

## VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA ESTRUCTURA COMUNITARIA EN AVES PLAYERAS CHARADRIIFORMES DE LA LAGUNA DE PUNTA DE MANGLE, ISLA DE MARGARITA, VENEZUELA

JAVIER MARÍN SANZ<sup>1</sup>, GEDIO MARÍN ESPINOZA<sup>2</sup> & LUIS GERARDO GONZÁLEZ BRUZUAL<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente, Núcleo de Nueva Esparta, Boca Del Rio

<sup>2</sup> Departamento de Biología, Universidad de Oriente, Avenida Universidad, Cerro Colorado, Cumaná. e-mail: gediom@yahoo.com

<sup>3</sup> Grupo de Investigaciones Ornitológicas (GIO), Isla de Margarita, estado Nueva Esparta.

**RESUMEN:** Las islas venezolanas representan sitios de pernocta habitual de aves playeras migratorias, durante sus singladuras desde la región Neártica a la Neotropical y viceversa. En la laguna de Punta de Mangle (LPM), al sur de isla de Margarita, se planteó identificar, en conteos diurnos mensuales, las especies de aves playeras migratorias y residentes presentes en esta laguna, para determinar algunos índices comunitarios temporales, *viz.*, Abundancia relativa ( $A_r$ ), Diversidad ( $H'$ ), Equitabilidad ( $J'$ ), Dominancia (ID), Frecuencia de Aparición (C), Similitud ( $S_j$ ) y Relevancia, Específica (RE), calculándolos por bimestres: Agosto-Septiembre (A-S), período de arribo otoñal; Octubre-Noviembre (O-N), período de pernocta postarribo; Febrero-Marzo (F-M), período de pernocta prerretorno; Abril-Mayo (A-M), período de retorno primaveral. En total se identificaron 22 especies, agrupadas en 3 familias (Scolopacidae, Charadriidae y Recurvirostridae). Scolopacidae presentó el mayor número de especies (16 spp.) e individuos por especie. La mayor abundancia relativa de individuos se presentó en F-M ( $A_r=72,15\%$ ) y la menor en A-S ( $A_r=26,80\%$ ). Durante todo el período de estudio, la diversidad se mostró moderadamente alta, siendo mayor en O-N ( $H'=3,11\pm 0,12$ ) y menor en A-M ( $H'=2,68\pm 0,53$ ). La equitabilidad mostró un alto grado de uniformidad, alcanzando su mayor valor en F-M ( $J'=0,81\pm 0,01$ ) y la menor en A-S ( $J'=0,72\pm 0,04$ ). En los bimestres de presencia mayoritaria de *Calidris pusilla* y *C. mauri* (las especies más dominantes), la dominancia fue ostensible en detrimento de la diversidad, *i.e.*, A-M (ID=61,01±16,74%) y A-S (ID=60,41±8,62%). Las especies con los mayores índices de RE fueron: *C. pusilla* > *C. mauri* > *Charadrius semipalmatus* > *Tringa flavipes* > *Limnodromus griseus* > *Numenius phaeopus* > *Charadrius wilsonia*. Los meses con la mayor  $S_j$  intermensual de especies fueron: Octubre-Noviembre > Agosto-Septiembre = Septiembre-Octubre. Los reavistamientos en la LPM de *Limnodromus scolopaceus*, nuevo registro para Venezuela, y de *Calidris alpina*, nuevo para la isla de Margarita, además de otras especies migratorias vulnerables *e.g.*, *Calidris canutus*, *Limosa haemastica*, *L. fedoa*, sumados a las residentes nidificantes (*C. wilsonia cinnamominus*, *C. alexandrinus*, *Himantopus mexicanus*), pudieran constituir argumentos manifiestos para la declaratoria legal de la LPM como refugio de aves acuáticas.

Palabras clave: Índices comunitarios, Scolopacidae, Charadriidae, Recurvirostridae, refugio

**ABSTRACT:** The Venezuelan islands are customary stopover grounds for fall and spring shorebirds migrating from Nearctic to Neotropical regions and vice versa. We identified local and migratory shorebirds in Punta de Mangle, a lagoon south of Margarita Island, by keeping bimonthly tallies of several seasonal community parameters, *viz.*, relative abundance ( $A_r$ ), diversity ( $H'$ ), evenness ( $J'$ ), dominance (ID), occurrence (C), similarity ( $S_j$ ), and specific relevance (SR). Daylight surveys were carried out during August-September (A-S), fall arrival; October-November (O-N), post-arrival staging period; February-March (F-M), pre-departure staging period; and April-May (AM), spring departure. Twenty-three species belonging to three families (Scolopacidae, Charadriidae, and Recurvirostridae) were identified. The former presented the largest number of species (17 spp) and individuals per species. F-M presented the largest relative abundance, 72.15%; and A-S, the lowest, 26.80%. Diversity was moderately high throughout the duration of the study, O-N yielding the highest, 3.11±0.12, and A-M, the lowest, 2.68±0.53. Evenness remained fairly constant, reaching its highest value, 0.81±0.01, in F-M, and its lowest one, 0.72±0.04, in A-S. Dominance prevailed over diversity in A-M and A-S (61.01±16.74% and 60.41±8.62%, respectively), periods when *Calidris pusilla* and *C. mauri* were most dominant. The species showing the highest indices of specific relevance were *C. pusilla* > *C. mauri* > *Charadrius semipalmatus* > *Tringa flavipes* > *Limnodromus griseus* > *Numenius phaeopus* > *Charadrius wilsonia*. Intermonthly similarity among species was highest in October-November, followed by an equal showing in August-September and September-October. Our observation of these migrating birds resulted in *scolopaceus* and *Calidris alpina* as new records for Venezuela and Margarita island, respectively. The richness of both these migratory birds, some of which – *Calidris canutus*, *Limosa haemastica*, *L. Fedoa* – are vulnerable species, and resident shorebirds such as *C. wilsonia*, *C. alexandrinus*, and *Himantopus mexicanus*, strongly argue in favor of enacting legislation to declare Punta de Mangle a shorebird refuge.

