Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, 49 (2): 91-101 (2010) 1 Fig., 5 Tabs.

PERSPECTIVAS CONSERVACIONISTAS DE LA AVIFAUNA EN LA LAGUNA LITORAL URBANA EL MAGUEY, ESTADO ANZOÁTEGUI, VENEZUELA

GEDIO MARÍN ESPINOZA[1], YALICIA CARVAJAL MORENO[1] & JORGE MUÑOZ GIL[2]

[1]Departamento de Biología, Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre, Cumaná, Venezuela
gediom@yahoo.com.

[2]Centro de Investigaciones Ecológicas Guayacán, Universidad de Oriente, Guayacán, península de Araya,

RESUMEN: Se caracterizó comunitariamente la avifauna asociada a la laguna urbana El Maguey (112 ha), Estado Anzoátegui, Venezuela, en términos de riqueza (S_{Chao1}), diversidad (H'), índice de reemplazo (□), equitatividad (J'), dominancia (ID), disimilaridad (U_{AB}) y relevancia específica (RE). Se realizaron censos de aves, una vez al mes, durante seis meses: enero y marzo, período de sequía; mayo y junio, inicio de las lluvias; agosto y septiembre, período de lluvias. Se identificaron 53 especies, agrupadas en 24 familias y 12 órdenes. Scolopacidae (n=8) y Ardeidae (n=7) concentraron el mayor número de especies. *Fulica caribaea* (Rallidae) resultó un nuevo registro para el estado Anzoátegui. La H' y la J' mostraron sus menores valores promedio en el bimestre de sequía y los mayores en el de lluvia; en cambio, la S_{Chao1} mostró valores parecidos en todos los bimestres. El ID mayor en marzo deriva de la ingente cantidad de ejemplares de *Phoenicopterus ruber* y *Himantopus mexicanus* observados. *P. ruber* resultó la especie con el mayor porcentaje de RE. El índice de reemplazo obtenido (□= 0,48) indica poca probabilidad eventual de un intercambio de especies entre la laguna de El Maguey y Tronconal, ratificado con un U_{AC} (57%) que revela un grado de disimilitud moderadamente alto entre las especies de ambas lagunas. El aumento del volumen y profundidad del agua por el incremento de las lluvias se presume como una de las causas de los cambios en la composición de las especies, como se ha visto en otros humedales neotropicales. Independientemente de su extensión, se ratifica la importancia nacional e internacional de la laguna El Maguey como humedal.

Palabras clave: Avifauna, laguna El Maguey, conservación

Abstract: The coastal avifauna of the El Maguey Lagoon (112 Has.) was characterized in terms of richness (SChao1), diversity (H'), turnover index (b), evenness (J'), dominance (ID), dissimilarity (U*AB*), and specific relevance (RE). Bird surveys were conducted once a month for six months: January and March, dry season; May and June, onset of rains; and August and September, rainy season. Fifty-three species, belonging to 24 families and 12 orders, were identified. Scolopacidae (n=8) and Ardeidae (n=7) comprised the largest number of species. *Fulica caribaea* was a new registry for the state of Anzoátegui. The lowest H' and J' average values were found in May-June, and the highest in August and September. SChao1, by contrast, showed like values throughout. The highest ID in March resulted from the high number of *Phoenicopterus ruber* and *Himantopus mexicanus* in the area, *P. ruber* having the highest RE percentage. The turnover index obtained (b=0.48) suggests little likelihood of exchange between El Maguey and Tronconal species, an eventuality stressed by a *UAC* of 57%, revealing a moderately high degree of dissimilarity between the species of both environments. Avifaunal turnover during the rainy season is presumably a result of increasing water volumen and depth, as seen in other neotropical wetlands.

Key words: Avifauna, Maguey lagoon, conservation.

Los humedales constituyen menos del 6% de la superficie del planeta, y desde hace tiempo el hombre los viene utilizando para diferentes actividades, con la consecuente degradación de los mismos (DUGAN 1993), a pesar de que aportan el mayor porcentaje de la productividad biológica mundial y poseen un papel crítico en la regulación de los recursos hídricos (BILDSTEIN 1991; MITSCH & GOSSELINK 2000; LINDIG-CISNEROS & ZEDLER 2005); particularmente, los ecosistemas lagunares marino-costeros, los cuales representan el 13% de la línea litoral. Su ubicación entre el territorio continental y el mar, y su escasa profundidad, los convierten en ecosistemas muy productivos, pero también de reconocida fragilidad a las actividades humanas (DUGAN 1993; KJERFVE 1994).

Los planes de uso de estos enclaves lacustres se hacen sin consideración de su valor ecológico, por lo que han sido ostensiblemente fragmentados, dañados o destruidos, debido al crecimiento demográfico, actividades turísticas, urbanización, industrialización, deforestación, drenaje, desecamiento, vialidad, construcción de aeropuertos y obras hidráulicas, entre otros (KJERFVE 1994), lo que ha

provocado que en las últimas décadas las poblaciones y hábitat de muchas especies de aves acuáticas que utilizan las lagunas costeras hayan venido declinando ostensiblemente (MCNEIL *et al.* 1985; SMIT *et al.* 1987; ALVES & PEREIRA 1998; TRAUT & HOSTETLER 2003; MARÍN *et al.* 2006).

