

# el canto <sup>del</sup> *Centzontle*

VOLUMEN 2 | NÚMERO 1 | 2011

REVISTA DE LA SOCIEDAD MEXICANA DE ORNITOLOGÍA A. C.



ISSN EN TRÁMITE

## AVES ACUÁTICAS URBANAS Y EXTRA-URBANAS EN QUERÉTARO, MÉXICO

RUBÉN PINEDA-LÓPEZ

*Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro.  
Av. de las Ciencias s/n, Juriquilla, Querétaro, 76230, México. rpineda62@hotmail.com*

**Resumen.** Considerando el contexto global actual de rápida desaparición de ambientes acuáticos y la expansión de las ciudades, se compararon las comunidades de aves acuáticas en doce embalses urbanos y extra-urbanos de la ciudad de Querétaro, México. Se analizó la proporción de la riqueza de especies regional presente en los embalses urbanos y si las comunidades de aves acuáticas urbanas estudiadas eran afectadas de forma similar por la urbanización en relación con las comunidades de aves terrestres. Los resultados de este trabajo muestran que los embalses urbanos estudiados mantienen una proporción considerable de las especies de aves acuáticas a nivel regional, y que la riqueza y composición de especies es similar en relación con la de embalses extra-urbanos de tamaño similar. Los embalses urbanos presentaron una mayor densidad de individuos y, en ocasiones, una mayor riqueza de especies residentes. Así, los resultados de este trabajo sugieren que la riqueza y composición de especies en las aves acuáticas no son afectadas por la urbanización de la misma manera que las aves terrestres, y apoyan la idea de integrar embalses urbanos a acciones de conservación de las aves acuáticas.

**Palabras clave:** aves migratorias, aves urbanas, biodiversidad, ecología urbana, embalses urbanos.

## Urban and Extra-Urban Aquatic Birds in Querétaro, Mexico

**Abstract.** Considering the current global context of aquatic habitat loss and the expansion of urban areas, I compared bird communities in twelve urban and extra-urban reservoirs of the city of Querétaro, Mexico. I analyzed the proportion of regional species richness at urban reservoirs, and whether urban aquatic birds communities were affected by urbanization in a similar fashion as land birds do. Results of this study show that urban reservoirs maintain a considerable proportion of the regional aquatic avifauna, plus no significant differences were found in the species richness values and composition in relation to similar-sized extra-urban reservoirs. Urban reservoirs had higher aquatic bird density and, in some cases, higher resident species richness. Thus, results of this study show that aquatic bird species richness and composition are not as affected by urbanization as land birds do, and supports the idea of integrating urban reservoirs in conservation plans for aquatic birds.

**Key words:** biodiversity, migratory birds, urban birds, urban ecology, urban reservoirs.

### INTRODUCCIÓN

Los hábitats dulceacuícolas son de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial (Abell 2002). Uno de los factores relacionados con la pérdida de sistemas dulceacuícolas es la urbanización, básicamente debido a que la fundación de ciudades en el mundo ha estado recurrentemente asociada con cuerpos de agua (Pauchard et al. 2006, Grimm et al. 2008). En el centro de México se han perdido grandes lagos por el asentamiento de centros urbanos desde tiempos prehispánicos (Gussinger 2001). De igual manera, la fundación y el crecimiento de la zona urbana de la ciudad de Querétaro también causaron la desaparición de numerosos manantiales y otros cuerpos de agua, que fueron abundantes hasta el siglo XIX y probablemente hasta

principios del XX (Balbontin 1867, Zavala 2009). Actualmente, la zona centro de México está sujeta a severos impactos ambientales relacionados con la urbanización y actividades agrícolas e industriales (Lozano-García y Ortega-Guerrero 1998, Esteller y Díaz-Delgado 2002, Navarro De León et al. 2005), lo que hace preocupante la situación de los sistemas dulceacuícolas aún existentes en esta región (SEMARNAT 2006a).

Debido a la pérdida de humedales naturales, diferentes tipos de reservorios de agua hechos por el hombre (e.g., embalses, bordos) se han convertido en hábitats alternativos importantes para las aves acuáticas a nivel mundial (Kushlan 1986, Weber y Haig 1996, Kingsford 2000, Masero 2003, Ma et al. 2004, Sánchez-Zapata et al. 2005, Santoul et al. 2009), a pesar que estos ambientes son afectados

por la agricultura, diversos tipos de contaminación y la urbanización (Grimm et al. 1997, Gibbs 2000, Ehrenfeld 2000, Pauchard et al. 2006). En particular, la urbanización tiene numerosos efectos sobre los procesos hidrológicos, geomorfológicos y ecológicos de los sistemas acuáticos, haciéndolos diferentes a los que se encuentran en ambientes no urbanos (Ehrenfeld 2000). En México, 70% de la superficie cubierta por agua dulce se encuentra en embalses, muchos de los cuales están afectados directa o indirectamente por la urbanización (Hoz y De la Lanza 2002).

Las aves acuáticas no han sido consideradas en revisiones recientes relacionadas con la avifauna urbana (e.g., Chace y Walsh 2006, Garden et al. 2006, Evans et al. 2009) y su investigación ha sido sustancialmente más lenta que la conversión de los humedales a paisajes urbanos (Pearce et al. 2007). En México se cuenta con pocos estudios enfocados a las aves acuáticas, especialmente en ambientes urbanos (Barragán et al. 2002, Santana 2005, Mellink y De la Riva 2005, SEMARNAT 2006b, Ramírez-Bastida et al. 2008). Algunos estudios llevados a cabo en otros países americanos y en Europa han señalado la importancia de los embalses urbanos para la conservación de la avifauna acuática, al registrar en dichos ambientes proporciones importantes del conjunto regional de especies (Duffield 1986, Castillo-Guerrero et al. 2002, Pearce et al. 2007, Kusch et al. 2008, Santoul et al. 2009). Debido a la importancia de evaluar los efectos de la urbanización sobre las comunidades de

aves acuáticas, este trabajo tiene como objetivo comparar las comunidades de aves acuáticas de embalses urbanos de la ciudad de Querétaro con las de embalses no urbanos (extra-urbanos) de la misma región, analizando: (1) si la riqueza de especies de los embalses urbanos es importante a nivel regional, y (2) si la riqueza, composición y densidad de las comunidades de aves acuáticas urbanas son afectadas por la urbanización de forma similar a lo reportado en estudios de comunidades de aves terrestres (Nocedal 1987, Blair 1996, Cooks et al. 2004, Chace y Walsh 2006, McKinney 2008, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2009).

## MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDIO

Se muestrearon un total de 12 embalses dentro de la zona semiárida del estado de Querétaro de Arteaga, en un área aproximada de 1 700 km<sup>2</sup> que comprende la escala regional en este estudio (Cuadro 1). Dentro de esta zona se encuentra la ciudad de Santiago de Querétaro (referida como Querétaro de aquí en adelante), que tiene una población de aproximadamente 900 000 habitantes en su zona metropolitana y uno de los crecimientos demográficos más acelerados del país (Lamy 2000, INEGI 2010). El bordo Benito Juárez y la presa Juriquilla se encuentran en zonas completamente urbanizadas de Querétaro. El bordo Benito Juárez recibe aguas que escurren de colonias densamente pobladas, mientras que Juriquilla recibe aguas de zonas residenciales con menor densidad

de población y de arroyos temporales provenientes de fuera de la ciudad. El resto de los embalses son extra-urbanos (*sensu* MacGregor-Fors 2010: sistemas localizados dentro del área de influencia de una ciudad, incluyendo ambientes agrícolas, suburbanos, rurales y naturales). Cuatro de ellos reciben desechos urbanos: El Centenario y Paso de Tablas están en el cauce del río San Juan que recoge parte de los desechos urbanos e industriales de las ciudades de San Juan del Río y Tequisquiapan, por lo que presentan una clara condición hipereutrófica; la presa La Llave se alimenta por canales provenientes de la presa Constitución de 1917 y de la ciudad de San Juan del Río, por lo cual también recibe aguas con desechos urbanos e industriales, aunque en menor

cantidad; mientras que El Carmen cuenta con un escurrimiento permanente, aunque mínimo en época de secas, proveniente de una colonia cercana. Los seis embalses restantes son alimentados por arroyos temporales dependientes de las lluvias y están asociados con zonas agrícolas y ganaderas.

En esta región, las lluvias presentan valores máximos durante el verano (junio a septiembre; INEGI 1986). Dicho patrón general de lluvias provoca un hidroperiodo (*sensu* Bolduc y Afton 2008: patrón estacional de los niveles de agua y de la vegetación asociada) con amplias variaciones de nivel de agua y en ocasiones de vegetación. La vegetación presente en los embalses está compuesta principalmente por especies semiacuáticas

Cuadro 1. Localización y caracterización de los embalses muestreados en Querétaro.

Nombre	Latitud N	Longitud O	Altitud (msnm)	Área (ha)	Profundidad (m)	Cobertura vegetal (ha)	Tipo vegetación <sup>b</sup>
Benito Juárez	20°37'08''	100°23'53''	1826	16.9	3.5	0.4	S, T
Constitución 1917	20°24'25''	100°04'50''	1956	592	17.0	21.8	A, S
El Carmen	20°34'35''	100°16'56''	1938	22.1	3.0	0.8	A, S
El Centenario	20°30'44''	99°53'41''	1882	192.1	8.0	46.7	S, T
El Salitre	20°40'12''	100°24'46''	1876	13.2	3.6	0.2	C
El Zapote	20°39'45''	100°32'40''	1890	18.5	7.9	0.4	T
Juriquilla <sup>a</sup>	20°41'45''	100°27'14''	1879	26.6	4.0	2.0	A, S
La Llave	20°27'42''	99°59'41''	1892	380.4	1.2	87.3	A, S
Mompaní	20°41' 55''	100°30'30''	1953	20.1	5.3	2.1	S, C
Santa Catarina	20°47'11''	100°27'12''	1999	174.3	3.5	45.7	S, C, T
San Luis	20°33'40''	99°58'20''	1920	25.8	5.5	2.0	S, C, T
Paso de Tablas	20°32'48''	99°50'19''	1877	29.7	4.5	1.0	A, S

<sup>a</sup>También conocida como "Presa El Cajón".

<sup>b</sup>Tipo de vegetación: A= acuática permanente, S= semiacuática, C= cultivos inundados principalmente maíz (*Zea mays*), T= campo inundado con plantas terrestres.

estacionales (e.g., *Polygonum mexicanum*, *P. punctatum*, *Echinocloa crusgavonis*, *E. crusgalli*, *E. holciformis*, *E. ophimeroides*), especies acuáticas permanentes (e.g., *Eichhornia crassipes*, *Typha domingensis*, *Scirpus californicus*), así como una especie semiacuática permanente (i.e., *Arundo donax*). Las especies acuáticas permanentes están presentes en aquellos embalses que mantienen un nivel de agua relativamente estable o en aquellos que tienen un aporte de agua todo el año, al menos en alguna de sus partes. Algunos embalses asociados con zonas agrícolas presentaron cultivos inundados de maíz (Cuadro 1).

#### MUESTREO DE AVES

Se muestrearon los 12 embalses mensualmente de agosto de 2006 a julio de 2007. Se utilizó un transecto sin distancia límite a lo largo del eje mayor del embalse y de su zona posterior, la cual generalmente presentó una mayor abundancia de aves. Se procuró registrar a todas las especies e individuos presentes en cada embalse. El tiempo de muestreo varió entre 45 y 90 min efectivos de observación, dependiendo del tamaño del embalse. Se consideraron como aves acuáticas a las especies pertenecientes a los órdenes Anseriformes, Podicipediformes, Ciconiiformes, Suliformes, Pelecaniformes, Accipitriformes (Pandionidae), Gruiformes, Charadriiformes, Coraciiformes (Alcedinidae) y Passeriformes (i.e., *Cistothorus palustris* y *Geothlypis trichas*). No se consideró a la garza ganadera (*Bubulcus ibis*) en los análisis debido a que utiliza los embalses como lugares para

pernoctar y generalmente los abandona por la mañana.