Key words: Communal indices, Scolopacidae, Charadriidae, Recurvirostridae, refuge

## INTRODUCCIÓN

Durante el censo de aves playeras que se hizo en Venezuela hace más de dos décadas, como parte del macrocenso sudamericano (MORRISON & ROSS 1989), no se incluyeron las islas, a pesar de que presentan importantes humedales, utilizados por este grupo de aves durante sus desplazamientos hacia (migración otoñal) y desde (migración primaveral) la región Neotropical, luego de culminar su proceso reproductivo, en la tundra subártica, y la invernada, respectivamente (GONZÁLEZ *et al.* 2011b). Ciertamente, aves playeras o limícolas de las familias Charadriidae y Scolopacidae habitualmente utilizan el corredor del oeste Atlántico para su travesía interhemisférica (MCNEIL & BURTON 1973; MORRISON & MYERS 1987), el cual incluye el ámbito insular caribeño como sitio de permanencia transitoria (pernocta), compartiendo con especies limícolas residentes estos irremplazables humedales (MCNEIL *et al.* 1985).

La información publicada en Venezuela en los territorios insulares de los movimientos de aves playeras que se reproducen en la tundra neártica está referida a datos puntuales de registros en las diferentes islas (HILTY 2003; BISBAL 2008; GONZÁLEZ *et al.* 2008; GONZÁLEZ *et al.* 2009; GONZÁLEZ *et al.* 2010a; SANZ *et al.* 2010; GONZÁLEZ *et al.* 2011b; MARÍN *et al.* 2011), que si bien tienen importancia particular no revelan datos de su dinámica comunitaria, en términos de abundancia, diversidad y frecuencia de aparición estacional, la cual deber ser obtenida mediante monitoreos mensuales sistemáticos (MARÍN *et al.* 2011), durante el período de pernocta en las latitudes circunecuatoriales (MCNEIL & BURTON 1973; MCNEIL *et al.* 1985).

En este estudio se suministran datos comunitarios sobre la avifauna limícola, residente y migratoria, de la laguna de Punta de Mangle, isla de Margarita, con la finalidad de mejorar el conocimiento de este grupo ornítico tan escasamente estudiado en los archipiélagos e islas venezolanas, a los fines de fomentar su conservación mediante alguna figura ambiental legalmente constituida.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La laguna de Punta de Mangle está ubicada al sur de la Isla de Margarita (10°52' Lat. N/ 64°03' Long. WO), en el nororiente de Venezuela (Figura 1). Está bordeada por

manglares (*Rizophora mangle* L. 1753) y con manchones de vegetación psamohalófila (*Batis maritima* L. 1753, *Sesuvium portulacastrum* L. 1753, *Salicornia fruticosa* L. 1753), y matorral acantoxeromorfo costero disperso. Fisiográficamente, el área está categorizada dentro de la subregión continental costera, a saber: 0 y 100 m s.n.m., TMA > 28°C, PMA entre 300 y 1000 mm<sup>3</sup>, incluida, a su vez, dentro de la región insular y litoral de la franja costera (HUBER 1997).

### Metodología

Se realizaron observaciones y censos de aves en la mañana (08.00-10.00 h), durante ocho meses (agosto-marzo), un día cada mes, empleando binoculares y cámara fotográfica digital con teleobjetivo, en recorridos a pie a lo largo de las riberas del sector sudoeste de la laguna, seleccionado por su accesibilidad y la amplitud zona intermareal expuesta, utilizando el método de transectos de línea de radio fijo (WUNDERLE 1994).

Las aves inventariadas fueron identificadas y clasificadas con guías de aves de Venezuela (PHELPS & MEYER DE SCHAUENSEE 1979; HILTY 2003) y Norteamérica (A.O.U. 1983), y textos especializados de aves playeras (HAYMAN *et al.* 1986). Los grupos se clasificaron como residentes (especies que anidan en el área), migratorios neárticos (especies invernantes provenientes de sus zonas de reproducción en la Región Neártica) y migratorios



Fig. 1. Laguna de Punta de Mangle (recuadro negro), isla de Margarita, estado Nueva Esparta.

intratropicales (los que se mueven desde otras latitudes neotropicales).

#### Índices ecológicos

Para obtener una visión cualicuantitativa relativa del comportamiento comunitario de las aves playeras migratorias y residentes entre meses, se calcularon índices de abundancia relativa ( $A_r$ ), riqueza específica (# spp.), diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), equitabilidad de Pielou ( $J'$ ), dominancia de Berger-Parker (ID), frecuencia de aparición (C), similitud de Jaccard intermensual ( $S_j$ ) y relevancia específica (RE) (MORENO 2002; ROMANO *et al.* 2005).

Para una mejor valoración, manejo y explicación de algunos parámetros comunitarios los cómputos fueron agrupados y clasificados bimestralmente, *i.e.*, Agosto-Septiembre (A-S), período de arribo otoñal; Octubre-Noviembre (O-N), período de pernocta postarribo; Febrero-Marzo (F-M), período de pernocta prerretorno; Abril-Mayo (A-M), período de retorno primaveral.

### RESULTADOS

En la laguna de Punta de Mangle (LPM) se censaron 1121 individuos del orden Charadriiformes, agrupados en 22 especies y 3 familias (Tabla 1). La familia Scolopacidae concentró el mayor número de especies (16 spp.), la mayoría con una considerable cantidad de individuos, con excepción de *Calidris alpina* Linnaeus 1758 (n=1) y *Limnodromus scolopaceus* Say 1823 (n=5), observadas en abril.

#### Abundancia Relativa ( $A_r$ ) y Riqueza (# spp.)

Aunque la mayor abundancia relativa de individuos se presentó en el bimestre F-M y la menor en A-S, la riqueza de especies fue mayor durante los primeros dos bimestres muestreados (A-S y O-N) y menor en los últimos dos (Tablas 2 y 3), siendo las aves migratorias neárticas las que presentaron la mayor riqueza de especies (Tabla 1).

#### Diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y Equitabilidad ( $J'$ )

La diversidad, durante todo el período de estudio, arrojó un promedio apreciable, siendo mayor en el bimestre O-N y la menor en el bimestre A-M (Tabla 3). Para la equitabilidad, la cual refleja el grado de uniformidad en la distribución de las especies, se obtuvo un resultado similar, con un grado de uniformidad promedio apreciable, alcanzando su mayor valor en el en el bimestre F-M y el menor en el A-S (Tablas 2 y 3).

