientras que 19 familias estuvieron representadas por una sola especie. Las mayores abundancias relativas las registraron la lora frente amarilla (*Amazona ochrocephala*) (22.16%) y el Chamón parásito (*Molothrus bonariensis*) (13.77%) mientras que diez especies solo fueron registradas una vez (Fig. 4B).

En el plano lodoso se realizaron 682 detecciones pertenecientes a 40 especies, distribuidas en 25

familias y quince órdenes, Ardeidae y Scolopacidae tuvieron el mayor número de especies (seis y cuatro respectivamente). Once especies estuvieron representadas por un individuo y cuatro especies presentaron abundancias relativas mayores al 10% (Fig. 4C).

El hábitat con mayor número de especies observadas y riqueza estimada fue el plano lodoso, mientras que el hábitat con mayor diversidad y equitatividad fue ribera de río. La dominancia fue máxima en el manglar. No se detectaron diferencias significativas entre hábitats con el muestreo realizado, sin embargo, la riqueza estimada de especies (Chao2) es significativamente menor en el manglar que en cualquiera de los otros hábitats (Tabla 1).

En promedio la disimilaridad en la composición de especies de aves observada entre puntos de conteo del mismo hábitat fue menor que entre puntos de conteo de hábitats diferentes (dentro de un

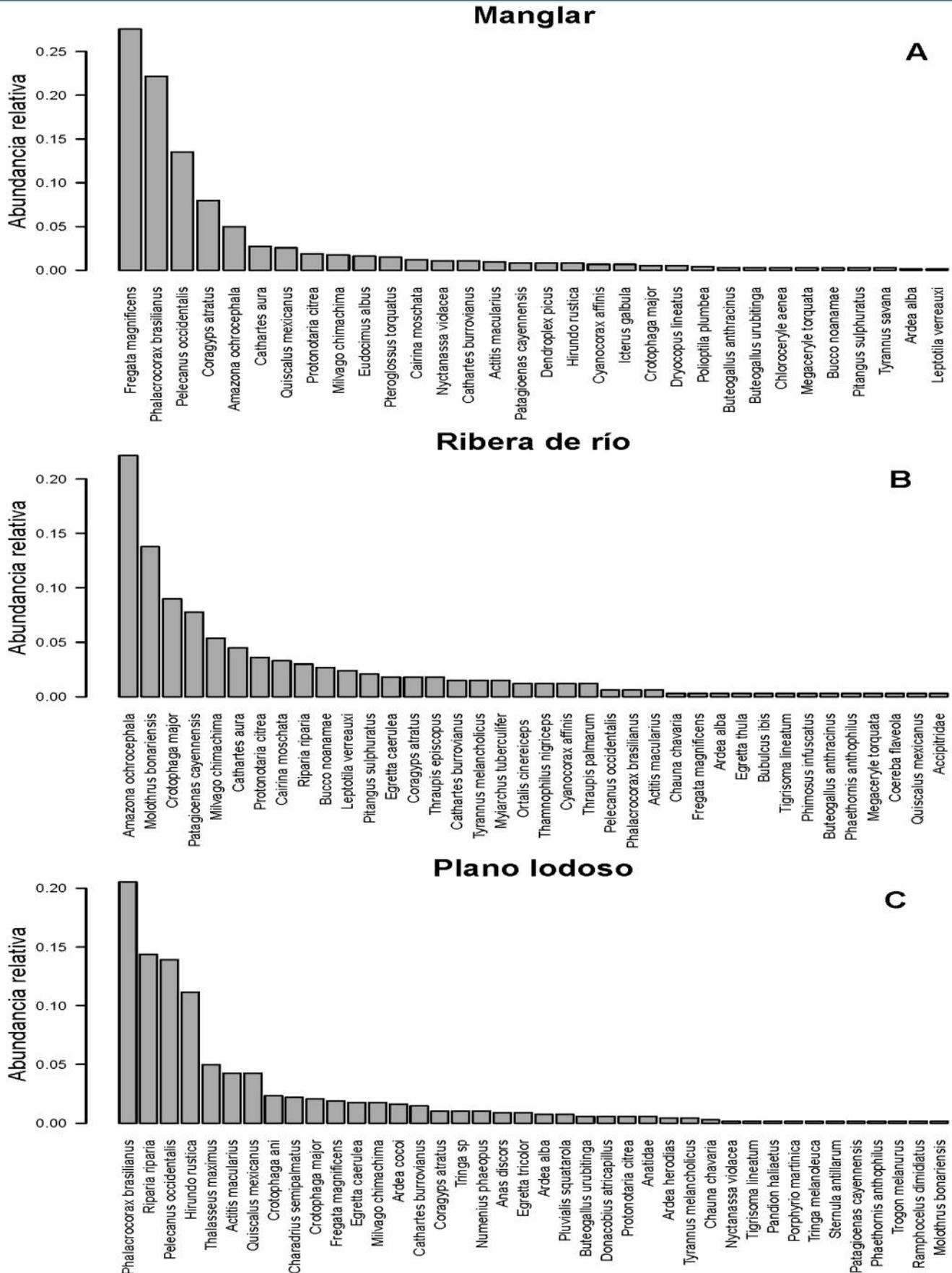


Figura 4. Distribución de abundancias relativas de especies para cada hábitat muestreado. Las especies en cada hábitat están organizadas de mayor a menor abundancia.

Tabla 1. Índices de riqueza y diversidad estimados para cada hábitat. Se presentan el valor estimado de cada índice con base en todos los datos y entre paréntesis el intervalo de confianza calculado a partir del percentil 5 y 95 de 999 remuestreos con reemplazo (Bootstrap). El intervalo de confianza de riqueza estimada (Chao2) fue calculado tanto analíticamente como a través de réplicas de remuestreo con reemplazo (Chao2_BR). S: riqueza observada, H: diversidad de Shannon, 1-D: diversidad de Simpson, D: Dominancia, J: equitatividad y Chao2: riqueza estimada de especies.