#### ANÁLISIS DE DATOS

Para asegurar que se registró una muestra representativa (al menos el 80%) de la riqueza de especies estimada y con objeto de poder validar las comparaciones entre los grupos de embalses utilizados (Pineda y Halfpeter 2005), se utilizaron estimadores de riqueza de especies no paramétricos (ICE y Chao 2, ambos basados en la incidencia de especies; Magurran 2004) que son apropiados para estudios llevados a cabo en fragmentos donde las especies no necesariamente están representadas equitativamente (Chazdon et al. 1998). El cálculo de estos índices se llevó a cabo con el programa EstimateS 7.5 (Colwell 2005) realizando 100 repeticiones y sin reemplazo de datos. Los grupos de embalses utilizados fueron: (1) embalses urbanos (i.e., Benito Juárez y Juriquilla, que en adelante se referirán EU), (2) embalses extra-urbanos con un tamaño similar al de los embalses urbanos (13.2-29.7 ha; i.e., El Zapote, El Carmen, El Salitre, Mompaní, Paso de Tablas y San Luis, que en adelante se referirán EM), y (3) el total de embalses extra-urbanos (i.e., EM más embalses extra-urbanos de mayor tamaño: i.e., Constitución de 1917, El Centenario, La Llave y Santa Catarina; que en adelante se referirán EE). La división de embalses por tamaños tiene el propósito de minimizar el efecto del área, la cual ha sido corroborada anteriormente en la zona de estudio (Pineda-López 2008).

Se comparó la riqueza de especies entre los EU y los EM, tanto entre grupos (EU-EM) como entre EU y EM. Debido a que el tamaño de las muestras es muy diferente entre embalses, se utilizó la técnica de rarefacción por muestras para comparar la riqueza de especies, escalando las curvas al número de individuos. Dicho método calcula el número esperado de especies si la muestra más grande fuera reducida al tamaño de la muestra menor, con objeto de determinar si las diferencias son debidas a aspectos biológicos o son sólo diferencias que desaparecerían si las muestras fueran comparadas a un mismo tamaño (Gotelli y Colwell 2001, Colwell et al. 2004). Para este análisis se utilizó la función Mao Tau del programa EstimateS 7.5 (Colwell 2005). Este análisis se realizó por separado para el total de las especies y para las especies residentes permanentes, debido a que la región recibe un importante número de especies de aves migratorias (Pineda-López y Arellano-Sanaphre 2010). Para este trabajo, la densidad de las aves acuáticas se consideró como la suma de todos los registros de las especies a lo largo de los muestreos en un embalse, dividida entre el área del mismo. Así, se comparó la densidad observada en los EU con la densidad esperada si la densidad de individuos fuera homogénea en el total de EU y EM, mediante una prueba *ji* cuadrada (Fowler y Cohen 1997).

La diferencia de composición de especies entre grupos de embalses se midió como diversidad beta, que expresa el reemplazo de las especies entre sitios (Koleff 2005). La diversidad beta se midió usando la relación entre la diversidad

gamma y alfa propuesta por Whittaker (1960), expresada como  $DB = DG/DA$ , donde DB es la diversidad beta, DG es la diversidad gamma (en este caso riqueza de especies en el total de embalses) y DA es la diversidad alfa promedio (en este caso promedio de la riqueza de especies por embalse). La DB se integró a un modelo de partición espacial de la diversidad beta (Gering et al. 2003), de la siguiente manera:  $DB \text{ total} = DB \text{ entre embalses} + DB \text{ entre grupos de embalses}$ . Este análisis se llevó a cabo en el programa PARTITION 3.0 (Veech y Crist 2009), utilizando el método de aleatorización por individuo y 1000 repeticiones. Este programa proporciona la probabilidad de que la diversidad beta sea producida por azar (p). Por limitaciones del programa, los datos se dividieron entre 10 y se redondearon al número entero próximo. También se midió la similitud de la composición de especies entre embalses en particular, mediante un dendrograma realizado con el índice de Jaccard y el método de ligamiento por grupos pareados. Este último análisis se realizó en el programa PAST (Hammer et al. 2001).

## RESULTADOS

Se registraron un total de 64 especies de aves acuáticas durante el periodo de muestreo. En los EE la riqueza observada fue de 63 especies, mientras que en los EM fue de 45. En el bordo Benito Juárez se registraron 24 especies y en la presa Juriquilla 31. Al considerar ambos EU la riqueza de especies observada fue de 39 (Apéndice). En todos los grupos

Cuadro 2. Porcentajes de riqueza de especies estimada en los embalses urbanos y extra-urbanos estudiados.

Embalses\Estimadores	ICE	Chao 2
Todos	90.1	95.3
Extra-urbanos (EE)	95.5	98.2
Extra-urbanos entre 13-30 ha (EM)	92.2	77.8
Urbanos (EU)	86.6	88.4

de embalses estudiados las especies observadas representaron, en promedio, al menos el 85% de las especies estimadas por los índices ICE y Chao 2, con lo que los muestreos se consideraron suficientes y representativos (Cuadro 2).

Del total de las especies registradas, 21 son residentes permanentes de la región (33%), 36 migratorias residentes de invierno (56%), seis migratorias en tránsito (9%) y una ocasional que es residente permanente en las costas del país (*Pelecanus occidentalis*, 2%). La riqueza de especies no exhibió diferencias significativas entre EU y EM, tanto para el total de especies como para las especies residentes (Fig. 1). Al comparar cada uno de los EU con cada EM, la riqueza de especies total del bordo Benito Juárez o de la presa Juriquilla no fue diferente a la de ningún EM; mientras que la riqueza de especies residentes fue mayor en la presa Juriquilla respecto a Paso de Tablas, El Zapote y San Luis.