TABLA 1. Lista de especies de aves playeras Charadriiformes identificadas en la laguna de Punta de Mangle, Isla de Margarita, estado Nueva Esparta, Venezuela.

ORDEN: CHARADRIIFORMES	Estatus
Familia: Charadriidae	
<i>Charadrius semipalmatus</i> (playero acollarado)	MN
<i>Charadrius wilsonia</i> (playero picogruoso)	RE
<i>Charadrius collaris</i> (turillo)	MI
<i>Pluvialis squatarola</i> (playero cabezón)	MN
<i>Pluvialis dominica</i> (playero dorado)	MN
Familia: Recurvirostridae	
<i>Himantopus mexicanus</i> (viuda patilarga)	RE
Familia Scolopacidae	
<i>Actitis macularia</i> (playero coleador)	MN
<i>Arenaria interpres</i> (playero turco)	MN
<i>Calidris minutilla</i> (playerito menudo)	MN
<i>Calidris alpina</i> (correlimos)	MN
<i>Calidris canutus</i> (playero pecho rufo)	MN
<i>Calidris himantopus</i> (playero patilargo)	MN
<i>Calidris mauri</i> (playerito occidental)	MN
<i>Calidris pusilla</i> (playerito semipalmeado)	MN
<i>Calidris alba</i> (playero arenero)	MN
<i>Calidris fuscicollis</i> (playero rabadilla blanca)	MN
<i>Tringa semipalmata</i> (playero aliblanco)	MN
<i>Tringa flavipes</i> (tigüi-tigüie chico)	MN
<i>Tringa solitaria</i> (playero solitario)	MN
<i>Numenius phaeopus</i> (chorlo real)	MN
<i>Limnodromus griseus</i> (becasina migratoria)	MN
<i>Limnodromus scolopaceus</i> (becasina pico largo)	MN

#### Dominancia (ID) y Similitud ( $S_j$ )

En los meses de presencia mayoritaria de las especies más dominantes, *i.e.*, *Calidris pusilla* Linnaeus 1766 y *C. mauri* CABANIS 1857, la dominancia fue ostensible en detrimento de la diversidad (Tabla 3). Los meses con la

TABLA 2. Valores mensuales, y valores totales promedio  $\pm$  Desviación Estándar (DE), de Abundancia Relativa (Ar), Diversidad de Shannon-Wiener (H'), Equitabilidad de Pielou (J'), Riqueza de especies (# spp.) y Dominancia (ID) a lo largo de todo el período de estudio, en laguna Punta de Mangle, Margarita, estado Nueva Esparta.

ÍNDICES	Ar	H'	J'	# spp.	ID
MESES					
Agosto	5,88	3,05	0,75	17	54,31%
Septiembre	10,00	2,30	0,69	10	66,50%
Octubre	5,88	3,19	0,78	18	47,30%
Noviembre	7,14	3,02	0,79	14	49,48%
Febrero	11,11	2,60	0,82	9	55,74%
Marzo	11,11	2,54	0,80	9	62,00%
Abril	8,33	2,93	0,82	12	49,17%
Mayo	14,28	2,07	0,74	7	72,85%
Promedio $\pm$ DE	9,21 $\pm$ 2,95	2,71 $\pm$ 0,40	0,77 $\pm$ 0,05	12 $\pm$ 4	57,17 $\pm$ 9,16

mayor similitud intermensual de especies fueron: octubre vs noviembre > agosto vs septiembre = septiembre vs octubre (Figura 2).

#### Relevancia Específica (RE)

En la RE, la cual combina la abundancia relativa y la frecuencia de aparición, las especies con los mayores valores porcentuales fueron: *C. pusilla* (RE=14,04%) > *C. mauri* (RE=7,42%) > *Charadrius semipalmatus* Bonaparte 1825 (RE=7,30%) > *Tringa flavipes* GMELIN 1789 (RE=6,29%) > *Limnodromus griseus* GMELIN 1789 (RE=5,49%) >

TABLA 3. Valores bimestrales promedio ( $\pm$ DE = Desviación Estándar) de Abundancia Relativa (Ar), Diversidad (H'), Equitabilidad (J'), Riqueza Específica (# spp.) y Dominancia (ID): agosto-septiembre (período de arribo otoñal), octubre-noviembre (período de pernocta postarribo), febrero-marzo (período de pernocta prerretorno), abril-mayo (período de retorno primaveral), en la laguna Punta de Mangle, Margarita, estado Nueva Esparta.

Índices	Ar	H'	J'	# spp.	ID
Bimestres					
Ago- Sep	26,80	2,68 $\pm$ 0,53	0,72 $\pm$ 0,04	14,50 $\pm$ 5,66	60,41 $\pm$ 8,62
Oct- Nov	34,51	3,11 $\pm$ 0,12	0,79 $\pm$ 0,07	21,75 $\pm$ 6,01	48,39 $\pm$ 1,54
Feb- Mar	72,15	2,57 $\pm$ 0,04	0,81 $\pm$ 0,01	9,75 $\pm$ 0,35	58,87 $\pm$ 4,43
Abr-May	29,92	2,50 $\pm$ 0,61	0,78 $\pm$ 0,06	10,50 $\pm$ 3,54	61,01 $\pm$ 16,74

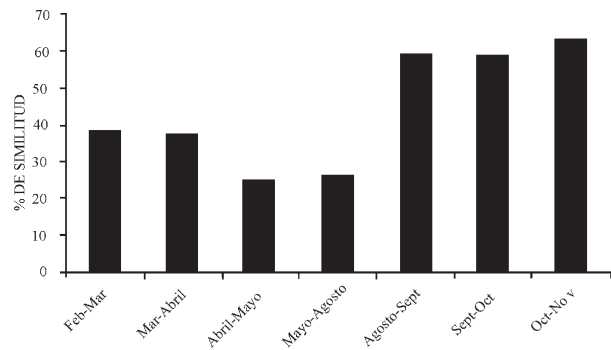


Fig. 2. Similitud intermensual en especies de aves playeras Charadriiformes presentes en la laguna de Punta de Mangle, Isla de Margarita, estado Nueva Esparta, Venezuela.