	Manglar	Ribera de río	Plano lodoso
Riqueza (S)	32	38	40
Individuos	740	334	682
Especies únicas	8	10	18
D	0.16 (0.09-0.20)	0.1 (0.05-0.87)	0.1 (0.07-0.13)
1-D	0.84 (0.79 -0.90)	0.91 (0.87-0.94)	0.9 (0.86-0.92)
H	2.36 (2.18-2.80)	2.86 (2.65-3.18)	2.73 (2.54-3.01)
J	0.68 (0.63-0.81)	0.79 (0.73-0.87)	0.73 (0.69-0.81)
Chao2	33.87 (32.09 -35.65)	49.13 (42.9-55.36)	59.2(47.55-70.85)
Chao2_BR	32.11 (27.12-37.11)	42.415 (24.71-60.19)	41.39 (31.51-51.27)

hábitat: 0.55 ± 0.13 , entre hábitats: 0.72 ± 0.12 , $t = -7.6862$, $P = 5.28e^{-11}$; Fig. 5). En promedio la disimilitud observada entre puntos del mismo hábitat es menor a la esperada bajo el modelo nulo, mientras que esta es mayor para las comparaciones entre hábitats. De las ocho comparaciones posibles entre los promedios de las disimilitudes entre y dentro de hábitats, solo la comparación entre el manglar y la ribera de río puede ser explicada bajo el modelo nulo, cuatro de las comparaciones restantes son estadísticamente menores a las esperadas bajo el modelo nulo (todas dentro de hábitats) y tres son estadísticamente mayores a las predichas por el modelo nulo (todas entre hábitats; Tabla 2). Al contrastar los valores de betadiversidad entre puntos de conteo con aquellos obtenidos bajo el modelo nulo, vemos que de las 153 posibles comparaciones, 19 (12.4%) fueron significativamente más similares de lo que predice el modelo nulo (de estas doce se refieren a comparaciones entre puntos del mismo hábitat), y 16 (10.4%) son significativamente más diferentes de lo que predice el modelo nulo (todas referentes a comparaciones entre hábitats). El resto de comparaciones puntuales (79.7%) pueden ser explicadas bajo el modelo nulo.

El análisis realizado con datos de presencia-

ausencia muestra en conjunto diez componentes que explican el 83% de la variabilidad de los datos. Según los dos primeros componentes principales (31% de la varianza) los puntos de muestreo hechos en el plano lodoso se ubican de manera aislada mientras que algunos de los puntos de conteo de manglar y la ribera de río se traslapan entre ellos (Fig. 6). Los puntos de conteo del plano lodoso se ubican en los valores más altos del componente principal uno (PC1) mientras que los puntos de conteo en manglar y ribera de río se ubican en valores negativos de este eje (Fig. 6). Los puntos de conteo en manglar se ubican en valores negativos del segundo componente (PC2) y es el hábitat que presenta una mayor cercanía entre sus puntos. Entre tanto los puntos de conteo en ribera de río se encuentran más dispersos y cubren casi todo el rango del segundo componente (Fig. 6).

Entre las especies correlacionadas positivamente con el primer componente principal se encuentran *Thalasseus maximus* (número 59 en figs 6 y 7), *Crotophaga ani* (22), *Ardea cocoi* (6), *Hirundo rustica* (35), *Egretta Tricolor* (30), *Charadrius semipalmatus* (17) y *Donacobius atricapillus* (26) que fueron registradas solo en el plano lodoso y en al

Tabla 2. Medias y desviaciones estándar del índice de disimilaridad de Sorensen dentro de y entre los tres hábitats muestreados para datos observados y modelo nulo (con 9999 remuestreos con reemplazo) y Percentiles 5 y 95 de la distribución de datos bajo las 9999 iteraciones bajo modelo nulo. Sig: Significancia estadística del valor observado: manglar (M) ribera de río (R) y plano lodoso (P).

Comparaciones	Datos observados	Sig	Modelo nulo	Percentil 5	Percentil 95
Dentro	0.55± 0.13	-	0.59 ± 0.1	0.67	0.68
M-M	0.60± 0.11	-	0.56± 0.11	0.67	0.72
P-P	0.46± 0.12	-	0.59 ± 0.1	0.52	0.62
R-R	0.58± 0.12	-	0.61 ± 0.09	0.65	0.71
Entre	0.72± 0.12	+	0.70 ± 0.11	0.67	0.69
M-P	0.72± 0.11	+	0.70 ± 0.12	0.65	0.69
M-R	0.67± 0.13		0.68 ± 0.12	0.66	0.70
R-P	0.77± 0.08	+	0.72 ± 0.09	0.66	0.72

Sig: Mayor que lo esperado bajo modelo nulo (+), Menor que lo esperado bajo modelo nulo (-). Dentro de lo esperado por modelo nulo (Vacío)

menos tres de los puntos ubicados dentro de este hábitat, entre tanto especies como *Cairina moschata* (14), *Pitangus sulphuratus* (50), *Cathartes aura* (15) y *Amazona ochrocephala* (3) se encuentran correlacionadas negativamente con este componente y son compartidas por el manglar y la ribera de río. Especies como *Thraupis episcopus* (60), *Myiarchus tuberculifer* (40), *Molothrus bonariensis* (39) y *Leptotila verreauxi* (36) muestran una alta correlación positiva con el segundo componente principal, las tres primeras solo fueron observadas en la ribera de río (en R1 y R6) y la última se registró además en el punto seis de manglar, mientras que algunas como *Polioptila plumbea* (52), *Actitis macularius* (1), *Buteogallus urubitinga* (13), *Bucco noanamae* (11), *Pteroglossus torquatus* (55) y *Dendroplex picus* (25) que fueron registradas solo en manglar o compartidas con la ribe-

Tabla 3. Matriz proporcionada por el análisis discriminante con validación cruzada, para la clasificación de los puntos dentro de cada hábitat (M=manglar; R=ribera de río; P=plano lodoso). Los valores de las celdas del diagonal (resaltados) son las proporciones de puntos correctamente clasificados por el modelo y la exactitud general es el promedio de las proporciones de puntos clasificados correctamente a su hábitat respectivo.

	Predicho			
	M	P	R	
Observado	M	<u>0.50</u>	0.33	0.17
Observado	P	0.33	<u>0.33</u>	0.33
Observado	R	0.33	0.17	<u>0.50</u>
Probabilidad previa		0.33	0.33	0.33
Exactitud general	0.44			

ra de río, se sitúan muy cerca en el extremo negativo de este componente (Fig. 6).

El análisis realizado con las variables ponderadas arroja nueve componentes que explican el 83% de la varianza de los datos y 37% los dos primeros. Los puntos de conteo presentan una ubicación similar al análisis anterior con presencia-ausencia en el espacio proporcionado por los dos primeros componentes pero a diferencia del resultado del ACP con igual peso para todas las especies, los puntos de conteo en manglar y ribera de río aparecen más distanciados (Fig. 7). El plano lodoso tiene una asociación positiva con el componente uno y sus puntos se encuentran menos dispersos que en el análisis con igual peso para todas las especies (Fig. 7).