La densidad de aves acuáticas en los EU (215 registros/ha) fue mayor que lo esperado si la densidad fuera homogénea en los EU y EM (188.8 registros/ha) ( $\chi^2 = 217.9$ ,  $p < 0.01$ ). La diversidad beta entre

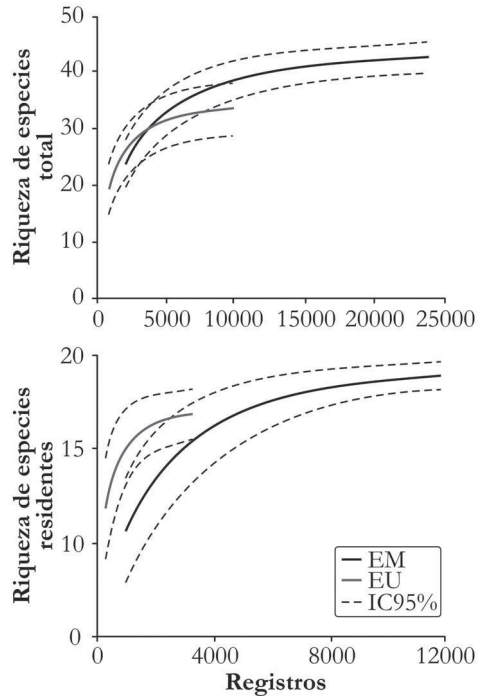


Fig. 1. Análisis de rarefacción entre los embalses urbanos (EU) y los embalses extra-urbanos entre 13 - 30 ha (EM) estudiados en la ciudad de Querétaro. Las líneas negras representan promedios, mientras que las líneas grises representan los intervalos de confianza 95%.

embalses o entre grupos de embalses no presentó diferencias a lo esperado por el azar ( $p > 0.05$ ), al considerar a los EU y EM; pero sí fueron diferentes entre los EU y los EE (Cuadro 3), indicando una diferente composición de especies entre ellos. La composición de especies en los embalses en particular no asoció entre sí a los EU, los cuales mostraron afinidad con diferentes grupos de embalses: Juriquilla con uno formado principalmente por



Cuadro 3. Partición de la diversidad beta en los embalses urbanos y los extra-urbanos estudiados en la ciudad de Querétaro.

Diversidad beta (DB)	EU-EM	EU-EE
DB entre embalses	1.67 ( $p = 0.41$ )	1.65 ( $p = 0.02$ )
DB entre grupos de embalses	1.14 ( $p = 0.16$ )	1.25 ( $p = 0.00$ )

los embalses de mayor tamaño, y Benito Juárez con otro integrado por EM. El Zapote aparece aparte de los grupos mencionados (Fig. 2).

### DISCUSIÓN

Las especies registradas en los EU representan 61% de las especies registradas en este estudio, y una proporción importante (56%) del total de especies de aves acuáticas registradas para la región de acuerdo a Pineda-López y Arellano-Sanaphre (2010), a pesar de que el área de los EU es sólo el 2.9% del área total de los embalses. Otros estudios también han mostrado la importancia de los embalses urbanos de manera similar: en la ciudad francesa de Toulouse, las aves acuáticas urbanas representaron 57% de un conjunto regional de 68 especies (Santoul et al. 2009), mientras que en la ciudad chilena de Punta Arenas constituyeron 74% de un conjunto regional de 62 especies (Kusch et al. 2008). En la Ciudad de México se han reportado 36 especies de aves acuáticas en algunos embalses (Meléndez y Binnquist 1997, Chávez 1999, Ramírez-Bastida 2000), de un conjunto regional de especies

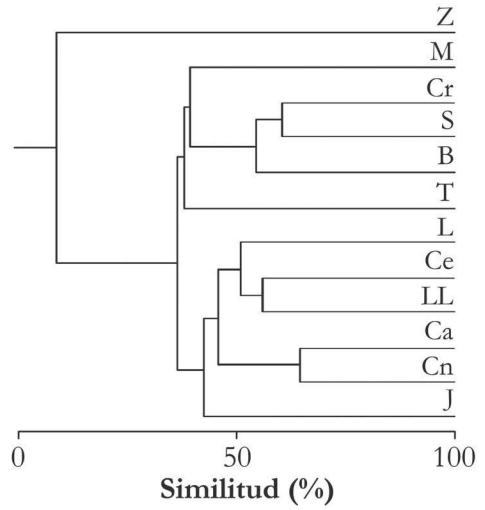


Fig. 2. Similitud en la composición de especies de los embalses. B: Benito Juárez, Ca: Santa Catarina, Ce: El Centenario, Cn: Constitución de 1917, Cr: El Carmen, J: Juriquilla, L: San Luis, LL: La Llave, M: Mompaní, S: El Salitre, T: Paso de Tablas y Z: El Zapote.

posiblemente similar al encontrado en Querétaro (véase Ramírez-Bastida et al. 2008). Otro factor que resalta la importancia de los EU de Querétaro es la presencia de dos especies que tienen estatus de conservación de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010): el pato mexicano (*Anas platyrhynchos diazi*) y el zambullidor menor (*Tachybaptus dominicus*). Todo esto soporta la idea de que embalses en paisajes urbanos pueden tener una contribución significativa a la biodiversidad acuática, como ha sido mencionado por Santoul et al. (2009).

La riqueza de especies registrada en los EU está favorecida por las diferencias

ambientales entre ellos (Baker 1979, Nudds y Bowlby 1984, Weller 1999). En este sentido, el bordo Benito Juárez tiene un hidropereodo muy marcado y presenta vegetación semiacuática en verano y amplias zonas someras en invierno y primavera, mientras que la presa Juriquilla tiene un nivel de agua relativamente estable, zonas con mayor profundidad y fragmentos de vegetación acuática permanente.

A diferencia de lo generalmente observado dentro de las ciudades para las aves terrestres, la riqueza de especies en los EU no fue menor que la riqueza de los EM, e inclusive la riqueza de especies residentes fue mayor en Juriquilla (EU) que en algunos EM. Un factor que podría estar asociado con este fenómeno es la permanencia de la vegetación acuática en Juriquilla, ya que la riqueza de especies residentes en la región está positivamente relacionada con el área de vegetación en los embalses (Pineda-López 2008). De hecho, la vegetación ha sido identificada como un factor crucial relacionado con la riqueza de aves acuáticas (Froneman et al. 2001, Paracuellos y Tellería 2004), lo cual se ha observado también en embalses urbanos, donde inclusive la vegetación de la periferia de los embalses actúa como protección para las aves ante la presencia humana (Duffield 1986, McKinney et al. 2006, Santoul et al. 2009). La densidad de aves acuáticas observada en los EU fue mayor que en los EM, de manera semejante a lo observado en las aves terrestres dentro de las ciudades (Chace y Walsh 2006). Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre en algunas ciudades (Cooks

et al. 2004, Chace y Walsh 2006), en esta mayor densidad no participaron especies exóticas, ya que sólo la garza ganadera está en esta categoría (Álvarez-Romero et al. 2008) y no fue considerada en los análisis de este trabajo.