*Numenius phaeopus* LINNAEUS 1758 (RE=4,91%) > *Charadrius wilsonia* ORD 1814 (RE=4,82%).

## DISCUSIÓN

La dinámica comunitaria de las aves playeras o limícolas residentes y migratorias asociadas a humedales está condicionada a factores de naturaleza multifactorial, que pueden operar de manera individual o combinada (PIERSMA & BAKER 2000). Por regla general, en los humedales costeros de la Región Neártica, la estructura de las comunidades que involucran aves playeras migratorias varía estacionalmente, pues las poblaciones de la mayoría de las especies migran hacia los humedales neotropicales (ERWIN 1996); en consecuencia, estos últimos aumentan su abundancia individual y composición de especies (MCNEIL *et al.* 1985; MORRISON & ROSS 1987; TORRES *et al.* 2006; BLANCO *et al.* 2007; DI GIACOMO & PARERA 2008). Efectivamente, estas aves limícolas pueden pasar las dos terceras partes de su ciclo anual en latitudes neotropicales (BURTON & MCNEIL 1975; MORRISON & ROSS 1987; DI GIACOMO & PARERA, 2008), y particularmente en las islas resulta uno de los grupos ornítics más afectados por los impactos antrópicos, como pérdida de hábitat, motonáutica, acumulación de basura y depredación por perros y gatos domésticos o asilvestrados (SMIT *et al.* 1987; NOGALES 2004; BURGER *et al.* 2004; YASUÉ 2006; MARÍN *et al.* 2011).

Los hallazgos comunitarios en la LPM revelan una rica composición de especies de aves playeras, aunque una visible variación estacional de la abundancia de individuos. El hecho de que los apogeos de abundancia

numérica se presentaran en septiembre (mes de arribo), febrero, marzo (meses de pernocta) y mayo (mes previo al retorno), revelaría, por una parte, la tendencia general en la mayoría de las especies limícolas migrantes que pernoctan en los humedales venezolanos de arribar masivamente durante el otoño boreal utilizando las rutas atlántico-caribeñas (MORRISON & MYERS 1987; WUNDERLE *et al.* 1989). Por otra parte, la disponibilidad de alimento suficiente y sostenido en los hábitat ribereños intermareales de aguas someras de la LPM durante su pernocta y previo al retorno primaveral, lo que le asegurarían a estas poblaciones la acumulación adecuada de grasa premigratoria para el viaje de regreso hacia sus áreas de reproducción en la tundra canadiense (PFISTER *et al.* 1998); adicionalmente se estaría confirmando a las rutas atlánticas como una alternativa habitual de retorno hacia Norteamérica para varias especies, en vez de la ruta del Pacífico sudamericano (MORRISON & MYERS 1987).

Por su parte, la menor abundancia en agosto era de esperarse porque es en este mes cuando se comienzan a observar los primeros contingentes de aves recién llegadas una vez culminada su temporada de anidación durante el verano boreal; no obstante, agosto presentó una gran uniformidad en la distribución individual de especies, y una apreciable riqueza y diversidad de especies. En contraste, en isla La Tortuga, agosto presentó la más baja diversidad, pero una mayor abundancia relativa (MARÍN *et al.* 2011).

En la LPM, la riqueza específica y la diversidad promedio fueron visiblemente mayores en el bimestre O-N (período de pernocta postarribo) que durante el bimestre de arribo y previo a la partida primaveral. Sin embargo, la equitabilidad fue altamente uniforme durante todo el período de estudio, lo que combinado con la mayor abundancia individual durante el bimestre F-M (período de pernocta prerretorno) revelaría condiciones adecuadas de alimentación y refugio para las aves playeras durante casi todo su período de invernada en la LPM. En isla La Tortuga se obtuvieron resultados similares, pues la diversidad y la equitabilidad mostraron sus valores más altos en septiembre, octubre y noviembre, aunque muy baja abundancia relativa en noviembre (MARÍN *et al.* 2011).

La ingente concentración de playeros pequeños (principalmente, *C. pusilla*, *C. mauri* y *C. minutilla* Vieillot 1819) observada en algunos meses en la LPM, condujo a que obtuvieran una gran dominancia individual y los

mayores valores de relevancia para esos meses. En playas arenosas de Aracaju, en Brasil, altamente urbanizadas, dos de las especies que se observaron con mayor frecuencia fueron *Calidris alba* Pallas 1764 y *C. pusilla*, y junto a *Arenaria interpres* Linnaeus 1758 y *Ch. semipalmatus* acapararon el 79,1% de todas las especies observadas (ALMEIDA 2011). En Puerto Rico, en septiembre, el 65% de las aves fueron de las especies *C. pusilla* y *C. mauri*, y 19% de *C. minutilla* (WUNDERLE *et al.* 1989). En Venezuela, los conteos llevados a cabo por el Censo Neotropical de Aves Acuáticas, realizados en febrero y julio durante el período 2006–2010, revelaron que *Calidris* spp., *Tringa melanoleuca* Gmelin 1789 y *T. flavipes* acumularon el 62% de los individuos contados (GINER 2011). De igual modo, en isla La Tortuga, MARÍN *et al.* (2011) encontraron que *T. flavipes* y *C. mauri* fueron las especies con la mayor dominancia y RE.

Con todo, la mayoría de las poblaciones de las diferentes especies migratorias que vienen al Neotrópico sudamericano habitualmente migran mucho más al sur, por lo que su tiempo de permanencia en latitudes supraecuatoriales es relativamente corto, y/o también que usualmente utilizan más la costa pacífica de Sudamérica para su invernada (*e.g.*, *C. alba*). Las planicies fangosas de Surinam, Guayana Francesa y el litoral norcentral de Brasil, son los sitios de mayor concentración de aves playeras de la Región Neotropical, particularmente, *Ch. semipalmatus*, *Pluvialis squatarola* Linnaeus 1758, *Tringa* spp., *L. griseus* (MORRISON & ROSS 1989), aunque otras especies suelen alcanzar y concentrarse mayoritariamente en latitudes australes del cono sur, *e.g.*, *Pluvialis dominica* MÜLLER 1776, *Calidris canutus* LINNAEUS 1758, *C. fuscicollis* VIEILLOT 1819 (BLANCO *et al.* 2007; DI GIACOMO & PARERA 2008).