Las especies también se asocian de forma similar a los componentes obtenidos con el análisis de presencia-ausencia, pero con algunos cambios como un mayor peso de *Quiscalus mexicanus* (56) y *P. brasilianus* (48), especies con abundancias grandes registradas en El plano lodoso, en el extremo positivo del componente uno (Fig. 7).

Los resultados del análisis discriminante arrojan dos componentes discriminantes, el primero explica el 77% de la variabilidad entre datos en dife-

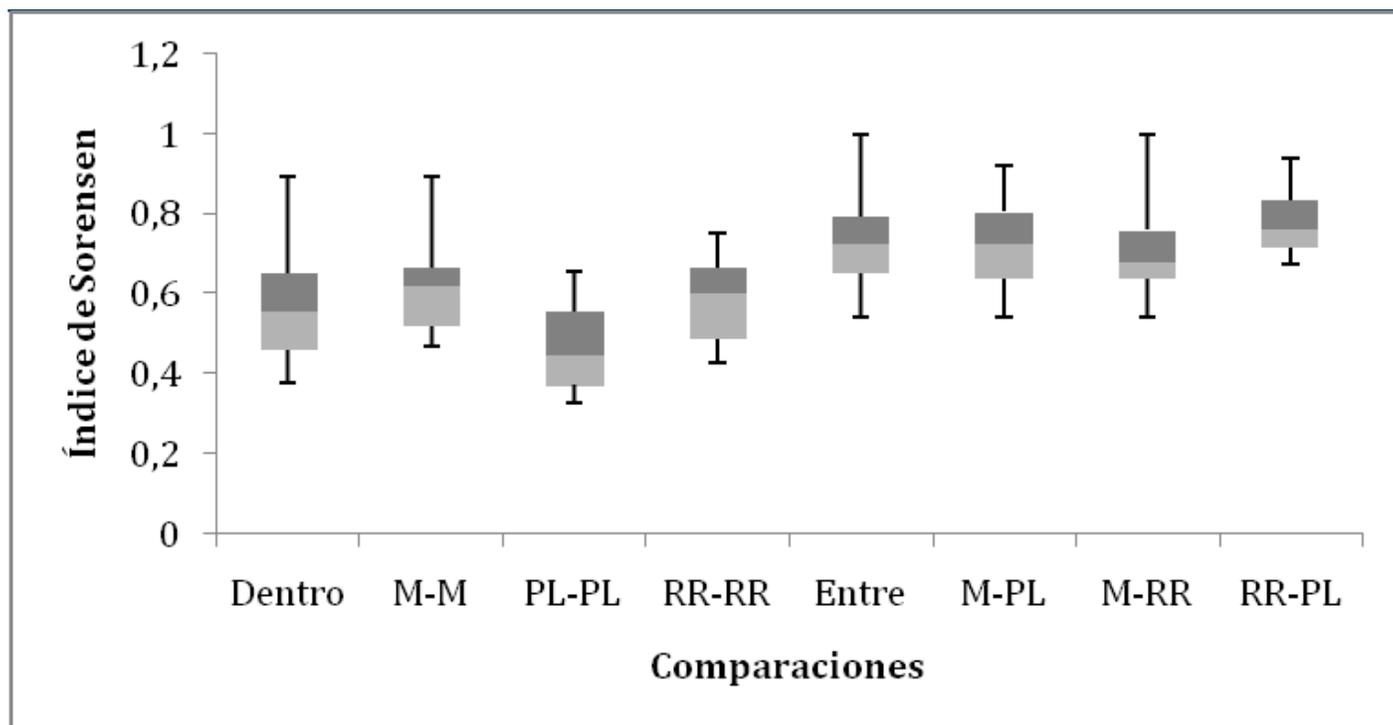


Figura 5. Cajas de bigotes para la betadiversidad (índice de Sorensen) entre puntos de conteo dentro de un mismo hábitat y entre hábitats diferentes (M: manglar, R: ribera de río, y P: plano lodoso).

rentes hábitats y el segundo el 23% restante. El promedio de los porcentajes de clasificación correcta (0.5, 0.33, y 0.5 para manglar, plano lodoso y ribera de río respectivamente) fue de 44%, valor que es cercano a la probabilidad previa de clasificación al azar (33%). El plano lodoso fue el hábitat que tuvo la menor exactitud en la predicción (33%, igual a la probabilidad previa al análisis), mientras que el 50% de los puntos de manglar y ribera de río, fueron correctamente clasificados (Tabla 3). Un bajo porcentaje de puntos de manglar fueron clasificados como de ribera de río y de puntos de ribera de río fueron clasificados como del plano lodoso (en ambos casos 17%). Mientras que el 33% de los puntos de ribera de río y el plano lodoso fueron clasificados como de manglar.

Discusión

A partir de puntos de conteo en los diferentes hábitats en la desembocadura Coquitos del río Atrato y análisis de betadiversidad fue posible establecer que la variación en composición y diversidad de aves puede explicarse en gran parte por

los hábitats disponibles. Sin embargo, con la información resultado de un punto de conteo no es posible asignarlo a un hábitat particular. Esto refleja restricciones metodológicas (por ejemplo, problemas de detectabilidad) y resalta la importancia del esfuerzo de muestreo en análisis de la distribución de la diversidad. Por último, la presencia de aves terrestres y marinas en hábitats estuarinos refleja la importancia de éstos para la conectividad y persistencia de muchas especies de aves, incluyendo aves migratorias y aves amenazadas.