Ciertamente, los numerosos efectos de las actividades antrópicas sobre la ecología de las aves presentes en estos escenarios hacen que los humedales de las áreas costeras urbanizadas respondan funcionalmente de forma diferente a los de áreas no urbanas (WELLER 1988; LENTINO 1989; ELMBERG *et al.* 1994; KNOPPERS 1994; CASLER & ESTÉ 1996, ERWIN 1996; OPHEIM 1997; ALVES & Pereira 1998; Hernández 2005; GUADAGNIN *et al.* 2005; VILLARREAL 2006; MARÍN *et al.* 2006; CRUZ *et al.* 2007; GARCÍA *et al.* 2008).

Por ello, la planificación para el manejo efectivo de estos escenarios naturales debe tener en consideración no sólo la heterogeneidad y dinámica de su entorno climático, condiciones fisicoquímicas, cobertura florística, disponibilidad de recursos y agregación poblacional, sino los disturbios y los organismos que la conforman, incluyendo los humanos cuando sus actividades representan una amenaza con respecto a los requerimientos ecológicos de las especies (WELLER 1988; COMIN & HERRERA-SILVEIRA 2000; AMEZAGA *et al.* 2002).

Esta investigación intenta enfatizar, mediante un estudio ecológico rápido (EER) de la estructura comunitaria de la avifauna presente, que la laguna urbana El Maguey resulta ecológicamente valiosa para el mantenimiento de la diversidad local, regional, nacional e internacional de la avifauna, no sólo acuática sino terrestre, a pesar de su poca extensión relativa, y que su desaparición parcial o total pudiera reducir, entre otros, la conectividad interpoblacional de las especies (TAYLOR 1993; HAIG *et al.* 1997; SEMLITSCH & BODIE 1998; AMEZAGA *et al.* 2002).

Las premisas consideradas son que las aves acuáticas-y eventualmente algunas especies terrestres pueden depender de las lagunas costeras urbanas, de forma estacional o permanente, durante buena parte de su ciclo anual, debido a la disponibilidad de recursos adecuados en estos hábitats de aguas someras (<1 m), que suelen ser fundamentales para la supervivencia de ese tipo de aves, y además resultan organismos centinelas ideales para el monitoreo de situaciones de contaminación, pudiendo revelar eventos potenciales de esta índole (FURNESS & CAMPHUYSEN 1997; ELLIOTT 2000; CROZIER & GAWLIK 2002; GREEN & FIGUEROLA 2003).

La laguna El Maguey abarca los municipios Sotillo y Urbaneja, en la zona norte costera del estado Anzoátegui (10° 00' 03"; 10° 15' 53" Lat. N y 65° 34' 50"; 64° 47' 53" Long. W) en la región nororiental de Venezuela (Figura 1). Esta laguna presenta una extensión en el espejo de agua de ~112 ha. La mayoría de sus riberas está rodeada de manglares *Avicennia germinans*. Debido al crecimiento anárquico de la conurbación Lecherías-Puerto La Cruz y al establecimiento de muchos barrios no planificados y carentes de servicios de aguas negras, se vienen arrojando las aguas servidas a través de colectores que drenan hacia la laguna, además de recibir aguas pluviales, lo que ha permitido la proliferación de herbazales hidrófilos (eneal), *e.g.*, *Typha* sp., e hidrófitas flotantes (*Eichornia crassipes*). También recibe aguas marinas a través de canales que atraviesan sectores urbanizados.

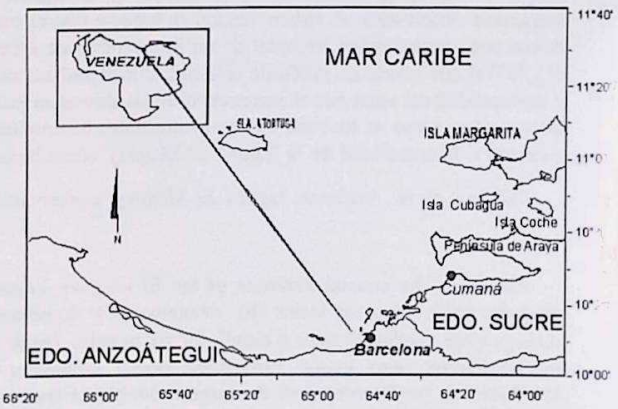




Fig. 1. Lagunas de El Maguey (der.) y Tronconal (izq.) en la conurbación Barcelona-Puerto La Cruz.

Las observaciones y censos de aves comenzaron en mayo de 2007 y culminaron en marzo 2008. Se practicaron en recorridos a pie y en un bote inflable tipo "dingi", utilizando el método de transecto de línea sin estimados de distancia, una vez al mes en la mañana (08.00-11.00 h), durante tres horas, en tres bimestres (último sábado de cada mes): enero y marzo (período de sequía), mayo y junio (inicio de las lluvias) y agosto y septiembre (período de lluvias), seleccionados así, tanto para cubrir parte de las temporadas de lluvia y sequía, como para aprovechar el período de permanencia de aves migratorias Charadriiformes y Ciconiiformes.

Las aves fueron identificadas y clasificadas con guías de aves de Venezuela (PHELPS & MEYER de SCHAUENSEE 1979; HILTY 2003) y Norteamérica (American Ornthologists' Union 1983). Las especies se catalogaron según el estatus de permanencia (migratoria neártica, migratoria local, migratoria austral, residente no nidificante, residente nidificante).

Se determinó la abundancia relativa, contando el número de individuos por especie observados en cada muestreo para cada bimestre; diversidad, mediante la expresión de Shannon-Wiener (H'); riqueza, con el estimador $Chao_1$ (S_{Chao1}); equitatividad, mediante la expresión de Pielou (J'); dominancia, mediante la expresión de Berger-Parker (D); frecuencia de aparición, mediante la expresión de Bodenheimer (C); disimilaridad (U_{AB}) mediante la expresión de Colwell y Coddington (MORENO 2002).

