

## RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE LA AVIFAUNA DE DIVERSOS PARQUES DE MADRID, ESPAÑA

### RICHNESS AND ABUNDANCE OF AVIFAUNA OF SEVERAL PARKS IN MADRID, SPAIN

CRISTINA SAINZ-BORGO

*Universidad Simón Bolívar, Departamento de Biología de Organismos, Laboratorio de Ornitología, Caracas, Venezuela*

\*Correspondencia: Cristina Sainz-Borgo , E-mail: [cristinasainzb@usb.ve](mailto:cristinasainzb@usb.ve)

#### RESUMEN

La ciudad de Madrid presenta una gran cantidad de parques que conforman un complejo mosaico. El objetivo de este trabajo consistió en cuantificar la abundancia y riqueza de la avifauna de diferentes parques de Madrid, así como determinar el efecto del tamaño sobre estas, así como medir las proporciones de los gremios alimentarios en cada uno. Se realizaron censos visuales y auditivos, en seis parques ubicados en la ciudad de Madrid, entre los meses de julio y agosto de 2014 y 2015. Se realizaron un total de 10.851 avistamientos, pertenecientes a 54 especies. Las especies más abundantes fueron *Passer domesticus*, *Columba livia*, *Myiopsitta monachus*, *Turdus merula* y *Pica pica*. Las familias con mayor riqueza fueron Sylviidae y Corvidae. Existe una correlación positiva entre la riqueza y abundancia y el tamaño de cada parque. Se encontraron diferencias entre las abundancias por localidad durante cada año. Se encontró una alta correlación entre el tamaño del parque y la presencia de omnívoros, y un poco menor en los insectívoros. En todos los parques hubo un predominio de los omnívoros. El parque donde los insectívoros presentaron una mayor proporción fue Casa de Campo. Los omnívoros fueron abundantes en Fuente del Berro y Parque del Oeste. En cuanto a las abundancias, el parque con mayor cantidad de individuos fue El Retiro, seguido de Casa de Campo; mientras que los de mayor riqueza fueron Casa de Campo y El Capricho. Los resultados de este trabajo indican que hay una diferencia entre la abundancia y riqueza de los parques, así como en los gremios alimentarios predominantes, estas diferencias están altamente correlacionadas con el tamaño de parche.

**PALABRAS CLAVES:** Áreas verdes, comunidad de aves, diversidad, fauna urbana, gremios.

#### ABSTRACT

The city of Madrid has a large number of parks that conform a complex mosaic, providing a suitable space for the maintenance of an assemblage of birds. The objective of this work was to quantify the abundance and richness of birds in different parks of Madrid, as well as to determine the effect of size on these, as well as to measure the proportions of the food guilds in each one. Visual and auditive censuses were conducted in six parks located in the city of Madrid, between the months of July and August of 2014 and 2015. A total of 10,851 sightings were made, belonging to 54 species. The most abundant species were the Common Sparrow, *Passer domesticus*, the Rock Dove, *Columba livia*, the Moon Parakeet, *Myiopsitta monachus*, the Common Blackbird *Turdus merula*, and the Magpie, *Pica pica*. The richest families were Sylviidae and Corvidae. There is a positive correlation between richness and abundance and the size of each park. Differences were found between abundances per location during each year. The predominant food guilds in abundance were omnivores and insectivores. A high correlation was found between the size of the park and the presence of omnivores, and a little lower in insectivores. In all the parks there was a predominance of omnivores. The park where insectivores presented a higher proportion was Casa de Campo. Omnivores were abundant in Fuente del Berro and Parque del Oeste. In terms of abundance, the park with the largest number of individuals was El Retiro followed by Casa de Campo; while those with the greatest richness were Casa de Campo and El Capricho. The results of this work indicate that there is a difference between the abundance and richness of the parks, as well as in the predominant feeding guilds, and these differences are highly correlated with the patch size.

**KEY WORDS:** Green areas, avian community, diversity, urban fauna, guilds.

#### INTRODUCCIÓN

Los parques y zonas verdes urbanas constituyen refugios para las aves silvestres que habitan en las ciudades (Fernández-Juricic *et al.* 2001a,b). En este sentido, abordar el estudio de la biodiversidad urbana es un problema complejo que supone un enfoque donde se debe tener en cuenta la heterogeneidad de las ciudades, debido a su complejidad espacial

(Pickett *et al.* 2001). Estas áreas conforman un paisaje integrado por zonas totalmente urbanizadas, intercaladas con áreas verdes, rastrojos, herbazales, plazas y parques (Angold *et al.* 2006), donde se encuentra disponible una serie de recursos, como alimentos, agua y lugares para la anidación, así como protección ante los cambios estacionales (Muñoz *et al.* 2007).