Los tres hábitats evaluados presentaron características particulares en cuanto a la composición de especies de aves, que pueden atribuirse a la disponibilidad diferencial de recursos que cada hábitat provee y al desempeño diferencial entre aves en aprovechar estos recursos. En el manglar el 37.5% de las especies registradas son de hábitos acuáticos, de éstas el 25% son consideradas aves marinas (Parker *et al.* 1996), a las que pertenecen las especies más abundantes registradas para este hábitat: *F. magnificens*, *P. occidentalis* y *P. brasiliensis* cuya presencia puede asociarse con la pro-

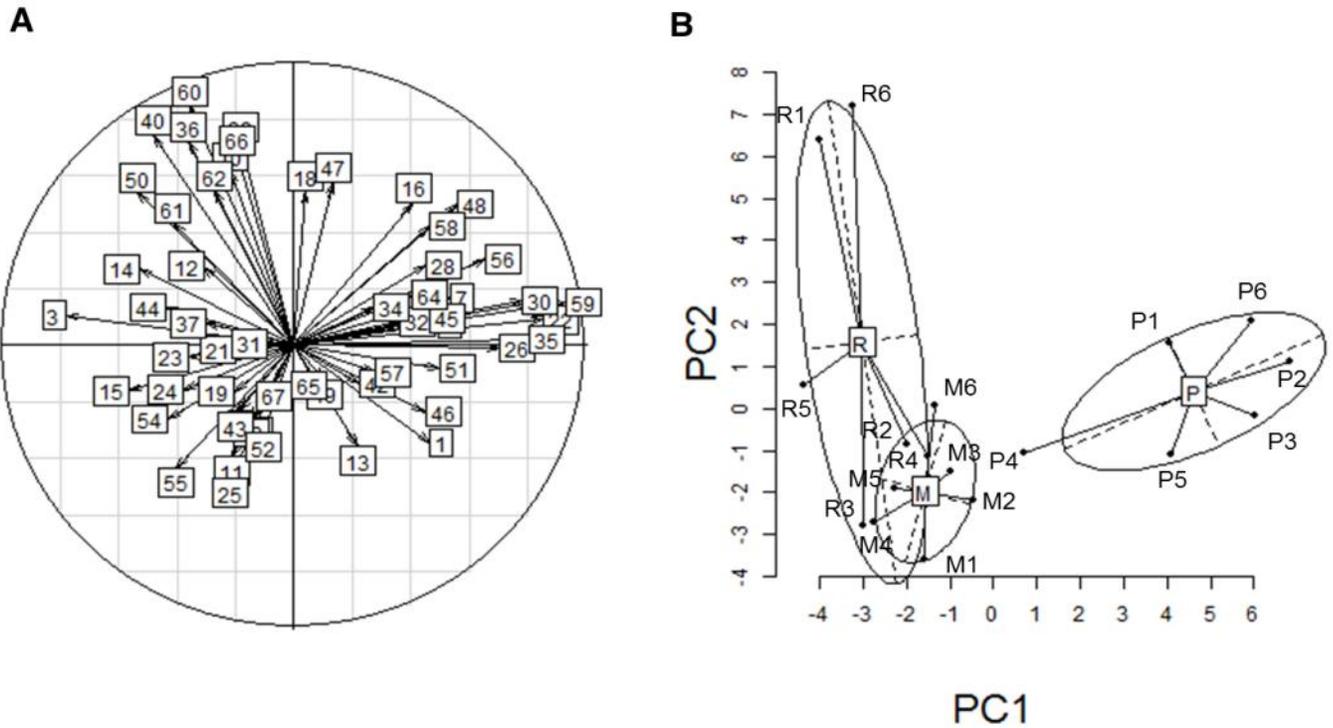


Figura 6. Resultados del análisis de componentes principales teniendo en cuenta solo composición (presencia-ausencia de especies). A: Gráfico representando las correlaciones entre cada una de las especies (cada número representa una especie, ver Anexo 1) y los dos primeros componentes principales. La longitud de las flechas y su dirección indican la magnitud y el signo de la correlación respectivamente. B: Ubicación de los puntos de muestreo en cada hábitat en el espacio determinado por los dos primeros componentes principales. Los números y letras representan cada punto de muestreo, manglar (M) ribera de río (R) y plano lodoso (P).

porción de sitios de descanso a la orilla del mar (Hilty & Brown 2001). En varias ocasiones se observaron grupos de entre 10 a 90 individuos de estas especies perchados de manera agregada en los árboles de mangle. En términos de riqueza total fueron más las especies terrestres (62.5%), que usan el manglar de forma alternativa como sitio de percha y de alimentación en algunos momentos del día como ha sido observado en otros estudios (Altenburg & Van Spanje 1989, Morales & León 2000, Nisbet 1968, Macedo *et al.* 2007). Esto también es consistente con la observación de aves terrestres, acuáticas y marinas en los ecosistemas de manglar (Chaves-Fonnegra *et al.* 2005, Fernández & Ávila 2011, Macedo *et al.* 2007). En el plano lodoso se registraron en mayor proporción especies acuáticas (60%), de éstas el 35% son consideradas aves marinas. Ejemplo de ellas son *P. occi-*

dentalis y *P. brasilianus* (las especies más abundantes en este hábitat) y otras como *Sternula antillarum* y *T. maximus*, cuya abundancia y riqueza puede deberse al uso de la zona infralitoral como sitio de alimentación y de los troncos que arroja el río Atrato al mar como sitios de percha mientras se alimentan (C. Bran, datos no publ.). Por su parte las garzas (Ardeidae) y aves playeras (Scolopacidae) se registraron en mayor proporción en el plano lodoso como era de esperarse dado sus hábitos alimenticios (Chaves-Fonnegra *et al.* 2005). La mayor diversidad de aves fue encontrada en ribera de río y la abundancia y riqueza de algunas familias (Ardeidae, Cathartidae, Thraupidae y Tyrannidae) en este hábitat, puede deberse a la heterogeneidad de este ambiente relacionada con la presencia de zonas conservadas, áreas modificadas con composición florística