También se determinó el índice de relevancia específica (RE), para establecer el grado de importancia relativa de cada especie sobre la base de su abundancia y el número de censos donde fue registrada (ROMANO *et al.* 2005). De igual modo, se calculó el índice de reemplazo beta (□), según la expresión de Cody (MORENO 2002), con respecto a la laguna de Tronconal (Figura 1), de menor extensión y ya estudiada (MARÍN *et al.* 2006), vecina a la laguna El Maguey (2,5 km). La aplicación de criterios de valor para las propuestas de actuación, manejo y conservación, se establecieron siguiendo las recomendaciones de MARÍN *et al.* (2006).

En total se inventariaron 53 especies, agrupadas en 24 familias y 12 órdenes (Tabla 1), cuya proporción fue: residentes (45%), migratorias locales (35%), migratorias neárticas (16%), migratorias intratropicales (2%) y migratorias australes (2%). Las familias Scolopacidae (n=8) y Ardeidae (n=7) concentraron el mayor número de especies (Tabla 1), aunque con pocos individuos por especie. La Gallineta Pico de Plata (*Fulica caribaea*) resultó un nuevo registro para el estado Anzoátegui.

La mayor abundancia relativa de individuos se presentó en el bimestre E-M y la menor en A-S (Tabla 2). En general, la diversidad, durante todo el período de estudio, arrojó un promedio apreciable (Tabla 2), siendo mayor en el bimestre A-S y menor en el E-M (Tabla 3). Para la equitatividad, la cual refleja el grado de uniformidad en la distribución de las especies, se obtuvo un resultado similar, con un grado de uniformidad promedio moderadamente alto (Tabla 2), alcanzando su mayor valor en el bimestre A-S y el menor en el E-M (Tabla 3).

En contraste, la riqueza, excepto enero, se mantuvo parecida a lo largo de todos los meses muestreados (Tabla 2), con su mayor valor promedio en el lapso A-S y el menor en el E-M (Tabla 3). En los meses de presencia mayoritaria de flamencos (*Phoenicopterus ruber*) y viudas patilargas (*Himantopus mexicanus*), la dominancia alcanzó su mayor valor en detrimento de la diversidad; lo contrario sucedió, por ejemplo, en los meses donde la presencia de flamencos fue escasa, como Junio, Agosto y Septiembre, donde sólo se observaron 6, 2 y 1 ejemplares, respectivamente. El índice de reemplazo (□= 0,48) indica poca probabilidad eventual de un intercambio de especies entre la laguna de El Maguey y Tronconal, ratificado por un U_{AC} que revela un grado de disimilitud moderadamente alto (57%) entre las especies de ambas lagunas. En el RE, el cual combina la abundancia relativa y la frecuencia de aparición, *P. ruber* (27,60%), *H. mexicanus* (15,26%), *Gallinula chloropus* (4,72%), *Eudocimus ruber* (4.09%), *Egretta tricolor* (3.51%) y *Nycticorax violaceus* (2,77%) resultaron las especies con los mayores valores porcentuales de importancia. Las especies con algún grado de amenaza se recogen en la tabla 4. Una visión comparativa de la extensión y el número de especies registradas entre algunas lagunas de Venezuela y otros países de Latinoamérica se recogen en la tabla 5.

El comportamiento comunitario de las aves que habitan humedales costeros depende de factores complejos como tamaño y diversidad de hábitat, oscilaciones hidroperiódicas en la profundidad y transparencia, disponibilidad alimentaria, estructura de la vegetación, accesibilidad, latitud e impactos antrópicos (NARANJO 1995; COLWELL & TAFT 2000; MITSCH & GOSSELINK 2000; BOLDUC

TABLA 1. Lista de la avifauna de la laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui, Venezuela.

Hábitat (H): Manglar (M), Eneal (E), Espejos de agua (A), Riberas (R)

Estatus (E): Residente (R), Migratoria Local (ML), Migratoria Neártica (MN), Migratoria Austral (MA), Migratoria Intratropical (MI).

Condición (C): Nidificante (N), No Nidificante (n). (*): Especie vista sólo sobrevolando el área

FAMILIA	ESPECIE	H	E	C
Podicipedidae	*Poldylimbus podiceps*	E-A	R	-
Phalacrocoracidae	*Phalacrocorax olivaceus*	A	R	n
Fregatidae	*Fregata magnificens*	(*)	ML	n
Ardeidae	*Ardea alba*	A-E-M	ML	
	Egretta caerulea	A-E-M	ML	n
	Butorides striatus	E-M	R	N
	Egretta thula	A-E-M	ML	n
	Egretta tricolor	A-E-M	ML	n
	Nycticorax nycticorax	M	R	n
	Nycticorax violaceus	M-R	R	n
Threskiornithidae	*Eudocimus ruber*	E-M-R	ML	n
	Phimosus infuscatus	E-M-R	ML	n
	Plegadis falcinellus	E-M-R	ML	n
Anatidae	*Anas bahamensis*	A-E	ML	n
	Anas discors	A-E	ML	n
	Dendrocygna autumnalis	A-E	ML	n
	Dendrocygna viduata	A-E	ML	n
Phoenicopteridae	*Phoenicopterus ruber*	A	MI	n
Falconidae	*Caracara cheriway*	R	R	n
Pandionidae	*Pandion haliaetus*	A-M-R	MN	n
Rallidae	*Gallinula chloropus*	A-E-M	R	N
	Fulica caribaea	A-E-M	R	??
Jacanidae	*Jacana jacana*	A-E-M	R	N
Charadriidae	*Vanellus chilensis*	R	ML	N
Scolopacidae	*Actitis macularia*	M-R	MN	n
	Calidris minutilla	R	MN	n
	Calidris sp.	R	MN	n
	Tringa flavipes	R	MN	n
	Tringa melanoleuca	R	MN	n
Recurvirostridae	*Himantopus mexicanus*	E-R	R	n
Laridae	*Phaethusa simplex*	A	ML	n
	Sterna albifrons	A	ML	n
Rychopidae	*Rynchops niger*	A	ML	n
Cuculidae	*Crotophaga ani*	M	R	N
Columbidae	*Columbina squammata*	R	R	N
	Columbina passerina	R	R	N
	Zenaida auriculata	(*)	ML	n

TABLA 1. Continuación.