En general, las aves playeras tienden a concentrarse en escenarios con recursos alimenticios abundantes y estacionalmente predecibles (SKAGEN & KNOPFF 1993; BOCHER *et al.* 2011), sin embargo existen factores abióticos relacionados con la densidad local de individuos, como las oscilaciones mareales y/o los niveles de profundidad del agua, que condicionan la disponibilidad de hábitat, presas y refugio (HAYES & FOX 1991; COLWELL 1993; VELÁSQUEZ & NAVARRO 1993; MERCIER & McNEIL 1994; RIBEIRO *et al.* 2004; HEVIA 2011; MARÍN *et al.* 2011). Efectivamente, las oscilaciones periódicas mareales tienden a desaparecer las franjas ribereñas durante la pleamar, lo que, por ende, limitan la disponibilidad espacial

y temporal de microhábitat adecuados y presas que ofrecen las riberas expuestas y someras de los ecosistemas lagunares, esenciales para este tipo de aves vadeadoras (MARÍN *et al.* 2011).

Otro tanto sucede con las diferencias individuales según los hábitos (diurnos y/o nocturnos) y estrategias alimentarias (táctiles y/o visuales) que las diferentes especies utilizan para la captura de sus presas (BAKER & BAKER 1973; ROBERT & McNEIL 1989; ROMPRÉ & McNEIL 1994; THIBAUT & McNEIL 1994; THIBAUT & McNEIL 1995; McNEIL *et al.* 1995; DODD & COLWELL 1996; ROJAS *et al.* 1999). Así, en un estudio realizado en la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela, se encontró que los organismos nadadores como peces, isópodos, anfípodos, camarones (*Penaeus* sp.) y coríxidos fueron tres veces más abundantes de noche que de día, y en organismos que viven en la superficie del sustrato como algunos isópodos, anfípodos y poliquetos fueron diez veces más abundantes (McNEIL *et al.* 1995).

La actividad nocturna también puede ser preferida para evitar la depredación por aves rapaces, lo cual, en último término, determinarán parcial y espacio-temporalmente la abundancia, distribución y diversidad de las especies de aves en un humedal (PAINE *et al.* 1990). Ciertamente, la escasa abundancia de algunas especies (*e.g.*, *Calidris* spp.), en algunos meses, puede ser debida a la presencia de halcones ornitófagos (*Falco* spp.), depredadores habituales de aves playeras (PAGE & WHITACRE 1975; DECKER 1988; BURNS & YDENBERG 2002; VAN DEN HOUT *et al.* 2008; CRESWELL 2011); de hecho, en Venezuela se ha informado su depredación en laguna de Chacopata, sobre *C. wilsonia* (B. LIMOGES, M. THIBAUT com. pers.); laguna de Tacarigua, sobre *C. pusilla* (A. MATA & G. MARÍN obs. pers.); laguna de Punta de Mangle, sobre *Calidris* sp. y *Himantopus mexicanus* MÜLLER 1776 (L.G. GONZÁLEZ, obs. pers.); laguna de Boca de Cangrejo, isla La Tortuga, sobre *C. melanotos* (MARÍN *et al.* 2011). Estos factores pudieran crear sesgos significativos durante los conteos realizados en lapsos diurnos.

Tales consideraciones, en conjunto, pudieran ser determinantes en el tiempo de explotación de un determinado hábitat y, por tanto, en la frecuencia de aparición mensual de las diferentes especies en los humedales, independiente de su grado de agregación y competitividad habitual, tanto bandadas monoespecíficas como mixtas, e incluye especies residentes que anidan en el área de estudio como *Ch. wilsonia cinnamominus*, *H.*

*mexicanus* (GONZÁLEZ *et al.* 2010) y *Charadrius alexandrinus* LINNAEUS 1758 (esta última no registrada durante este inventario), o para *Charadrius collaris* Vieillot 1818, una especie migratoria intratropical que anida en los bancos aluviales arenosos de los grandes ríos continentales, como el Orinoco en Venezuela, migrando hacia los humedales marino-costeros una vez culminado su período reproductivo (NAVARRO *et al.* 2011).

De cualquier manera, en la actualidad, la variable de mayor peso ecológico en la estructura comunitaria de las aves playeras parece ser la pérdida, reducción y degradación de los hábitat por actividades antrópicas (*e.g.*, desarrollo de infraestructuras industriales sobre humedales costeros, agricultura intensiva, polución, depredación, cacería, etc.), las cuales están alcanzando en las últimas décadas proporciones alarmantes; tanto es así, que el 48% de las ~200 poblaciones de aves playeras migrantes neárticas-neotropicales conocidas presentan sustanciales declives y sólo un 16% incrementos importantes (FERNÁNDEZ & LANK 2008; OTTEMA & RAMCHARAN 2009; LEVESQUE 2011; MORRISON 2011); adicionalmente, una recopilación acerca del estatus poblacional de las aves playeras que anidan en la tundra ártica y subártica arrojó que un 80% de las especies tiene tendencias al declive poblacional (MORRISON *et al.* 2001; BAKER *et al.* 2004; THOMAS *et al.* 2006), y este declive ha sido extensivo para Sudamérica (MORRISON *et al.* 2004; FERNÁNDEZ & LANK 2008; OTTEMA & RAMCHARAN 2009; MORRISON 2011), y al parecer es una tendencia a nivel global (ZOCKLER *et al.* 2003).

En Norteamérica se ha realizado un esfuerzo considerable en la planificación para la conservación de aves playeras, en Estados Unidos (SKAGEN & KNOPF 1993, BROWN *et al.* 2000; BART *et al.* 2007), Canadá (DONALDSON *et al.* 2000) y México (CARMONA 2011). Para Latinoamérica, la organización IWC (International Waterbird Census) ha establecido sedes en algunos países de Sudamérica, pero los monitoreos a nivel del Caribe y Sudamérica se vienen practicando a escala reducida (LESTERHUIS & CLAY 2011), y excepcionalmente a una mayor escala (LAGUNA & DE PRACONTAL 2011; MORRISON 2011; ST. CLAIR *et al.* 2011); tanto es así, que hasta no hace mucho los datos disponibles sobre la proporción de poblaciones de aves playeras en declive para la Región Neotropical eran los más exigüos de todos los sitios Ramsar de las cinco regiones biogeográficas del mundo (WETLANDS INTERNATIONAL 2003).