Los resultados de este trabajo indican que el ambiente urbano estudiado no es determinante para un cambio en la composición de especies de las comunidades de aves acuáticas. Sin embargo, sí fue diferente la composición de especies entre los grupos de EU y EE, aunque la diferencia entre estos grupos de embalses (1.25) fue menor que la diferencia entre embalses (1.65). Uno de los factores que participa en esta diferencia son las especies que tienen una preferencia por embalses grandes, como las gaviotas (*Leucophaeus*, *Larus*) y charranes (*Sterna*; Pearce et al. 2007), las cuales se encontraron sólo en los embalses de mayor tamaño. La urbanización tampoco mostró determinar la composición de especies. En este sentido, la presa Juriquilla comparte más especies con los embalses de mayor tamaño, al tener una mayor similitud con ellos, que con el bordo Benito Juárez. La diferencia en composición de especies entre los EU se explica por las diferencias ambientales entre ellos, como se mencionó anteriormente. La presa El Zapote se sitúa aparte en el dendrograma, al ser el embalse con una menor riqueza de especies.

En conjunto, los resultados de este trabajo indican que los embalses urbanos pueden considerarse como sitios de refugio para las aves acuáticas de la región en la que se encuentran los asentamientos humanos, y por tanto, deberían

integrarse como elementos cruciales en las propuestas de conservación de aves acuáticas en México, a la par de embalses extra-urbanos de un tamaño similar. Sin embargo, en este punto hay que considerar que los humedales urbanos reciben aguas de desagüe pluvial, que son una fuente mayor de contaminantes como sólidos suspendidos, nutrientes, metales pesados, pesticidas, herbicidas, derivados del petróleo y diferentes patógenos (Thurston 1999, Carapeto y Purchase 2000, Greenway 2000, De Luca-Abbot et al. 2001, Mahler et al. 2001). Algunos de estos contaminantes se acumulan en los sedimentos de los humedales y también en los peces y en las aves acuáticas y terrestres, llegando a afectar a sus poblaciones (White y Cromartie 1985, Gebauer y Weseloh 1993, Campbell 1994, Sparling et al. 2004), por lo que humedales de tratamiento de aguas no son la mejor opción para las aves acuáticas (Murray y Hamilton 2010).

Debido a lo anterior, para que los embalses urbanos realmente puedan cumplir con una función de conservación, es necesario: (1) realizar estudios sobre el grado en que están contaminados, (2) llevar a cabo acciones tendientes a minimizar el impacto de dicha contaminación, y (3) favorecer en ellos factores positivos como la vegetación. Estas acciones evitarán que los embalses urbanos sean un sumidero de las poblaciones de aves acuáticas, y que dichos embalses cumplan con el papel multifuncional que potencialmente tienen en el paisaje urbano (Duffield 1986, Zedler y Leach 1998, Greenway 2000, Erwin 2002, Pearce et al. 2007).

## CONCLUSIONES

La urbanización no mostró tener un efecto directo en la riqueza y composición de especies de aves acuáticas en los embalses urbanos estudiados. De hecho, los embalses urbanos exhibieron una mayor densidad de individuos y una fracción importante de las especies de aves acuáticas a nivel regional. Los resultados de este trabajo muestran un comportamiento diferente de la riqueza y la composición de especies de las comunidades de aves acuáticas con respecto de lo reportado para las terrestres, mientras que la densidad se comporta de manera semejante. También los resultados apoyan la integración de embalses urbanos en acciones de conservación de aves acuáticas.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco el apoyo de la Secretaría de Educación Pública de México: convenio UAQ-QRO-77 del Programa de Mejoramiento del Profesorado, con el cual fue posible desarrollar este trabajo. A Patricia Balderas Aguilar por su ayuda en la identificación de las especies de plantas. A dos revisores anónimos y al editor asociado por sus valiosos comentarios que enriquecieron sustancialmente el trabajo.

## LITERATURA CITADA

- Abell, R. 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis: A freshwater follow-up. *Conservation Biology* 16:1435–1437.
- ÁLVAREZ ROMERO, J. G., R. A. MEDELLÍN, A. OLIVERAS DE ITA, H. GÓMEZ DE SILVA Y O. SÁNCHEZ. 2008. Animales exóticos en México: una amenaza para

- la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F.
- (AOU), AMERICAN ORNITHOLOGISTS' UNION. 2010. Check-list of North American Birds. <<http://www.aou.org/checklist/north/full.php>>.
- BAKER, M. C. 1979. Morphological correlates of habitat selection in a community of shorebirds (Charadriiformes). *Oikos* 33:121–126.
- BALBONTÍN, J. M. 1867. Estadística del Estado de Querétaro en los años de 1854 y 1855. Imprenta Vicente G. Torres. México, D. F. Disponible en línea <<http://openlibrary.org/a/OL6012792A/Juan-María-Balbontín>>
- BARRAGÁN, S. J., E. LÓPEZ-LÓPEZ Y K. A. BABB. 2002. Spatial and temporal patterns of a waterfowl community in a reservoir system of the Central Plateau, Mexico. *Hidrobiología* 467:123–131.
- BLAIR, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506–519.
- BOLDUC, F. Y A. D. AFTON. 2008. Monitoring waterbird abundance in wetlands: the importance of controlling results for variation in water depth. *Ecological Modelling* 216:402–408.
- CAMPBELL, K. P. 1994. Concentrations of heavy metals associated with urban runoff in fish living in stormwater treatment ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27:352–356.
- CARAPETO, C. Y D. PARCHASE. 2000. Distribution and removal of Cadmium and Lead in a constructed wetland receiving urban runoff. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 65:322–329.
- CASTILLO-GUERRERO, J. A., E. M. ZAMORA-OROZCO Y R. CARMONA. 2002. Aves acuáticas en dos cuerpos de agua dulce acuáticas artificiales adyacentes a la ciudad de La Paz B.C.S. *Hidrobiológica* 12:85–87.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application. Department of ecology and evolutionary biology, University of Connecticut. <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>>
- COLWELL, R. K., C. X. MAO Y J. CHANG. 2004. Interpolating, extrapolating and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85:2717–2727.
- COOKS, K. R., A. V. SUAREZ Y D. T. BOLGER. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115:451–462.
- CHACE, F. J. Y J. J. WALSH. 2006. Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74:46–69.
- CHÁVEZ, M. C. 1999. Contribución al estudio de la avifauna en el vaso regulador El Cristo (Naucalpan Edo. de México). Tesis de Licenciatura. ENEP Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- CHAZDON, R. L., R. K. COLWELL, J. S. DENSLow Y M. R. GUARIGUATA. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forest on northeastern Costa Rica. Pp. 285–309. En: F. Dallmeier y J. A. Comiskey (Eds.). *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modelling*, Parthenon Publishing, Paris.
- DE LUCA-ABBOTT, S. B., B. S. F. WONG, D. B. PEAKALL, P. K. S. LAM, L. YOUNG, M. H. L. LAM Y B. J. RICHARDSON. 2001. Review of effects of water pollution on the breeding success of waterbirds with particular reference to ardeids in Hong Kong. *Ecotoxicology* 10:327–249.
- DUFFIELD, J. M. 1986. Waterbird use of