	Columbina passerina	R	R	N
	Zenaida auriculata	(*)	ML	n
Picidae	*Melanerpes rubricapillus*	E-M	R	N
	Myiozetetes similis	M	R	N
	Pitangus sulphuratus	M	R	N
	Tyrannus melancholicus	M	R	N
	Tyrannus savanna	M	MA	n
Hirundinidae	*Tachycineta albiventer*	A	R	N
	Progne sp.	A	ML	n
Icteridae	*Agelaius icterocephalus*	E-M	R	n
	Molothrus bonariensis	M	R	n
Parulidae	*Coereba flaveola*	M	R	N
	Dendroica petechia	M	??	??
	Sicalis flaveola	M	R	N
	Seiurus noveboracensis	M	MN	n
Emberizidae	*Saltator coerulescens*	M	R	n
	Sporophila minuta	M	ML	n

Burton 2008). Por otro lado, existen patrones diferenciales en las fluctuaciones poblacionales entre las aves acuáticas y las terrestres en relación a las variaciones climáticas estacionales (Alves & Pereira 1998; Marín *et al.* 2006; Torres *et al.* 2006; Brandolin *et al.* 2007). Estas variables, condicionan la aplicabilidad de los criterios de estimación ecológica más adecuados, máxime si estos escenarios se hallan ubicados en zonas litorales urbanas o suburbanas, pues, a nivel global, las zonas costeras presentan las tasas más elevadas de urbanización (Ehrenfeld 2000).

Así, en humedales de latitudes neárticas, la estructura de las comunidades que involucran aves acuáticas tiende a cambiar marcadamente durante su ciclo anual, pues buena parte de las poblaciones de varias especies migran estacionalmente hacia los humedales neotropicales (Erwin 1996). A menudo, tales desplazamientos conducen a que estos últimos incrementen su abundancia y riqueza específica, en particular con especies limícolas Charadriiformes (McNeil *et al.* 1985; Torres *et al.* 2006; Marín *et al.* 2006). Tanto es así, que muchas de ellas, a pesar de reproducirse en la tundra neártica, pueden pasar las dos terceras partes de su ciclo anual en latitudes neotropicales (Burton & McNeil 1975), y generalmente resultan entre los grupos ornítico más afectados por los impactos antrópicos (McNeil *et al.* 1985; Elliott *et al.* 2000). Adicionalmente, al menos en Venezuela, varias especies de Ciconiiformes practican movimientos locales temporales (intratropicales) hacia las lagunas litorales una vez terminada su época reproductiva en zonas interiores continentales como los llanos, durante la sequía y la interfase sequía-lluvia (McNeil *et al.* 1985; Marín *et al.* 2003).

En general, el hecho de que no se presentaran diferencias bimestrales acusadas durante los tres lapsos evaluados para los cómputos de riqueza y equitatividad, indicaría que, aunque de poca extensión relativa, la laguna El Maguey presentaría condiciones estacionales mínimas de disponibilidad alimentaria y seguridad antidepredatoria, tanto para especies residentes como migratorias.

En cuanto a la abundancia relativa, a pesar de que el bimestre de sequía arrojó un mayor porcentaje de abundancia mostró la menor riqueza específica y menor diversidad. En cualquier caso, los valores de H' para los tres bimestres se consideran moderadamente altos. Por su parte, la equitatividad reveló sólo diferencias moderadas en la uniformidad distribucional entre el bimestre de sequía con respecto al de lluvias.

Debe resaltarse que la elevación estacional del nivel del agua en esta laguna (las fluctuaciones mareales no son notorias) si bien no sesgó abiertamente la riqueza

TABLA 2. Valores mensuales y promedio total (±DE) de Diversidad (H'), Equitatividad (J'), Riqueza Específica (S_{Chao1}) y Dominancia (ID), a lo largo de todo el período de estudio en laguna El Maguey.

INDICES	H'(bit.ind^{-1})	J'	S_{Chao1}	ID (%)
MESES				
MAYO	2,89	0,58	32,00	64,09
JUNIO	4,05	0,85	30,12	26,90
AGOSTO	4,43	0,88	32,57	20,53
SEPTIEMBRE	4,29	0,89	31,60	22,42
ENERO	3,43	0,78	22,50	42,66
MARZO	2,50	0,53	32,00	75,60
Promedio DE	3,59 0,78	0,75 0,15	30,13 3,82	42,02 23,19

TABLA 3. Valores bimestrales promedio (±DE) de Abundancia Relativa (A), Diversidad (H'), Equitatividad (J'), Riqueza Específica (S_{Chao1}): Enero y Marzo (sequía), Mayo-Junio (inicio del período de lluvia), Agosto-Septiembre (período de lluvia), en laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui.