En retrospectiva, es comparativamente escasa y dispersa la información disponible sobre los movimientos de las aves playeras que migran hacia el Neotrópico una vez culminado su período de reproducción en Norteamérica, aunque se tienen identificadas áreas de importancia sustancial de concentración de aves playeras en Latinoamérica (MORRISON & ROSS 1989), inclusive, en algunos países existen análisis de la cantidad de hábitat perdidos; sin embargo, no hay estudios sobre las consecuencias de estas pérdidas para las aves playeras más allá de las perturbaciones locales (WHSRN 2007).

A futuro, sería recomendable emprender investigaciones en varias facetas de la historia natural de estas aves playeras como mapeo y clasificación de hábitat, ecología alimentaria, modelos y patrones demográficos y comportamentales (FERNÁNDEZ & LANK 2008), pues esta base de datos podría ayudar tanto a determinar cambios ambientales a nivel continental, convirtiendo a este grupo aviar en biomonitores (PIERSMA & LINDSTRÖM 2004), como establecer épocas críticas de amenaza a sus movimientos poblacionales en latitudes neotropicales.

Sólo así se podrán implementar políticas más efectivas de identificación y/o mitigación de efectos negativos sobre la avifauna playera, para que, en última instancia, se promueva la postulación y conservación formal de estos humedales, bajo la modalidad de Santuario de Aves Acuáticas o Refugio de Fauna Silvestre, o fomentarlas como parte de una figura de protección multinacional (MARÍN & MARÍN 2011); los hallazgos comunitarios obtenidos para avifauna playera de la Laguna de Punta de Mangle, en la isla de Margarita, la perfilan como una candidata adecuada para tal fin.

#### REFERENCIAS

- ALMEIDA, B. 2011. Migratory shorebirds at a stopover site in Northeastern Brazil: habitat use and anthropogenic impacts. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- A.O.U. (AMERICAN ORNITHOLOGIST UNION). 1983. *Field guide of the birds of North America*. National Geographic Society. Washington, D.C. 464 pp.
- BAKER, A.J., P.M. GONZÁLEZ, T. PIERSMA, L.J. NILES, I. SERRANO, P.W. ATKINSON, N.A. CLARK, C. MINTON, M.K. PECK & G. AARTS. 2004. Rapid population decline in Red Knots: fitness consequences of decreasing refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proc. Real Soc. Lond. B* 271: 875-882.
- BART, J., S. BROWN, B. HARRINGTON & R.I.G. MORRISON. 2007. Survey trends of North American shorebirds: population declines or shifting distributions? *J. Avian Biol.* 38: 73-82.
- BISBAL, F. 2008. Los vertebrados terrestres de las dependencias federales de Venezuela. *Interciencia* 33: 103-111.
- BLANCO, D.E, B. LÓPEZ-LANÚS & R.J. BAIGÚN. 2007. *Mapping water bird distribution and migration in South America*. Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. 24 pp.
- BOCHER, P., M. LAGUNA, S. MAILLE, S. URIOT, E. HANSEN, J. JOURDE & N. DE PRACONTAL. 2011. Feeding ecology of the Semipalmated Sandpiper *Calidris pusilla* migrating via or wintering in French Guiana. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- BROWN, S., C. HICKEY & B. HARRINGTON, (EDS.). 2000b. *The U.S. Shorebird Conservation Plan*. Manomet Center for Conservation Sciences. Manomet, MA, USA. 64 pp.
- BURGER, J., C. JEITNER, K. CLARK & L. NILES. 2004. The effect of human activities on migrant shorebirds: Successful adaptive management. *Environ. Conserv.* 31: 283-288.
- BURNS, J. G. & R. C. YDENBERG. 2002. The effects of wing loading and gender on the escape flights of least sandpipers (*Calidris minutilla*) and western sandpipers (*Calidris mauri*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 52: 128-136.
- BURTON, J. & R. MCNEIL. 1975. Les routes de migration automnale de treize espèces d'oiseaux de rivage Nordaméricains. *Revue Géogr. Montreal* 29: 305-334.
- CARMONA, R. 2011. Estado actual de las investigaciones sobre aves playeras en México. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.