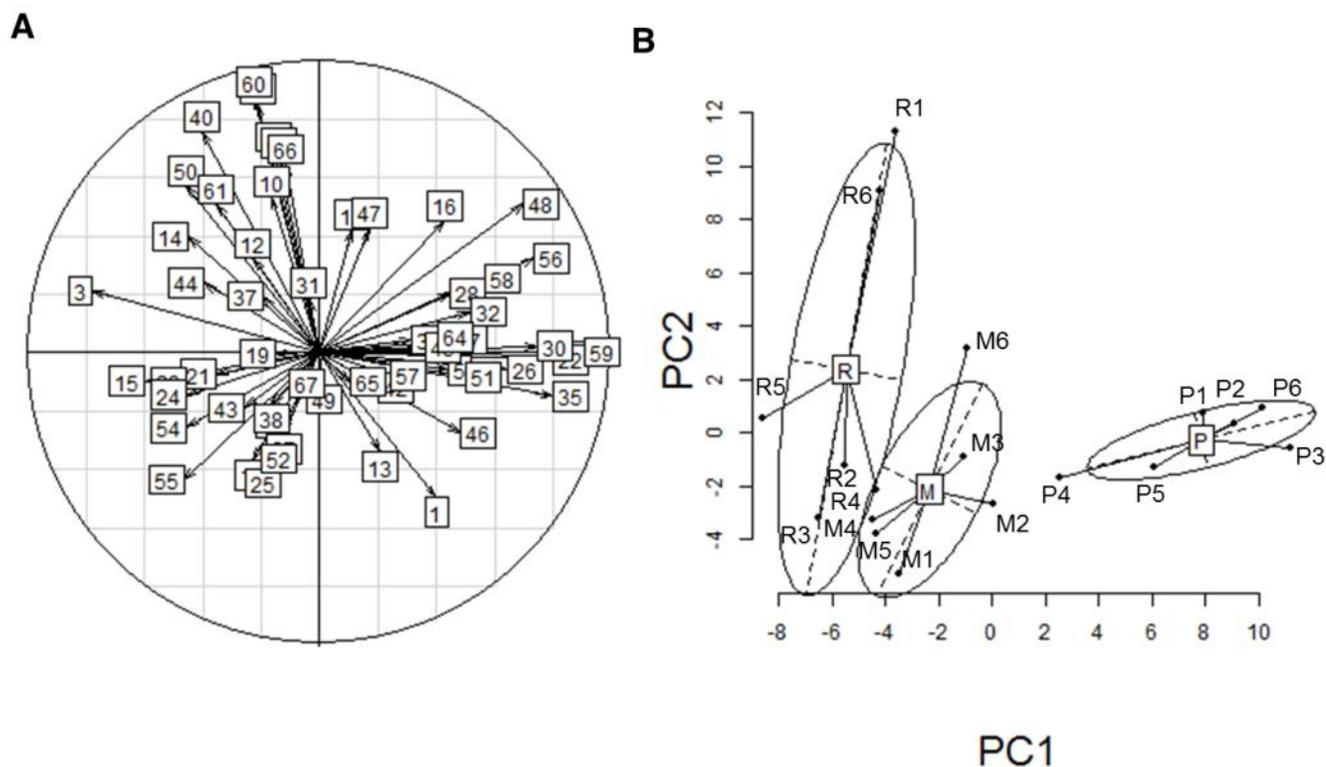


Figura 7. Resultados del análisis de componentes principales teniendo en cuenta la composición y abundancia de especies. A: Gráfico representando las correlaciones entre cada una de las especies (cada número representa una especie, ver Anexo 1) y los dos primeros componentes principales. La longitud de las flechas y su dirección indican la magnitud y el signo de la correlación respectivamente. B: Ubicación de los puntos de muestreo en cada hábitat en el espacio determinado por los dos primeros componentes principales. Los números y letras representan cada punto de muestreo, manglar (M) ribera de río (R) y plano lodoso (P).

variable y la influencia del río lo que favorece la permanencia de muchas especies (Böhning-Gaese 1997, Willson 1974). El 63.2% de las especies registradas son consideradas como terrestres y solo el 36.8% de las aves registradas son de hábitos acuáticos, de ellas su mayor proporción marinas. Esto resalta en parte la importancia de hábitats aledaños que pueden también influenciar la composición y diversidad de aves local como ha sido reportado en otros estudios de ecosistemas estuarinos donde la presencia de manglares alrededor de planos lodosos aumenta de gran manera la densidad de aves playeras y marinas (Butler *et al.* 1997). Nuestros resultados contrastan con lo reportado en otros estudios como el de Smith *et al.* (2001) donde no se reportan diferencias en la abundancia y diversidad de aves entre estadíos

sucesionales.

Una manera alternativa de interpretar la variación en la composición de aves entre puntos de conteo es como un artefacto de cambios en la detectabilidad con los hábitats (Pendleton 1995). Hoy en día es reconocido que existe una gran variación en la detectabilidad entre especies y para una misma especie entre hábitats diferentes (Boulinier *et al.* 1998). Nuestros análisis asumen que las probabilidades de detección son constantes entre hábitats y especies y por esta razón optamos por no darle tanta relevancia a los análisis basados en abundancias ya que podían presentarse errores al clasificar una especie como rara, cuando la razón por la que realmente no se registraron muchos individuos se debe a su baja detectabilidad visual

(carácter esquivo, pequeño tamaño o uso de zonas muy densas; Cerqueira *et al.* 2013, Miller *et al.* 2011, Royle & Link 2006). Para este trabajo, asumimos que la variación en la composición de aves entre sitios no está relacionada con la variación en las probabilidades de detección. Sin embargo, reconocemos que esta es una suposición difícil de argumentar ya que varios estudios han demostrado lo contrario (Ruiz-Gutiérrez *et al.* 2010). En caso de que nuestra suposición no sea válida, nuestras conclusiones pueden verse afectadas.

Al comparar las disimilaridades observadas en relación con aquellas esperadas bajo el modelo nulo a escala del hábitat, todas las comparaciones dentro de hábitats son estadísticamente menores a las esperadas bajo el modelo nulo y todas las comparaciones entre hábitats (excepto la comparación entre manglar y ribera de río) son estadísticamente mayores a las esperadas bajo el modelo nulo. Por el contrario, si se comparan los resultados de las disimilaridades de cada par de puntos de conteo con las esperadas bajo el modelo nulo, podemos apreciar que la mayoría de las comparaciones (79,7%) tienen disimilaridades que pueden ser explicadas por cambios aleatorios en las especies que no están relacionados con la riqueza de cada uno de los puntos de conteo, ni con la prevalencia de las especies. Estos resultados son consistentes con los del análisis discriminante (44% de exactitud general) ya que ambos soportan la idea de que la variación existente entre censos no permite asignar con certeza los resultados de un solo censo a un hábitat particular. El hecho de que la mayoría de comparaciones significativamente menores sean entre puntos de conteo del plano lodoso y mayores para comparaciones entre puntos del plano lodoso con los otros dos hábitats, es consistente con los resultados obtenidos en las comparaciones a escala del hábitat y los del ACP, donde hay cercanía entre los puntos del plano lodoso que son claramente separados de los puntos de manglar y ribera de río. Esto puede deberse a

que el plano lodoso fue el hábitat donde se registraron un mayor número de especies que fueron observadas en otros hábitats (18 de las 40 especies). Sin embargo, es necesario reconocer que los puntos de conteo establecidos en la ribera de río se encontraban rodeados de manglar pero alejados del plano lodoso. En conclusión podemos decir que a una escala muy puntual – por ejemplo, en un punto de conteo de 25 m de radio – existe una considerable variación en la composición y abundancia relativa de aves lo cual dificulta la asignación de este punto a un hábitat. Sin embargo, a una escala mayor – por ejemplo un conjunto de seis puntos de conteo dentro de un hábitat – es posible discriminar entre hábitats con base en la composición de aves registradas.