INDICES	A (%)	H'(bit.ind^{-1})	J'	S_{Chao1}
MESES				
MAY y JUN	30,75	3,69±1,13	0,7±10,19	31,06±1,32
AGO y SEP	18,40	4,36±0,09	0,88±0,07	32,08±0,68
ENE y MAR	50,84	2,96±0,65	0,65±0,17	27,25±6,71

específica intermensual, sí tendió a afectar la abundancia al reducir o desaparecer hábitats potenciales, y, en consecuencia, concentrar a los individuos en aguas someras u obligarlos a moverse hacia otros humedales. Una situación similar fue reseñada en humedales de Florida, E.U.A. (DAVID 1994), Brasil (ALVES & PEREIRA 1998), México (ALVARADO & HERNÁNDEZ 2004), Costa Rica (VILLARREAL 2006) y Venezuela (MARÍN *et al.* 2006), lo que, eventualmente, puede generar subestimaciones o sobreestimaciones en los índices ecológicos que se estén evaluando (COLWELL & TAFT 2000; BOLDUC & AFTON 2008).

Independientemente de su extensión, la poca abundancia numérica y riqueza específica relativa de las aves limícolas Charadriiformes en la laguna El Maguey -al contrario de otras lagunas del litoral nororiental (MCNEIL *et al.* 1985; DÍAZ & MENDOZA 1997)- puede deberse, en parte, a que la abrupta pendiente de las riberas, producto del rellenamiento con escombros y el urbanismo anárquico en los alrededores de la laguna, destruyó gran parte de las orillas del cuerpo lagunar, lo que impide una zonación adecuada de los microhábitats para este grupo de aves típicamente ribereñas, por lo que su presencia quedó circunscrita principalmente a unos pocos ejemplares, a excepción de individuos del playero coleador (*Actitis macularia*) y la viuda patilarga. Una situación parecida fue observada en la laguna Tronconal situada en esta misma conurbación (MARÍN *et al.* 2006).

Por el contrario, las Ciconiiformes tuvieron una mayor riqueza; no obstante, la elevación del nivel de agua tendió a disminuir el número de individuos y especies. En todo caso, y a pesar de ser un humedal urbano, las garzas fueron el segundo grupo con el mayor número de especies en la laguna El Maguey; de hecho, una especie, el chicuco enmascarado (*Nycticorax violaceus*), fue la especie dominante en dos (junio y agosto) de los seis meses evaluados. La presencia permanente de Ciconiiformes en la laguna de El Maguey era de esperarse, pues Venezuela, después de Colombia, es el país en el mundo con el mayor número de especies en este orden (OLIVARES 1973; LENTINO 1997).

En los ecosistemas lagunares, la relación existente entre la superficie territorial y el número de aves, por un lado, y la diversidad de microhábitat que ofrecen, por otro, tienden a subvalorar sitios de extensión reducida que, indudablemente, tienen importancia vital para ciertas especies (BROWN & DINSMORE 1986; GIBBS 1993; SEMLITSCH & BODIE 1998; MARÍN *et al.* 2006). En este contexto, el avistamiento de 17 individuos del corocoro castaño (*Plegadis falcinellus)* resulta de gran relevancia, pues a pesar de que es un tresquiornítido de amplia distribución continental (PHELPS & MEYER de SCHAUENSEE 1979; AMERICAN ORNTHOLOGISTS' UNION 1983; HILTY 2003), los registros de su presencia en el nororiente de Venezuela

son muy puntuales; tanto es así, que fueron vistos sólo en marzo, y presumiblemente la laguna El Maguey sirvió otrora como hábitat frecuente para esta especie; de hecho, también se le vio una vez en abril en la vecina laguna Tronconal (Marín *et al.* 2003). Otro tanto resulta con la presencia de la rálida *F. caribaea*, vista en mayo (un individuo) y marzo (dos individuos). Además de ser un nuevo registro para el estado Anzoátegui, está categorizada en el Libro Rojo como IC (insuficientemente conocida); de igual modo, el ibis *Eudocimus ruber* se le tiene en la categoría MR (Menor Riesgo) y es una especie incluida en el apéndice II del CITES 1992 (Rodríguez & Rojas 1999). Por su parte, el Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) es una especie migratoria, protegida a nivel del Caribe, y se le considera como amenazada localmente en Estados Unidos, en el Acta Mundial de Especies Amenazadas (Gibson 2007).

Vale reseñar a la población de flamencos, pues es una especie protegida la región pancaribeña, estando en Venezuela categorizada como en Riesgo Menor-Casi amenazado (Rodríguez & Rojas 1999). Su presencia en la laguna El Maguey, aunque estacional, convierte a la ciudad de Barcelona con una población de esta especie dentro de una laguna urbana en todo su ámbito distribucional. En Venezuela, al parecer, sus poblaciones se han venido incrementando, pues censos en la década del 90 revelaron que habían duplicado con respecto a los inventarios realizados en las décadas de los 70 y 80, y se ha afirmado que Venezuela concentra el 38% de la población del Caribe (Espinoza *et al.* 2000). La viuda patilarga, con el segundo lugar en el RE, no presenta problemas de riesgo poblacional en ningún ámbito de su distribución según el Acta Global de Especies Amenazadas.

TABLA 4. Categoría de riesgo de especies de la Laguna de El Maguey según el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (Rodríguez & Rojas 2000). Nomenclatura: LR: Categoría en la Lista Roja de la Fauna Venezolana 1997; CITES (Convención Internacional sobre el Comercio de Especies de Plantas y Animales Amenazados): Clasificación según el CITES (1992); D-1485: Animales vedados para la caza en Venezuela según Decreto N° 1485 del 11/09/96.