- COLWELL, M.A. 1993. Shorebird community patterns in a seasonally dynamic estuary. *Condor* 95: 104-114.
- CRESWELL, W. 2011. Predation risk management in shorebirds. A case of study in Redshanks. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- DEKKER, D. 1988. Peregrine Falcon and Merlin predation on small shorebirds and passerines in Alberta. *Can. J. Zool.* 64: 925-928.
- DI GIACOMO, A. & A.F. PARERA. 2008. *20 high priority areas for the conservation of nearctic migratory birds in the southern cone grassland of South America*. Alliances for the Conservation of Grassland of the Southern Cone of South America/Neotropical Migratory Bird Conservation/BirdLife International. Argentina. 74 pp.
- DODD, S.L. & M.A. COLWELL. 1996. Seasonal variation in diurnal and nocturnal of distributions of nonbreeding shorebirds at North Humboldt Bay, California. *Condor* 98: 196-207.
- DONALDSON, G.M., C. HYSLOP, R.I.G. MORRISON, H.L. DICKSON & I. DAVIDSON. 2000. *Canadian Shorebird Conservation Plan*. Canadian Wildlife Service, Environment Canada. Ottawa, Canada. 27 pp.
- ERWIN, M.R. 1996. Dependence of waterbirds and shorebirds on shallow-water habitat in the Mid-Atlantic coastal region: an ecological profile and management recommendations. *Estuaries* 19: 213-219.
- FERNÁNDEZ, G. & D.B. LANK. 2008. Effects of habitat loss on shorebirds during the non-breeding season: current knowledge and suggestion for action. *Ornit. Neotrop. (supp.)* 19: 633-640.
- GINER, S. 2011. Las aves playeras de Venezuela: Resultados del Censo Neotropical de Aves Acuáticas período 2006–2010. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- GONZÁLEZ, L.G., D. MULLER & G. MARÍN. 2011. Nuevos registros de aves para la isla de Margarita, Venezuela. *Saber* 3: 174-176.
- \_\_\_\_\_, G. MARÍN & R. NAVARRO. 2010. Agresión intraespecífica fatal contra pichones de *Charadrius wilsonia cinnamominus*, en Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 44: 377-380.
- \_\_\_\_\_, G. MARÍN, L. GONZÁLEZ & R. GONZÁLEZ. 2008. Nuevos registros de especies de aves acuáticas para isla de Margarita. *J. Carib. Ornithol.* 21: 66-58.
- \_\_\_\_\_, G. MARÍN & R. NAVARRO. 2011. *Guía fotográfica de los playeros de la isla de Margarita*. Industria Gráfica Oriental. Cumaná, Venezuela. 152 pp.
- \_\_\_\_\_, G. MARÍN & J. GONZÁLEZ. 2010. Primer registro insular del correlimos *Calidris alpina* (Charadriiformes: Scolopacidae) en Venezuela. *Rev. Venez. Ornit.* 1: 23-24.
- \_\_\_\_\_, R. NAVARRRO & G. MARÍN. 2010. Primer registro de *Limnodromus scolopaceus* en Venezuela. *Cotinga* 32: 158-159.
- HAYES, F.E. & J.A. FOX. 1991. Seasonality, habitat use, and flock sizes of shorebirds at the Bahía de Asunción, Paraguay. *Wilson Bull.* 103: 637-649.
- HAYMAN, P., J. MARCHANT & T. PRATER. 1986. *Shorebirds: an identification guide to the waders of the world*. Houghton Mifflin Company. Boston, Massachusetts, USA. 412 pp.
- HEVIA, G. 2011. Efectos del ciclo mareal sobre la abundancia y el uso del hábitat del Zarapito Trinador (*Numenius phaeopus*) en manglares (*Rhizophora* sp.) del Pacífico Colombiano. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- HILTY, S. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press. Princeton and Oxford, USA. 878 pp.
- HUBER, O. 1997. *Ambientes fisiográficos y vegetales de Venezuela*. En, *Vertebrados actuales y fósiles de Venezuela*. Ed. La Marca, E. Museo de Ciencias y Tecnología de Mérida. Mérida, Venezuela. pp. 280-298.
- LAGUNA, M. & N. DE PRACONTAL. 2011. Aerial survey of



- shorebirds staging and wintering on the French Guiana coast. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- LESTERHUIS, A. & R. CLAY. 2011. Status assessment of South American breeding shorebirds. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- LEVESQUE, A. 2011. Impact of legal and illegal shorebirds hunting in the Caribbean. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- MARÍN, G. & B. MARÍN. 2011. Figuras innovadoras para la conservación de la diversidad: Marco teórico-conceptual. *Interciencia* 36: 471-476.
- \_\_\_\_\_, Y. CARVAJAL, J. VOGLAR, D. LÓPEZ & H. PEÑUELA. 2011. Diversidad de aves playeras Charadriiformes asociadas a humedales de la Isla La Tortuga y sus cayos, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 50: 49-57.
- \_\_\_\_\_, Y. CARVAJAL, J. VOGLAR & E. QUILARQUE. 2011. Nuevos registros de especies de aves para Isla La Tortuga, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 45: 77-84.
- MCNEIL, R. & F. CADIEUX. 1972. Fat content and flight-range capabilities of some adult spring and fall migrant North American shorebirds in relation to migration routes on the atlantic coast. *Natur. Can.* 99: 589-605.
- \_\_\_\_\_. & G. ROMPRÉ. 1995. Day and night feeding territoriality in Willets *Catoptrophorus semipalmatus* and Whimbrels *Numenius phaeopus* during the non-breeding season in the tropics. *Ibis* 137: 169-176.
- \_\_\_\_\_, H. OUELLET & J.R. RODRÍGUEZ. 1985. Urgencia de un programa de conservación de los ambientes costeros (lagunas, planicies fangosas, laderas costeras y manglares) del Norte de América del Sur. *Bol. Soc. Venez. Ccs. Nat.* 143: 449-474.
- \_\_\_\_\_. & J. BURTON. 1973. Dispersal of southbound migrating north american shorebirds away from the Magdalen islands, Gulf of St. Lawrence, and Sable Island, Nova Scotia. *Carib. J. Sci.* 13: 257-278.
- \_\_\_\_\_, O. DÍAZ, I. LIÑERO & J.R. RODRIGUEZ. 1995. Day-and night-time prey availability for waterbirds in a tropical lagoon. *Can. J. Zool.* 73: 869-878.
- MERCIER, F. & R. MCNEIL. 1994. Seasonal variations in intertidal density of invertebrate prey in a tropical lagoon and effects of shorebird predation. *Can. J. Zool.* 72: 1755-1763.
- MORENO, C. E. 2002. *Métodos para medir la diversidad*. M & T-Manuales y Tesis SEA. Vol.1. Zaragoza, España. 84 pp.
- MORRISON, G. R. I. 2011. Dramatic shorebirds populations declines along the Northeastern coast of South America. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- MORRISON, R. L. & J. P. MYERS. 1987. Wader migration systems in the New World. *Wader Study Group Bull.* 7: 57-69.
- \_\_\_\_\_. & R. K. ROSS. 1989. *Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America*. Vol. 2. Canadian Wildlife Service. Ottawa, Canada. 128 pp.
- MORRISON, G. R. I., R. K. ROSS & L. NILES. 2004. Declines in wintering populations of red knots in southern South America. *Condor* 103: 60-70.
- \_\_\_\_\_, Y. AUBRY, R.W. BUTLER, G.W. BEYRESBERGEN, G.M. DONALDSON, C.L. GRATTO-TREVOR, P.W. ITICKLIN, V.H. JOHNSTON & R.K. ROSS. 2001. Declines in North American shorebird populations. *Wader Study Group Bull.* 94: 34-38.
- NAVARRO, R., S. LEAL, G. MARÍN & L. BASTIDAS. 2011. Anidación de cinco especies de aves acuáticas charadriiformes en bancos aluviales del río Orinoco. *Saber* 3: 231-235.
- NOGALES, M., A. MARTIN, B.R. TERSHY, C.J. DONLAN, D. VEITCH, N. PUERTA, B. WOOD & J. ALONSO. 2004. A review of feral cat eradication on islands. *Conserv. Biol.* 18: 310-319.
- OTTEMA, O.H. & S. RAMCHARAN. 2009. Declining numbers of Lesser Yellowlegs *Tringa flavipes* in Surinam. *Wader Study Group Bull.* 166: 87-88.