Los análisis de distribución de las aves a distintas escalas son una herramienta fundamental a la hora de formular planes de conservación (Loiselle *et al.* 2003, Peterson *et al.* 2000, Saab 1999), lo cual resalta la importancia de la información recopilada en este estudio. El registro de especies de interés para la conservación como la Chavarria (*Chauna chavaria*, casi endémica y en peligro, Renjifo *et al.* 2002), el Bobo de Noanamá (*Bucco noanamae*, endémico y en peligro, Renjifo *et al.* 2002) y el número elevado de especies migratorias (30% del total de especies) dan cuenta de la importancia de los ecosistemas de esta área para las aves y su conservación. La región de Urabá cuenta con pocas zonas de reserva natural y hoy en día se encuentra bajo presión por la industria bananera y el crecimiento poblacional (Blanco-Libreros 2009, Blanco *et al.* 2012). Esperamos que estudios como éste resalten la importancia de conocer, proteger y mantener conectadas las áreas con vegetación remanente de esta región. Por último la información aquí generada constituye una buena base para la formulación de planes de conservación en la desembocadura Coquitos del río Atrato y la implementación de programas de aviturismo que posibiliten a las comunidades loca-

les como la de Bocas del Atrato aprovechar el potencial ecológico de esta área de una manera sostenible y fortalecer procesos como los recorridos ecoturísticos asociados al manglar que ofrecen actualmente.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Corporación Ambiental y a la Universidad de Antioquia por parte de la financiación del proyecto. La ayuda y aporte de la comunidad de Bocas del Atrato fue indispensable para la realización del proyecto y esperamos que esta publicación tenga de cierta manera un aporte de vuelta hacia ellos.

Literatura citada

- ACEVEDO-CHARRY, O. A. 2011. Caracterización ornitológica de río Tame, zona de amortiguación del Parque Nacional Natural El Cocuy (Tame, Arauca, Colombia). Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, Bogotá D.C. Tesis de pregrado.
- ALLABY, M. 1998. Dictionary of Ecology. Oxford University Press, Oxford, UK.
- ALTENBURG, W. & T. VAN SPANJE. 1989. Utilization of mangroves by birds in Guinea-Bissau. *Ardea* 77: 57-74.
- ANÓNIMO. 1999. Field guide to the birds of North America. Tercera edición. National Geographic Society. Washington D.C.
- ANÓNIMO. 2004. Manual para el monitoreo de aves migratorias. Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil, CALIDRIS, WWF Colombia.
- ANÓNIMO. 2008. Formulación de los lineamientos y estrategias de manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera del Darién. Serie de Documentos Generales de INVEMAR No 22. Invemar-Gobernación de Antioquia, Corporación, Codechocó. Santa Marta. Colombia.
- BLOCK, W. M. & L. A. BRENNAN. 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. Págs. 35-90 en: D. M Power (ed). Current Ornithology, vol. 11. Plenum Press New York, NY.
- BÖHNING-GAESE, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 24: 49-60.
- BOULINIER, T., J. D. NICHOLS, J. R. SAUER, J. E. HINES, & K. H. POLLOCK. 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79: 1018-1028.
- BROWN, J. 1995. Macroecology. The University of Chicago Press, IL.
- BUTLER, R. W., MORRISON, R. G., DELGADO, F. S., ROSS, R. K., & SMITH, G. J. 1997. Habitat associations of coastal birds in Panama. *Colonial Waterbirds*: 518-524.
- CASTAÑO, G. J. 2001. Evaluación de la avifauna asociada a humedales costeros de la Guajira con fines de conservación. *Crónica forestal y medio ambiente* 16: 5-33.
- CERQUEIRA, M. C., M. COHN-HAFT, C. F. VARGAS, C. E. NADER, C. B. ANDRETTI, T. V. COSTA, & G. FERRAZ. 2013. Rare or elusive? A test of expert knowledge about rarity of Amazon forest birds. *Diversity and Distributions*: 1-12.
- CHAVES-FONNEGRA, A., M. FIORENZANO, A. M. PANTALEÓN-LIZARAZÚ, D. F. RODRÍGUEZ-GACHA, A. FRANCO-HERRERA, & M. LÓPEZ-VICTORIA. 2005. Aves de un manglar en el PNN Tayrona, caribe colombiano, *Boletín de la Sociedad Antioqueña de Ornitología* 15: 35-43.
- CODESIDO, M. & D. BILENCA. 2004. variación estacional de un ensamble de aves en un bosque subtropical semiárido del Chaco Argentino. *Biotropica* 37: 544-554.
- CUETO, V. R. 2006. Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero* 21:1-13.
- ESTELA, F., C. RUIZ, O. SOLANO & J. ORTIZ. 2010. Aves del estuario del río Sinú. Serie De Documentos Generales de INVEMAR No. 39. Santa Marta, Colombia.
- FERNÁNDEZ, M. & A. ÁVILA. 2011. Caracterización de la comunidad de aves asociada al ecosistema de manglar en la Bahía el Uno, municipio de Turbo, Caribe colombiano. Tesis de pregrado, Universidad de Antioquia, Turbo.
- FERRAZ G., J. D. NICHOLS, J. E. HINES, P. C. STOUFFER, R. O. BIERREGAARD, & T. E. LOVEJOY. 2007. A Large-Scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on amazon birds. *Science* 315: 238-241.
- GARCÍA, C. 2007. Atlas del golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar No 12. Santa Marta, Colombia.
- GOTELLI, N. J. 2000. Null models analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81: 2606-2621.
- GOTELLI, N. J., G. R. GRAVES & C. RAHBEK. 2010. Macroecological signals of species interactions in the Danish avifauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 107: 5030-5035.
- GRAHAM, C. H., N. SILVA & J. VELÁSQUEZ. 2010. Evaluating the potential causes of range limits of birds of the Colombian Andes. *Journal of Biogeography* 37: 1863-1875.
- HILTY, S. L. & W. L. BROWN. 2001. Guía de las aves de Colombia (traducción al español por H. Álvarez-López). American Bird Conservancy, Cali. Colombia
- KATTAN G. H., P. FRANCO, C. A. SAAVEDRA-RODRÍGUEZ, C. VALDERAMA, V. ROJAS, D. OSORIO & J. MARTÍNEZ. 2005. Spatial