Especie	LR	CITES	D-1485
Phoenicopterus ruber	MRca	II	Veda
Eudocimus ruber	MRpm	II	Veda
Fulica caribaea	IC	-	-
Anas bahamensis	IC	-	-

MRca: *Menor riesgo casi amenazado*; MRpm: *Menor riesgo preocupación menor*; IC: *Insuficientemente conocida*

TABLA 5. Número de especies *versus* la extensión territorial, de laguna El Maguey y otras lagunas litorales de Venezuela, Brasil, México, Argentina, Costa Rica y Chile.

LAGUNA	EXTENSIÓN	N° spp.
EL MAGUEY (Edo. Anzoátegui)	112 ha	53
TRONCONAL (Edo. Anzoátegui)[1]	33 ha	69
LOS PATOS (Edo. Sucre) [2]	150 ha	104
CHACOPATA (Edo. Sucre)[3]	700 ha	96
PUNTA ESCARCEO (Edo. Sucre) [1]	27 ha	24
TACARIGUA (Edo. Miranda)[4]	18 400 ha	135
LOS OLIVITOS (Edo. Zulia) [5]	33 000 ha	98
RODRIGO DE FREITAS (Brasil) [6]	233 ha	31
AGUA DULCE (México)[7]	318 ha	73
LA FELIPA (Argentina)[8]	400 ha	72
MATA REDONDA (Costa Rica) [9]	372 ha	51
MANTAGUA (Chile)[10]	269 ha	78

(1) Marín *et al.* (2006), (2) Díaz y Mendoza (1997), (3) McNeil *et al.* (1985), (4) Lentino (1989), (5) Casler (1987), (6) Alves & Pereira (1998), (7) Hernández (2005), (8) Brandolin *et al.* (2007), (9) Villarreal (2006), (10) Simeone *et al.* (2008)

El rellenamiento total o parcial de charcas y lagunas costeras, a causa de los urbanismos mal planificados, ha ocasionado disminución y fragmentación de potenciales hábitats originariamente más grandes e interconectados provocando aislamiento poblacional, lo que puede conducir a la desaparición paulatina y forzada de especies. Por ello, cuando la fragmentación de un ecosistema acuático tiene lugar, evidentemente se afectan los movimientos individuales y grupales de las especies, y entonces los pequeños espejos de agua remanentes cobran importancia vital (Brown & Dishmore 1986; Haig *et al.* 1998; Marín *et al.* 2006), pues varias especies de

aves acuáticas necesitan utilizar múltiples hábitats para poder satisfacer sus requerimientos vitales (HAIG *et al.* 1998; GIBBS 2000). Sin embargo, al determinar la diversidad beta entre la laguna El Maguey y la de Tronconal, se obtuvo un valor de reemplazo que revela poca probabilidad de intercambio de especies entre ambos cuerpos de agua, ratificado por un índice de complementariedad que arrojó una disimilitud mayor a 50%; tanto es así, que un ictérido (*i.e.*, *Agelaius icterocephalus*) abarcó el mayor porcentaje de dominancia durante varios meses en laguna de Tronconal (MARÍN *et al.* 2006), y en El Maguey esta especie sólo fue vista en un mes, unos pocos individuos.

Además de la destrucción del hábitat, la alteración química de la calidad del agua producto del vertido de efluentes contaminantes es otro factor que, directa o indirectamente, puede afectar las lagunas urbanas y a las aves acuáticas (COMÍN & HERRERA-SILVEIRA 2000). Estas alteraciones afectarían a especies piscívoras como las garzas (ELLIOT *et al.* 2000; CROZIER & GAWLIK 2002) o provocar la desaparición de presas habituales para aves limícolas Charadriiformes, o para las buceadoras, p. ej., los patos (*Anas* spp., *Dendrocygna* spp.) (MARÍN *et al.* 2006).

Los altos valores de relevancia obtenidos para el flamenco y la viuda patilarga, en combinación con la presencia de especies con problemas de densidad poblacional y/o con historias naturales escasamente conocidas, u otras catalogadas en Libro Rojo de Venezuela con algún grado de amenaza (RODRÍGUEZ & ROJAS 1999), resaltan la relevancia de la laguna El Maguey para las aves acuáticas. Si se toma en cuenta que gran parte de la cuenca y la vegetación natural que otrora circundaba esta laguna se encuentra seriamente dañada por desarrollos urbanísticos, era de esperarse que lo que sobrevive actualmente de esta laguna sea un ejemplo drástico de cómo los procesos físico-químicos producto de perturbaciones antrópicas aceleran los procesos de colmatación y eutrofización en los escenarios acuáticos; sin embargo, las aves son un motivo macroecológicamente álgido y presente de que todavía se puede recuperar lo que aún queda. Así, el establecimiento de una zona de protección alrededor del sitio para salvar la franja ribereña, la remoción selectiva de escombros para expandir las riberas y el control periódico del estado trófico de las aguas, pudieran ser puntos imprescindibles a ejecutar, de manera de contribuir a la preservación de esta laguna. Pero sobre todo, el aleccionamiento a los habitantes para que participen de estas actuaciones, con actividades educativas y científicas MARÍN *et al.* 2006. En este sentido, los objetivos y planes deben ser bien claros, involucrando a la opinión pública al momento de presentar las propuestas de restauración y sus potenciales beneficios (EHRENFELD 2000; HACKNEY 2000; Getzner 2002).

REFERENCIAS

ALVARADO, L.F. & S. HERNÁNDEZ 2004. Distribución estacional y uso de hábitat de Ciconiformes en la Reserva Playón de Mismaloya, Jalisco, México. *Bol. Centro Invest. Biol.* 38: 1-14.