- a urban stormwater wetland system in central California, USA. *Colonial Waterbirds* 9:227–235.
- EHRENFELD, J. G. 2000. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecological Engineering* 15:253–265.
- ERWIN, R. M. 2002. Integrated Management of Waterbirds: Beyond the Conventional. *Waterbirds* 25 (Special Publication):5–12.
- ESTELLER, M. V. Y C. DÍAZ-DELGADO. 2002. Environmental effects of aquifer overexploitation: a case of study in the highlands of Mexico. *Environmental Management* 29:266–278.
- EVANS, K. L., S. E. NEWSON Y K. J. GASTON. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151:19–39.
- FOWLER, J. Y L. COHEN. 1997. Estadística básica en ornitología. SEO/Birdlife. Madrid, España.
- FRONEMAN, A., M. J. MANGNALL, R. M. LITTLE Y T. M. CROWE. 2001. Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm ponds in the Western Cape, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 10:251–270.
- GARDEN, J., C. MCALPINE, A. PETERSON, D. JONES Y H. POSSINGHAM. 2006. Review of the ecology of Australian urban fauna: A focus on spatially explicit processes. *Austral Ecology* 31:126–148.
- GEBAUER, M. B. Y D. V. WESELOH. 1993. Accumulation of organic contaminants in sentinel mallards utilizing confined disposal facilities at Hamilton Harbour, Lake Ontario, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 25: 234–243.
- GERING, C. J., T. O. CRIST Y J. A. VEECH. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17:488–499.
- GIBBS, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14:314–317.
- GOTELLI, N. Y R. K. COLWELL. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379–391.
- GREENWAY, M. 2000. Biotechnological stormwater management for flood protection and water quality improvement with special reference to landscape design, public recreation and wildlife habitat creation. Ecosystem Service and sustainable watershed management in North China. International Conference, Beijing, China.
- GRIMM, N. B., A. CHACÓN, N. C. DAHM, W. S. HOSTETLER, T. O. LIND, L. P. STARKWEATHER Y W. W. WURTSBAUGH. 1997. Sensitivity o aquatic ecosystems to climatic and anthropogenic changes: the basin and range, American southwest and Mexico. *Hydrological Processes* 11:1023–1041.
- GRIMM, N. B., S. H. FAETH, N. E. GOLUBIEWSKI, C. L. REDMAN, J. WU, X. BAI Y J. M. BRIGGS. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756–760.
- GUSSINGER, J. 2001. México-Tenochtitlan en una isla: Ome calli (1325) – el calli (1521). *Boletín Americanista* 51:95–144.
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER Y P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis, Version 2.01. *Paleontologia Electronica* 4:1–9.
- HOWELL, S.N.G. Y S. WEBB. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. New York.
- HOZ, Z. E. E. Y E. G. DE LA LANZA. 2002. Los jagüeyes, cuerpos de agua epicontinentales del noreste de México. Pp. 295–321. En: E.G. De la Lanza y J.L.C. García (Eds.). *Lagos y presas de México*.
- (INEGI), INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA. 1986. Síntesis Geográfica, nomenclator y anexo cartográfico del Estado de