La mayor parte de los trabajos en avifauna urbana se centran en describir las comunidades de aves asociadas a diversas áreas verdes urbanas como parques y jardines y el papel de estos en la conservación de las aves (Fernández-Juricic 2000a,b, Nielsen *et al.* 2014); encontrando que si bien pueden permitir el éxito de especies generalistas, con dietas muy flexibles y omnívoras, en general se observa una pérdida de diversidad (Clergeau *et al.* 2006), principalmente en especialistas o especies que necesiten grandes extensiones de hábitats prístinos (Marzluff *et al.* 2001, Chace y Walsh 2006, Clergeau *et al.* 2006).

Para entender la compleja dinámica de las interacciones de las aves y las condiciones urbanas se han utilizado diversos enfoques, por ejemplo aplicando la teoría de biogeografía de islas (Fernández-Juricic y Jokimäki 2001); estudiando gradientes en zonas con diferente grado de urbanización (Clergeau *et al.* 1996, Clavero y Brotons 2010); viendo el efecto de las interacciones de competencia, especies exóticas (Shochat *et al.* 2010); incluso evaluando el impacto del cambio climático (Wilby y Perry 2006, Clavero *et al.* 2011); y usando modelos matemáticos (Mimet *et al.* 2014).

La ciudad de Madrid presenta una gran cantidad de parques que conforman un complejo mosaico, brindando un espacio propicio para el mantenimiento de un ensamble de aves que pueden variar en su complejidad dependiendo de las condiciones de cada zona (Fernández-Juricic 2000a, 2002a,b, Palomino y Carrascal 2007). El objetivo de este estudio consistió en comparar la abundancia y riqueza de la avifauna de diferentes parques urbanos, y determinar su relación con el tamaño de dichos parques.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron censos en seis parques ubicados en Madrid, España: El Retiro (ER), Casa de Campo (CC), El Capricho (EC), Parque del Oeste (PO), Eva Perón (EP) y Fuente del Berro (FB) (Tabla 1), entre los meses de julio y agosto de 2014 y julio y agosto de 2015, entre las 8:00 y 10:00 h. Se hicieron siete censos por localidad de una hora de duración aproximadamente. El método utilizado fue el de transecta de 2 km de largo y 50 m de ancho en las zonas mayores de 2 ha, mientras que en las zonas menores de 2 ha se recorrió una transecta que cubría el perímetro de toda el área (Fernández-Juricic 2000a). La identificación de las aves se realizó utilizando guías de campo. Las extensiones de cada parque se obtuvieron de Fernández-Juricic (2000a) y de la página del Ayuntamiento de Madrid. Además

de las aves, se cuantificaron el número de visitantes y el número de otros vertebrados presentes en los parques, como gatos y conejos.

Con el objetivo de determinar si el tamaño del parque y el número de visitantes se encontraba relacionado con la riqueza de especies, abundancia absoluta, y abundancia por gremios, se realizó una correlación múltiple usando el software estadístico SPSS v7. Para determinar las semejanzas y diferencias entre la abundancia de las aves y los diferentes parques censados, y si esta varió a lo largo de los dos periodos de muestreo, se construyó una matriz de similitud de Bray-Curtis, mediante un modelo lineal basado en distancias de efecto fijo con las especies como columnas y los parques en las filas, para ser analizado usando el índice de semejanza ANOSIM, usando un método de permutación de residuales bajo de modelo reducido, con 999 permutaciones. Los análisis se realizaron usando el programa Primer v6 (Clark *et al.* 2014, Clarke y Gorley 2015).

Para la clasificación en gremios alimentarios se utilizaron las referencias de Fernández-Juricic (2000a).

## RESULTADOS

Durante los censos, se obtuvo un total de 10.851 avistamientos (Tabla 1), pertenecientes a 54 especies (48 en el 2014 y 36 en el 2015) y 22 familias. El parque con mayor cantidad de individuos fue ER, seguido de CC; mientras que los de mayor riqueza fueron la CC y EC (Tabla 2). Las familias con mayor riqueza fueron Sylviidae (nueve especies), Corvidae, Paridae y Fringillidae (cinco especies). Las especies más abundantes fueron el Gorrión Común (*Passer domesticus*), la Paloma Bravía (*Columba livia*), la Cotorra Argentina (*Myiopsitta monachus*), el Mirlo (*Turdus merula*) y la Urraca (*Pica pica*) (Tabla 2). Todos, excepto la Cotorra Argentina, tuvieron su mayor abundancia en ER, mientras que esta fue más abundante en PO, seguido de ER y CC.