- Components of Bird Diversity in the Andes of Colombia: Implications for Designing a Regional Reserve System. Fundación EcoAndina. Cali, Colombia.
- KREBS, C. J. 1978. Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Harper and Row, Inc. New York, NY.
- LAURANCE, W. & R. BIERREGAARD. 1997. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago, IL.
- LOISELLE, B. A., C. A. HOWELL, C. H. GRAHAM, J. M. GOERCK, T. BROOKS, K. G. SMITH, & P. H. WILLIAMS. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation biology* 17: 1591-1600.
- MACEDO, L. A., R. KRULAN & V. DOS SANTOS. 2007. Mangrove Bird Community of Paranaguá Bay - Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50: 75-83.
- MAGURRAN, A & B. J. MCGILL. 2010. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment Oxford. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- McMULLAN, M., M. DONEGAN, & A. QUEVEDO. 2010. Field Guide to the Birds of Colombia. Fundación Proaves. Bogotá, Colombia.
- MILLER D. A., J. D. NICHOLS, B. T. MCCLINTOCK, E. H. CAMPBELL-GRANT, L. L. BAILEY & L. A. WEIR. 2011. Improving occupancy estimation when two types of observational error occur: non-detection and species misidentification. *Ecology* 92: 1422-1428.
- MORALES, G. & A. LEÓN. 2000. La avifauna asociada a un manglar: Golfo de Tortugas, Pacífico-Colombiano. *Boletín of the Sociedad Antioqueña de Ornitología* 9:20-21.
- NARANJO, L. G., J. D. AMAYA, D. EUSSE-GONZÁLEZ Y Y. CIFUENTES-SARMIENTO (eds.) 2012. Guía de las Especies Migratorias de la Biodiversidad en Colombia. Aves. Vol. 1. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible / WWF Colombia. Bogotá, D.C. Colombia.
- NISBET, I. 1968. The utilization of mangroves by Malayan birds. *Short communications. Ibis* 110: 348-352.
- OSBAHR K. & N. C. GÓMEZ. 2006. Uso de hábitat de la avifauna en el humedal Guaymaral. Cundinamarca. Colombia. *Actualidad y Divulgación Científica* 9: 157-168.
- PARKER III, T.A., D.F. STOTZ, & J.W. FITZPATRICK. 1996. Ecological and Distributional Databases for Neotropical Birds. The University of Chicago Press, Chicago, IL.
- PENDLETON, G. W. 1995. Effects of sampling strategy, detection probability, and independence of counts on the use of point counts. Monitoring bird populations by point counts. USDA Forest Service General Technical Report.
- PETERSON, A. T., S. L. EGBERT, V. SANCHEZ-CORDERO, & K. P. PRICE. 2000. Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 93:85-94.
- PIELOU E.C. 1966. An introduction to mathematical ecology. Wiley Interscience. New York, NY.
- RALPH, G., P. GEOFFREY, T. MARTIN, D. DESANTE & B. MILÁ. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Albany, CA.
- RENJIFO, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13: 1124-1139.
- RENJIFO, L. M. A.M. FRANCO-MAYA, J.D. AMAYA-ESPINEL, G.H. KATTAN & B. LÓPEZ-LANÚS. 2002. Libro Rojo de Aves de Colombia. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio de Medio Ambiente, Bogotá Colombia
- RODRÍGUEZ-M. J. V. 1982. Aves del Parque Nacional Natural los Katios, Antioquia, Choco Colombia. Proyecto ICA/INDERENA/USDA. Impreso INDERENA Bogotá Colombia.
- ROSSELLI, L. 2011. Factores ambientales relacionados con la presencia y abundancia de las aves de los humedales de la Sabana de Bogotá. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá, Colombia. Tesis de Doctorado en Ciencias-Biología.
- ROYLE, J. A. & W. A. LINK. 2006. Generalized site occupancy models allowing for false positive and false negative errors. *Ecology* 87:835-841.
- RUIZ, C.J. 2004. Distribución espacio-temporal y comportamiento de aves playeras en el Parque Nacional Natural Sanquianga (Nariño). Tesis de pregrado. Universidad del Atlántico, Facultad de Ciencias básicas, Programa de Biología. Barranquilla, Colombia. Tesis de pregrado.
- RUIZ-GUTIÉRREZ, V., ZIPKIN, E. F., & DHONDT, A. A. 2010. Occupancy dynamics in a tropical bird community: unexpectedly high forest use by birds classified as non-forest species. *Journal of Applied Ecology* 47: 621-630.
- SAAB, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications* 9: 135-151.
- SHANNON, C. & W. WEAVER. 1949. The mathematical theory of communication, the University of Illinois press. Urbana.
- SIMPSON, E.H. 1945. Mesurment of diversity. *Nature*. 163: 688.
- SMITH, A. L., J. S. ORTIZ, & R. J. ROBERTSON. 2001. Distribution Patterns of Migrant and Resident Birds in Successional Forests of the Yucatán Peninsula, México. *Biotropica* 33: 153-170.
- VELÁSQUEZ-VALENCIA, A. 2010. Estructura de la comunidad de aves en sistemas de producción del Piedemonte Amazónico. Universidad Nacional de Colombia; Universidad de la Amazonia. Departamento de Biología. Florencia- Ca-

- quetá, Colombia. Tesis de doctorado en Ciencias-Biología.
- VELÁSQUEZ, J., P. SALAMAN & C.H. GRAHAM. 2012. Effects of climate change on species distribution, community structure and conservation of birds in protected areas in Colombia. *Regional Environmental Change* 13: 235-248.
- WELLER, M. 1999. *Wetland birds. Habitat resources and conservation implications*. Cambridge, Inglaterra.
- WERNER, U. & N. J. GOTELLI. 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. *Ecology* 91: 3384-3397.
- WILLSON, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55: 1107-1029.

Recibido: 19 de febrero de 2013. *Aceptado:* 08 de agosto de 2014.