- Querétaro. México, D. F. (INEGI), INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA. 2010. <<http://cuentame.inegi.gob.mx/impresión/población/densidad.asp>>
- KINGSFORD, T. R. 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management in floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* 25:109–127.
- KOLEFF, P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad beta. Pp. 17–39. En: G. Halffter, J. Soberón y A. Melic (Eds.). *Sobre la diversidad biológica El significado de las diversidades  $\alpha$   $\beta$   $\lambda$* . Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España.
- KUSCH, A., J. CÁRCAMO Y H. GÓMEZ. 2008. Aves acuáticas en el humedal urbano de Tres Puentes, Punta Arenas (53° S), Chile austral. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 36:45–51.
- KUSHLAN, J. A. 1986. The management of wetlands for aquatic birds. *Colonial Waterbirds* 9:246–248.
- LAMY, B. 2000. Urbanisation et évolution urbaine: l'exemple de la ville de Querétaro au Mexique. *Revue Canadienne Des Sciences Régionales XXIII*:329–342.
- LOZANO-GARCÍA, M. S. Y B. ORTEGA-GUERRERO. 1998. Late quaternary environmental changes of the central part of the basin of Mexico; correlation between Texcoco and Chalco basins. *Review of Palaeobotany and Palynology* 99:77–93.
- MA, Z., B. LI, B. ZHAO, K. PING, S. TANG Y J. CHEN. 2004. Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds? A case study on Chongming Island, China. *Biodiversity and Conservation* 13:333–350.
- MACGREGOR-FORS, I. 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: redefining “peri-urban” areas. *Ecological Research* 25:883–887.
- MAGURRAN, E. A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, Reino Unido.
- MAHLER, B. J., P. C. VAN METRE Y E. CALLENDER. 2001. Trends in metals in urban and reference lake sediments across the United States, 1970 to 2001. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25:1698–1709.
- MASERO, J. A. 2003. Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. *Biodiversity and Conservation* 12:1157–1173.
- MCKINNEY, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11:161–176.
- MCKINNEY, R. A., S. R. MCWILLIAMS Y M. A. CHARPENTIER. 2006. Waterfowl-habitat associations during winter in an urban North Atlantic estuary. *Biological Conservation* 132:239–249.
- MELÉNDEZ, H. A. Y G. C. BINNQUIST. 1997. Comunidad Ornitológica. Pp. 71–86. En: M. T. Barreiro-Guemes, R. Sánchez-Trejo, A. Aguirre-León y L. A. Ayala-Pérez (Eds.). *Ecología del humedal de San Pedro Tláhuac, un sistema lacustre del Valle de México*. Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco. México, D. F.
- MELLINK, E. Y G. DE LA RIVA. 2005. Non-breeding waterbirds at Laguna de Cuyutlán and its associated wetlands, Colima, México. *Journal of Field Ornithology* 76:158–167.
- MURRAY, C. G. Y A. J. HAMILTON. 2010. Review: Perspectives on wastewater treatment wetlands and waterbird conservation. *Journal of Applied Ecology* 47:976–985.
- NAVARRO DE LEÓN, I., J. GARFIAS-SOLIZ Y J. MAHLKNECHT. 2005. Groundwater flow regime under natural conditions as inferred from past evidence and contemporary field observations in a semi-arid basin: cuenca de la independencia, Guanajuato, México. *Journal of Arid Environments* 63:756–771.

- NOCEDAL, J. 1987. Las comunidades de pájaros y su relación con la urbanización en la ciudad de México. Pp. 71–109. En: E. H. Rapoport e I. López-Moreno (Eds.). *Aportes a la Ecología Urbana de la Ciudad de México*. Ed. Limusa, México, D. F.
- NUDDS, T. D. y J. N. BOWLBY. 1984. Predator-prey size relationships in North American dabbling ducks. *Canadian Journal of Zoology* 62:2002–2008.
- ORTEGA-ÁLVAREZ, R. e I. MACGREGOR-FORS. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90:189–195.
- PARACUELLOS, M. y J. L. TELLERÍA. 2004. Factors affecting the distribution of a waterbird community: The role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds* 27:446–453.
- PAUCHARD, A., M. AGUAYO, E. PEÑA y R. URRUTIA. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation* 127:272–281.
- PEARCE, CH. M., M. B. GREEN y M. R. BALDWIN. 2007. Developing habitat models for waterbirds in urban wetlands: a log-linear approach. *Urban Ecosystems* 10:239–254.
- PINEDA, E. y G. HALFFTER. 2005. Relaciones entre la fragmentación del bosque de niebla y la diversidad de ranas en un paisaje de montaña de México. Pp. 165–176. En: G. Halffter, J. Soberón y A. Melic (Eds.) *Sobre la diversidad biológica: El significado de las diversidades  $\alpha$   $\beta$   $\lambda$* . Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España.
- PINEDA-LÓPEZ, R. 2008. Diversidad y conservación de aves acuáticas en una zona semiárida del centro de México. Tesis doctoral, Centro Iberoamericano de la Biodiversidad-CIBIO. Universidad de Alicante. Alicante, España.
- PINEDA-LÓPEZ, R. y A. ARELLANO-SANAPHRE. 2010. Noteworthy records of aquatic birds in the state of Querétaro, Mexico. *Huitzil* 11:49–59.
- RAMÍREZ-BASTIDA, P. 2000. Aves de humedales en zonas urbanas del noroeste de la Ciudad de México. Tesis Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- RAMÍREZ-BASTIDA, P., A. G. NAVARRO-SIGÜENZA y A. T. PETERSON. 2008. Aquatic bird distributions in Mexico: Designing conservation approaches quantitatively. *Biodiversity and Conservation* 17:2525–2558.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, A. J., J. D. ANADÓN, M. CARRETE, A. GIMÉNEZ, J. NAVARRO, C. VILLACORTA y F. BOTELLA. 2005. Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: Implications for the design of irrigation facilities. *Biodiversity and Conservation* 14:1627–1639.
- SANTANA, E. C. 2005. A context for bird conservation in México: Challenges and Opportunities. USDA Forest Service Technical Report. PSW-GTR-191:15–25.
- SANTOUL, F., J. FIGUEROLA y A. GREEN. 2009. Importance of gravel pits for the conservation of waterbirds in the Garonne river floodplain (southwest France). *Biodiversity and Conservation* 13:1231–1243.
- (SEMARNAT), SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. 2006a. Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de las aves acuáticas y su hábitat en México. Serie: proyectos de Recuperación de Especies Prioritarias 15. Dirección General de Vida Silvestre. D. F, México.
- (SEMARNAT), SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. 2006b. Proyecto para la conservación

- y manejo de las aves playeras y sus hábitat en México. Serie Proyectos de Recuperación de Especies Prioritarias 16. Dirección General de Vida Silvestre. México, D. F.
- (SEMARNAT), SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación del 30 de diciembre de 2010. México, D. F.
- SPARLING, D. W., J. D. EISEMANN Y W. KUENZEL. 2004. Contaminant exposure and effects in Red Winged Blackbirds inhabiting stormwater retention ponds. *Environmental Management* 33:719–729.
- THURSTON, A. K. 1999. Lead and petroleum hydrocarbon changes in an urban wetland receiving stormwater runoff. *Ecological Engineering* 12:387–399.
- VEECH, J. A. Y T. O. CRIST. 2009. PARTITION: Software for hierarchical partitioning of species diversity, version 3.0. User's guide and application. Disponible en línea <<http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm>>
- WEBER, L. M. Y S. M. HAIG. 1996. Shorebird use of South Carolina managed and natural coastal wetlands. *Journal of Wildlife Management* 60:73–82.
- WELLER, W. M. 1999. Wetland Bird. Habitat Resources and Conservation Implications. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation in the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30:279–338.
- WHITE, D. H. Y E. CROMARTIE. 1985. Bird use and heavy metal accumulation in waterbirds at dredge disposal impoundments, Corpus Christi, Texas. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 34:295–300.
- ZAVALA, J. F. 2009. El río La Cañada, los 42 ojos de agua de El Capulín y el acueducto de Querétaro. El Oficio de Historiar. Disponible en línea <<http://eloficiodehistoriar.com.mx/2009/03/04/el-rio-de-la-canada-en-queretaro-2/>>
- ZEDLER, B. J. Y M. K. LEACH. 1998. Managing urban wetlands for multiple use: Research, restoration and recreation. *Urban Ecosystems* 2:189–204.