ALVES, M.A. & E. PEREIRA. 1998. Richness, abundance and seasonality of bird species in a lagoon of an urban area (Lagoa Rodrigo de Freitas) of Río de Janeiro, Brazil. Ararajuba 6(2): 110-116

AMERICAN ORNITHOLOGISTS' UNION (AOU). 1983. *Field guide to the birds of North America*. National Geographic Society. Washington, D.C., USA. 464 pp.

AMEZAGA, J., L. SANTAMARÍA & J. GREEN. 2002. Biotic wetland connectivity-supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecol.* 23: 213-222.

BILDSTEIN K.L., G.T. BANCROFT, P.J. DUGAN, D.H. GORDON, R.M. ERWIN, E. NOL, L.X. PAYNE & S.E. SENNER 1991. Approaches to the conservation of coastal wetlands in the Western Hemisphere. *Wilson Bull.* 103: 218-254.

BOLDUC F. & A. D. AFTON. 2008. Monitoring waterbird abundance in wetlands: The importance of controlling results for variation in water depth. *Ecol. Modelling* 216: 402-408.

BRANDOLIN, P., R. MARTORI & M. ÁVALOS. 2007. Variaciones temporales de los ensambles de aves de la Reserva Natural de Fauna La Felipa (Córdoba, Argentina). *Hornero* 22(1): 1-8.

BROWN, M. & J.J. DINSMORE. 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *J. Wildl. Manage* 50: 392-397.

BURTON, J. & R. MCNEIL. 1975. Les routes de migration automnale de treize espèces d' oiseaux de rivage Nordaméricains. *Revue Geógr. Montreal* 29: 305-334.

Casler, C. 1987. *Inventario de los vertebrados del área de Quisiro y la Ciénaga de Los Olivitos, Dtto. Miranda-Edo. Zulia.* En. *Impacto ambiental de las granjas camaroneras en el área de Quisiro y en la Ciénaga de Los Olivitos, Estado Zulia: Fauna y Flora.* (Ed. C.L. Casler). Centro Invest. Biol. Univ. del Zulia. Maracaibo. pp. 35-65.

Casler, C. & E. Esté. 1996. Avifauna del manglar de la península Ana María Campos, estrecho del Lago de Maracaibo, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 30: 9-44.

Colwell, M.A. & O. W. Taft. 2000. Water communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds* 23: 45-55.

Comin, F.A. & J.A. Herrera-Silveira. 2000. *The role of birds on the trophic structure and nutrients cycles of aquatic ecosystem: a review.* En. *Limnology and waterfowl, monitoring, modelling and management. Workshop, aquatic birds working group.* (Eds. F.A. Comin, J.A. Herrera-Silveira & J. Ramírez). Societas Internationalis Limnologiae, Universidad Autónoma de Yucatán. México. pp. 205-218.

Frazier, G. & D. Gawlik. 2002. Avian response to nutrient enrichment in an oligotrophic wetland, the Florida Everglades. *Condor* 104(3): 631-642.

Cruz, Z., F. Angulo, H. Burger & R. Borgesa. 2005. Evaluación de aves en la laguna El Paraíso, Lima, Perú. *Rev. Peruana Biol.*, 14(1): 139-144.

David, P.G. 1994. Wading bird use of lake Okeechobee relative to fluctuating waters levels. *Wilson Bull.* 106(4): 719-732.

Díaz, O. & C. Mendoza. 1997. Estructura de la comunidad de aves en el parque litoral Laguna de Los Patos, Cumaná, Venezuela. *Saber* 9(2): 36-44.

Dugan, P. 1993. *Wetlands in danger.* Michael Beasley, Reed International Books Limited. London, UK. 192 pp.

Ehrenfeld, J. 2000. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecol. Engin.* 15 (4): 253-265.

Elliott, J., M. Harris, L. Wilson, P. Whitehead & R. Norstrom. 2000. Monitoring temporal and spatial trends in polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in eggs of Great Blue Heron (*Ardea herodias*) on the coast of British Columbia, Canada, 1983-1988. *Ambios* 30(7): 416-428.

Elmberg, J., P. Nummi, H. Poysa & K. Sjoberg. 1994. Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. *J. Biogeog.* 21: 75-84.

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(2S): 213-219.

Espinoza, F., L. Parra, J. Aranguren, A. Martino, M. Quijada, D. Pirela, R. Rivero, R. Gutiérrez, N. Jiménez, S. Leal & E. León. 2000. Numbers and distribution of Caribbean Flamingo in Venezuela. *Waterbirds* 23: 80-86.

Furness, R.W. & K. Camphuysen. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 726-737.

García, M., C. Casler, N. Méndez & E. Weir. 2008. Avifauna terrestre del bosque de manglar del Refugio de Fauna Silvestre Ciénaga de Los Olivitos, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 42: 521-549.

Gattenlöhner, U., M. Hammerl-Resch & S. Jantschke. 2004. *Restauración de humedales: Manejo sostenible de humedales y lagos someros.* Global Nature Fund. Alemania. 134 pp.

Getzner, M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. *J. Environ. Manage.* 64: 237-246.

Gibbs, J. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-35.

Gibson, J.M. 2007. *Special animal abstract for Pandion haliaetus (Osprey).* Michigan Natural Features Inventory. Lansing, MI, USA. 4 pp.

GREEN, A. & J. FIGUEROLA. 2003. *Aves acuáticas como bioindicadoras de humedales*. En. *Ecología, manejo y conservación de los humedales*. (Ed. M. Paracuellos). Instituto de Estudios Almerienses. España. pp. 47-60.