Anexo 1. Listado de aves y abundancias por hábitats: manglar (M), ribera de río (R) y plano lodoso (P). El número entre paréntesis después de la especie se utiliza para identificarlas en las figuras 6 y 7. El nombre común fue obtenido de Hilty & Brown 2001.

Familia	Nombre Científico (N° Asignado en Figs. 6 y 7)	Nombre Común	Abundancia absoluta		
			M	R	P
Anhimidae	<i>Chauna chavaria</i> (18)	Chavarría	-	1	2
Anatidae	<i>Cairina moschata</i> (14)	Pato Real	9	11	-
	<i>Anas discors</i> (4)	Pato Careto	-	-	6
	Patos no identificados (45)		-	-	4
Cracidae	<i>Ortalis cinereiceps</i> (43)	Guacharaca chocona	-	4	-
Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentalis</i> (46)	Pelícano Común	100	2	95
Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (48)	Pato cuervo	164	2	140
Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i> (32)	Fragata Común	204	1	13
Ardeidae	<i>Ardea herodias</i> (7)	Garzón Migratorio	-	-	3
	<i>Ardea cocoi</i> (6)	Garzón Azul	-	-	11
	<i>Ardea alba</i> (5)	Garza Real	1	1	5
	<i>Egretta tricolor</i> (30)	Garza Tricolor	-	-	6
	<i>Egretta thula</i> (29)	Garza patiamarilla	-	1	-
	<i>Egretta caerulea</i> (28)	Garza Azul	-	6	12
	<i>Bubulcus ibis</i> (10)	Garcita del Ganado	-	1	-
	<i>Nyctanassa violácea</i> (42)	Guaco Manglero	8	-	1
	<i>Tigrisoma lineatum</i> (62)	Vaco Colorado	-	1	1
Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i> (31)	Ibis Blanco	12	-	-
	<i>Phimosus infuscatus</i> (49)	Coquito	-	1	-
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i> (21)	Gallinazo Común	59	6	7
	<i>Cathartes aura</i> (15)	Guala Común	20	15	-
	<i>Cathartes burrovianus</i> (16)	Guala Sabanera	8	5	10
Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i> (34)	Águila Pescadora	-	-	1
Accipitridae	<i>Buteogallus anthracinus</i> (12)	Cangrejero Negro	2	1	-
	<i>Buteogallus urubitinga</i> (13)	Cangrejero Mayor	2	-	4
	<i>Rapaz no identificada</i> (2)		-	1	-
Falconidae	<i>Milvago chimachima</i> (38)	Pigua	13	18	12
Rallidae	<i>Porphyrio martinica</i> (53)	Polla Azul	-	-	1
Charadriidae	<i>Pluvialis squatarola</i> (51)	Chorlo Pechinegro	-	-	5
	<i>Charadrius semipalmatus</i> (17)	Chorlito Semipalmeado	-	-	15
Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i> (1)	Andarríos Maculado	7	2	29
	<i>Tringamelanoleuca</i> (63)	Andarríos Mayor	-	-	1
	<i>Tringa sp.</i> (64)		-	-	7
	<i>Numenius phaeopus</i> (41)	Zarapito Común	-	-	7
Laridae	<i>Sternula antillarum</i> (33)	Gaviotín Fluvial	-	-	1
	<i>Thalasseus maximus</i> (59)	Gaviotín Real	-	-	34
Columbidae	<i>Patagioenas cayennensis</i> (44)	Torcaza Morada	6	26	1
	<i>Leptotila verreauxi</i> (36)	Caminera Rabiblanca	1	8	-
Psittacidae	<i>Amazona ochrocephala</i> (3)	Lora Común	37	74	-
Cuculidae	<i>Crotophaga major</i> (23)	Garrapetero Mayor	4	30	14
	<i>Crotophaga ani</i> (22)	Garrapetero Común	-	-	16
Trochilidae	<i>Phaethornis anthophilus</i> (47)	Ermitaño Carinegro	-	1	1

Familia	Nombre Científico (N° Asignado en Figs. 6 y 7)	Nombre Común	M R P		
			Abundancia absoluta		
Alcedinidae	<i>Chloroceryle aenea</i> (19)	Martín-Pescador Pigmeo	2	-	-
	<i>Megaceryle torquata</i> (37)	Martín Pescador Gigante	2	1	-
Bucconidae	<i>Bucco noanamae</i> (11)	Bobo de Noanamá	2	9	-
Ramphastidae	<i>Pteroglossus torquatus</i> (55)	Pichí Collarejo	11	-	-
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i> (27)	Carpintero Real	4	-	-
Furnariidae	<i>Dendroplex picus</i> (25)	Trepador Pico de Lanza	6	-	-
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus nigriceps</i> (9)	Batará Negro	-	4	-
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i> (50)	Bichofué Gritón	2	7	-
	<i>Tyrannus melancholicus</i> (66)	Sirirí Común	-	5	3
	<i>Tyrannus savana</i> (67)	Sirirí Tijeretón	2	-	-
	<i>Myiarchus tuberculifer</i> (40)	Atrapamoscas Capinegro	-	5	-
Corvidae	<i>Cyanocorax affinis</i> (24)	Carriquí Pechiblanco	5	4	-
Hirundinidae	<i>Riparia riparia</i> (58)	Golondrina Ribereña	-	10	98
	<i>Hirundo rustica</i> (35)	Golondrina Tijereta	6	-	76
Poliptilidae	<i>Poliptila plumbea</i> (52)	Curruca Tropical	3	-	-
Donacobiidae	<i>Donacobius atricapillus</i> (26)	Cucarachero de Laguna	-	-	4
Thraupidae	<i>Ramphocelus dimidiatus</i> (57)	Asoma Terciopelo	-	-	1
	<i>Thraupis episcopus</i> (60)	Azulejo Común	-	6	-
	<i>Thraupis palmarum</i> (61)	Azulejo Palmero	-	4	-
	<i>Coereba flaveola</i> (20)	Mielero Común	-	1	-
Parulidae	<i>Protonotaria citrea</i> (54)	Reinita Cabecidorada	14	12	4
Icteridae	<i>Icterus gálbula</i> (8)	Turpial de Baltimore	5	-	-
	<i>Molothrus bonariensis</i> (39)	Chamón Parásito	-	46	1
	<i>Quiscalus mexicanus</i> (56)	Chango Común	19	1	29
TOTAL ESPECIES POR HÁBITAT			32	38	40