- PAGE, G. & D. WHITACRE. 1975. Raptor predation on wintering shorebirds. *Condor* 77: 73-83.
- PAINE, R.T., J.T. WOOTTON & P.D. BOERSMA. 1990. Direct and indirect effects of Peregrine Falcon predation on seabird abundance. *Auk* 107: 1-9.
- PFISTER, C., M.J. KASPRZYK & B.A. HARRINGTON. 1998. Body-fat levels and annual return in migrating semipalmated sandpipers. *Auk* 115: 904-915.
- PHELPS JR., W.H. & R. MEYER DE SCHAUENSEE. 1979. *Una guía de las aves de Venezuela*. Gráficas Armitano. Caracas, Venezuela. 484 pp.
- PIERSMA, T. & A.J. BAKER. 2000. *Life history characteristics and the conservation of migratory shorebirds*. In, *Behaviour and conservation*. Eds. Morris, L.M. & W.J. Sutherland. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK. pp. 105-124.
- \_\_\_\_\_. & A. LINDSTRÖM. 2004. Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146: 61-69.
- RIBEIRO, P.D., O.O. IRIBARNE, D. NAVARRO, & L. JAUREGUY. 2004. Environmental heterogeneity, spatial segregation of prey, and utilization of southwest Atlantic mudflats by migratory shorebirds. *Ibis* 146: 672-682.
- ROBERT, M. & R. MCNEIL. 1989. Comparative day and night feeding strategies of shorebirds species in a tropical environment. *Ibis* 131: 69-79.
- ROJAS, L.M., R. MCNEIL, T. CABANA & P. LACHAPPELLE, 1999. Diurnal and nocturnal visual capabilities in shorebirds as a function of their feeding strategies. *Brain Behav. Evol.* 53: 29-43.
- ROMANO, M., I. BARBERIS, G. PAGANO & J. MAIDAGAN. 2005. Seasonal and interannual variation in waterbird abundance and species composition in the Melincué saline lake, Argentina. *Eur. J. Wildl. Res.* 51: 1-13.
- ROMPRÉ, G. & R. MCNEIL. 1994. Seasonal changes in day and night foraging of willets in Northeastern Venezuela. *Condor* 96: 734-738.
- SANZ, V., L. OVIOL, A. MEDINA & R. MONCADA. 2010. Avifauna del Estado Nueva Esparta, Venezuela: Recuento histórico y lista actual con nuevos registros de especies y reproducción. *Interciencia* 35: 329-339.
- SKAGEN, S. & F. KNOPF. 1993. Toward conservation of mid continental shorebirds migrations. *Conserv. Biol.* 7: 533-541.
- SMIT, C.J., R.H. LAMBECK & W.J. WOLFF. 1987. Threats to coastal wintering and staging areas of waders. *Wader Study Group Bull.* 7: 105-113.
- ST. CLAIR, C., C. RUIZ-GUERRA, R. JHONSTON-GONZÁLEZ & Y. CIFUENTES, 2011. Abundancia, morfometría, edad y aspectos comportamentales del playero occidental y el playero semipalmado en el Pacífico Sur Colombiano. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- THIBAUT, M. & R. MCNEIL. 1994. Day/night variation in habitat use by Wilson's plovers in Northeastern Venezuela. *Wilson Bull.* 106: 299-310.
- \_\_\_\_\_. & R. MCNEIL. 1995. Predator-prey relationship between Wilson's plovers and fiddler crabs in Northeastern Venezuela. *Wilson Bull.* 107: 73-80.
- THOMAS, G. H., R. B. LANCTOT & T. SZÉKELY. 2006. Can intrinsic factors explain population declines in North American shorebirds? A comparative analysis. *Ani. Conserv.* 9: 252-258.
- TORRES, M., Z. QUINTERO & F. TAKANO. 2006. Variación estacional en la abundancia y diversidad de aves limícolas en el refugio de vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima-Perú. *Ecol. Aplic.* 51: 119-125.
- VAN DEN HOUT, P. J., B. SPAANS & T. PIERSMA. 2008. Differential mortality of wintering shorebirds on the Banc d'Arguin, Mauritania, due to predation by large falcons. *Ibis* 150: 219-230.
- VELÁSQUEZ, C. R. & R. A. NAVARRO. 1993. The influence of water depth and sediment type on the foraging behavior of Whimbrels. *J. Field Ornithol.* 64: 149-157.

- WESTERN HEMISPHERE SHOREBIRD RESERVE NETWORK (WHSRN). 2007. Species conservation plans. Online at: [http://www.whsrn.org/shorebirds/conservation\\_plans.html](http://www.whsrn.org/shorebirds/conservation_plans.html).
- WETLANDS INTERNATIONAL. 2002. *Waterbird population estimates*. Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12. Wageningen, The Netherlands. 226 pp.
- WUNDERLE J. 1994. *Métodos para contar aves terrestres del Caribe*. Gen. Tech. Rep. SO-100. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. New Orleans, LA, USA. 28 pp.
- \_\_\_\_\_, R. WAIDE & J. FERNÁNDEZ. 1989. Seasonal abundance of shorebirds in The Jobos bay estuary in southern Puerto Rico. *J. Field Ornithol.* 60: 329-339.
- YASUÉ, M. 2006. Environmental factors and spatial scale influence shorebirds responses to human disturbance. *Biol. Conserv.* 128: 47-54.
- ZOCKLER, C., S. DELANY & W. HAGEMEIJER. 2003. Wader populations are declining - how will we elucidate the reasons? *Wader Study Group Bull.* 100: 202-211.

RECIBIDO: Mayo 2012

ACEPTADO: Noviembre 2012