GUADAGNIN, D.L., A. SCHMITZ, L.F. CARVALHO & L. MALTCHIK. 2005. Spatial and temporal patterns assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds* 28(3): 261-404.

HACKNEY, C. 2000. Restoration of coastal habitats: expectation and reality. *Ecol. Engin.* 15(3-4): 165-170.

HAIG, S.M., D.W. HEHLMAN & L.W. ORING. 1997. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conserv. Biol.* 12: 749-758.

HERNÁNDEZ V., S. 2005. Aves acuáticas de la laguna de Agua Dulce y el estero El Ermitaño, Jalisco, México. *Rev. Biol. Trop.* 53(1-2): 601-603.

HILTY, S. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press. Princeton and Oxford, USA. 878 pp.

KJERFVE, B. 1994. *Coastal lagoons processes*. Elsevier. New York, USA. 577 pp.

KNOPPERS, B. 1994. *Aquatic primary production in coastal lagoons*. In. *Coastal Lagoons Processes*. (Ed. B. Kjerfve. Elsevier Science Publishers). Amsterdam, Holanda. pp. 243-286.

LENTINO, M. 1989. Avifauna de la Laguna de Tacarigua. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle* 9(24): 187-209.

LENTINO, M. 1997. *Lista actualizada de las aves de Venezuela*. En. *Vertebrados actuales y fósiles de Venezuela*. (Ed. E. La Marca). Museo de Ciencias y Tecnología de Mérida. Mérida, Venezuela. pp. 143-202.

LINDIG-CISNEROS, R., & J.B. ZEDLER. 2005. *La restauración de humedales*. En. *Temas sobre la Restauración Ecológica*. (Eds. O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez, E. Vega, G. Portales, M. Valdéz & D. Azuara). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Wildlife Services, Unidos para la Conservación A.C. México. pp. 201-213.

MARÍN, G.; BASTIDAS, L. & GUEVARA, E. 2003. Algunos componentes y aspectos ecológicos de la dieta de aves Ciconiiformes en ecosistemas marino costeros del estado Sucre. *Saber* 15: 75-77.

MARÍN G., J. MUÑOZ, J.R., RODRÍGUEZ, D. MULLER, M. HERRERA, O. OLIVEROS, P. CORNEJO & W. SILVA 2003. Nuevas registros y extensiones regionales de distribución de especies de aves en la región nororiental de Venezuela. *Acta Biol. Venez.* 23: 27-35.

MARÍN G., L. BLANCO, A. PRIETO, J. MUÑOZ & R. ALZOLA. 2006. Dependencia de pequeñas lagunetas y charcas costeras para la avifauna residente y migratoria: dos casos en Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 45(2): 149-163.

MCNEIL, R., H. OUELLET & J. 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. Cienc. Nat.* 50(143): 449-474.

MITSCH, W.J. & J.G. GOSSELINK. 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons. New York, USA. 920 pp.

MORENO, C.E. 2001. *Métodos para medir la diversidad*. Vol.1. M&T-Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España. 84 pp.

MORRISON, R. & R. ROSS. 1987. Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America. *Canadian Wildl. Ser. Special Publ.* 1: 1-128.

NARANJO, I.G. 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. *Vegetatio* 118: 125-129.

OLIVARES, A. 1973. *Las ciconiiformes colombianas*. Proyser. Santa Fe de Bogotá, Colombia. 303 pp.

OPHEIM, T. 1997. Wetland losses continue but have slowed. *Natl. Wetlands Newlett.* 19: 7-9.

PHELPS JR., W. & R. MEYER DE SCHAUENSEE. 1979. *Una Guía de las Aves de Venezuela*. Gráficas Armitano. Caracas, Venezuela. 484 pp.

Riveros, G., I.E. Serey & P. Drouilly. 1981. Estructura y diversidad de la comunidad de aves acuáticas de la Laguna El Peral, Chile central. *An. Mus. Hist. Nat. Valparaiso* 14: 189-196.

Rodríguez, J. & F. Rojas. 1999. *Libro Rojo de la Fauna Venezolana*. Segunda Edición. Provita-Fundación Polar. Caracas, Venezuela. 472 pp.

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.

Sanderson, E., K. Redford, A. Vedder, P. Coppolillo & S. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape Urban Plan.* 58: 41-5.

[illegible], A., E. Oviedo, M. Bernal & M. Flores. 2008. Las aves del humedal de Mantagua: riqueza de species, amenazas y necesidades de conservación. *Bol. Chileno Ornit.* 14(1): 22-35.

Smit, C., R. Lambeck & W. Wolff. 1987. Threats to coastal wintering and staging areas of waders. *Wader Study Group Bull.* 49(7): 105-113.

Taft, O., M. Colwell, C. Isola & R. Safran. 2002. Waterbird responses to experimental drawdown: implications for the multispecies management of wetland mosaics. *J. Applied Ecol.* 39(6): 987-1001.

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(1-2): 119.125.

Traut, A. & M. Hostetler. 2003. Urban lakes and waterbirds: Effects of development on avian behavior. *Waterbirds*26(3): 209-302.

Villarreal, J. 2006. Aves acuáticas del refugio de fauna silvestre Laguna de Mata Redonda, Costa Rica. *Zeledonia* 10(2): 1-10.

Weller, M. 1988. Issues and approachs in assessing cumulative impacts on waterbird habitat in wetlands. *Environ. Manage.* 12(5): 695-701.

Recibido: Julio 2010
Aceptado: Enero 2011