Apéndice. Estado migratorio local y sumatoria de las abundancias mensuales de las especies de aves acuáticas registradas en los 12 embalses estudiados. E: estado migratorio local: RP= residente permanente, RI= migratorio residente de invierno, MT= migratorio en tránsito, O= ocasional. Embalses: B= bordo Benito Juárez, J= presa Juriquilla, EU embalses urbanos (B y J), EM= embalses extra-urbanos entre 12 y 30 ha (i.e., El Carmen, El Salitre, El Zapote, Mompaní, San Luis y Paso de Tablas) y EE= total de embalses extra-urbanos (i.e., EM más Constitución de 1917, El Centenario, La Llave y Santa Catarina). El orden de aparición y la nomenclatura siguen la propuesta de la American Ornithologist's Union (AOU 2010), y el estado migratorio local se basa en lo propuesto por Howell y Webb (1995) y lo observado por Pineda-López (2008).

Especie	E	B	J	EU	EM	EE	Total
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	RP-O				2	9	9
<i>Dendrocygna bicolor</i>	RP-O					17	17
<i>Chen caerulescens</i>	RI-O				11	11	11
<i>Aix sponsa</i>	RI				3	7	7
<i>Anas strepera</i>	RI				72	93	93
<i>Anas americana</i>	RI				101	166	166
<i>Anas platyrhynchos</i> <sup>d</sup>	RP	393	51	444	1450	4908	5352
<i>Anas discors</i>	RI	929	164	1093	2338	13382	14475
<i>Anas cyanoptera</i>	RI	273	1	274	76	390	664
<i>Anas chrypeata</i>	RI	503	198	701	4143	78337	79038
<i>Anas acuta</i>	RI	85	1	86	740	10634	10720
<i>Anas crecca</i>	RI	3266	36	3302	1330	12610	15912
<i>Aythya valisineria</i>	RI	1		1	4	68	69
<i>Aythya americana</i>	RI				1	15	15
<i>Aythya collaris</i>	RI		2	2	455	2345	2347
<i>Aythya affinis</i>	RI		1	1	105	898	899
<i>Lophodytes cucullatus</i>	RI-O				1	1	1
<i>Oxyura jamaicensis</i>	RP	593	873	1466	3786	12770	14236
<i>Gavia immer</i>	RI-O					4	4
<i>Tachybaptus dominicus</i>	RP	3	4	7	62	104	111
<i>Podilymbus podiceps</i>	RP	14	24	38	8	39	77
<i>Podiceps nigricollis</i>	RP	25	1	26	20	169	195
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	RP		6	6	1	140	146
<i>Pelecanus erythrorhynchos</i>	RI		158	158		606	764
<i>Pelecanus occidentalis</i>	O					1	1
<i>Ardea herodias</i>	RI		6	6	5	144	150
<i>Ardea alba</i>	RP	1	39	40	13	512	552
<i>Egretta thula</i>	RP		74	74	42	330	404
<i>Egretta caerulea</i>	RI					7	7

Apéndice. Continuación.

Especie	E	B	J	EU	EM	EE	Total
<i>Egretta tricolor</i>	RI					2	2
<i>Butorides virescens</i>	RP		26	26	4	9	35
<i>Nycticorax nycticorax</i>	RP		14	14	9	274	288
<i>Plegadis chihi</i>	RP	4	1	5	182	1508	1513
<i>Pandion haliaetus</i>	MT		1	1	1	6	7
<i>Porzana carolina</i>	RI		1	1	6	7	8
<i>Gallinula chloropus</i>	RP		81	81	86	190	271
<i>Fulica americana</i>	RP	314	402	716	5327	23621	24337
<i>Pluvialis dominica</i>	MT					3	3
<i>Charadrius semipalmatus</i>	RI-O					11	11
<i>Charadrius vociferus</i>	RP	40	6	46	366	788	834
<i>Himantopus mexicanus</i>	RP	299		299	53	723	1022
<i>Recurvirostra americana</i>	RP	15		15	10	170	185
<i>Jacana spinosa</i>	RP				1	8	8
<i>Actitis macularius</i>	RI	32	7	39	176	317	356
<i>Tringa solitaria</i>	RI	1		1			1
<i>Tringa melanoleuca</i>	RI	9		9	38	68	77
<i>Tringa flavipes</i>	RI				6	78	78
<i>Bartramia longicauda</i>	MT					5	5
<i>Limosa haemastica</i>	MT-O					3	3
<i>Calidris mauri</i>	RI					5	5
<i>Calidris minutilla</i>	RI	45	30	75	898	2149	2224
<i>Calidris bairdii</i>	RI	2		2	30	256	258
<i>Calidris himantopus</i>	RI					2	2
<i>Limnodromus scolopaceus</i>	RI	113		113	553	3210	3323
<i>Gallinago delicata</i>	RI		3	3	137	208	211
<i>Phalaropus tricolor</i>	MT	173		173	594	2817	2990
<i>Leucophaeus atricilla</i>	RI					12	12
<i>Leucophaeus pipixcan</i>	MT					5	5
<i>Larus delawarensis</i>	RI					46	46
<i>Sterna forsteri</i>	RI					7	7
<i>Megaceryle alcyon</i>	RI		2	2		2	4
<i>Chloroceryle americana</i>	RP					1	1
<i>Cistothorus palustris</i>	RI		16	16	14	72	88
<i>Geothlypis trichas</i>	RP		10	10	4	7	17

<sup>1</sup>Subespecie *diazi*