La correlación múltiple entre el tamaño de los parques y el resto de variables cuantificadas mostró que existía un  $r$  de -0,31. Sin embargo cuando se realizaron las comparaciones pareadas usando el coeficiente de Spearman, se encontró que entre la abundancia y el tamaño de cada parque el  $r$  fue de 0,943 ( $p$ : 0,007), mientras que entre la riqueza y el tamaño del parque fue del  $r$ : 0,75 ( $p$ : 0,08). Entre el número de visitantes y la abundancia fue de 0,37 ( $p$ : 0,49) y entre el número de visitantes y riqueza de las aves fue de -0,37 ( $p$ : 0,49). Los gremios alimentarios

predominantes en abundancia fueron los omnívoros y los insectívoros. Se encontró una correlación de 0,63 ( $p$ : 0,17) entre el tamaño del parque y la presencia de insectívoros, mientras que para los omnívoros fue de 0,54 ( $p$ : 0,29), para los granívoros de -0,11 ( $p$ : 0,82), y para los herbívoros de 0,81 ( $p$ : 0,05). Los carnívoros no presentaron datos suficientes para realizar la correlación.

En todos los parques hubo un predominio de los omnívoros, pero en el resto de gremios el patrón de abundancia varió en cada parque. En EP predominaron los omnívoros y generalistas, mientras que en EC además del predominio de los omnívoros, hubo abundancia de los insectívoros. El parque donde los insectívoros presentaron una mayor proporción fue CC. Los omnívoros fueron abundantes en FB y PO; este gremio se encuentra representado fundamentalmente por el mirlo.

El análisis de similitud de Bray-Curtis (Tabla 3) mostró que no existieron diferencias significativas entre las abundancias de las localidades, ni en las abundancias entre ambos años; sin embargo, se encontraron diferencias entre las abundancias por

localidad durante cada año. Cuando se estimaron los componentes de la variación observada, se encontró que la mayor variación era aportada por la interacción de las variables localidad por año (563,5), localidad (491,4) y por último el año, que aportaba una variación menor (62,1). Este resultado es consistente con el análisis de similitud de Bray-Curtis, que indica una correlación entre las localidades y el año. La gráfica de escalado multidimensional (*multidimensional scaling*) de dicho análisis (Fig. 1) indicó que había agrupamiento de las abundancias de las localidades EC y ER, mientras que los parques FB, EP, CC y PO se encuentran dispersos.

Al realizar las pruebas pareadas para ver diferencias entre las abundancias de aves en las localidades, observamos que, exceptuando EP y FB, y EP y PO, el resto de las comparaciones indican similitud entre los parques. Siendo las que presentaron un  $p$ -valor menor EC y CC y EC y ER ( $p < 0,001$ ). La tabla de similitud entre grupos sugiere que los parques más semejantes son el PO y FB (67,03), seguidos de PO y CC.

Tabla 1. Lista de las especies de aves observadas durante la realización de los censos en los años 2014 y 2015 en la ciudad de Madrid, España.

Especie	Gremio	2014	2015	Capricho	Casa de Campo	El Retiro	Eva Perón	Fuente del Berro	Parque del Oeste
<i>Anas platyrhynchos</i>	H	48	72	8	55	35		7	6
<i>Ardea cinerea</i>	C	0	1	1					
<i>Egretta garzetta</i>	C	2	0		1				
<i>Circus aeruginosus</i>	C	1	1		1				
<i>Gallinula chloropus</i>	MI	1	0		1				
<i>Vanellus vanellus</i>	I	1	0		1				
<i>Columba livia</i>	G	593	746	66	185	679	114	203	904
<i>Columba palumbus</i>	G	145	167	13	16	33	7	24	85
<i>Streptopelia decaocto</i>	G	57	157	32	102	36	13	19	9
<i>Myiopsitta monachus</i>	G	514	313	25	290	55	23	53	381
<i>Apus sp.</i>	I	1	0						1
<i>Upupa epops</i>	I	3	11		14				
<i>Merops apiaster</i>	I	1	1			2			
<i>Dendrocopos major</i>	I	3	3		6				
<i>Picus viridis</i>	I	11	8		7	1			4
<i>Hirundo rustica</i>	I	85	26	58	8	1		22	4
<i>Delichon urbicum</i>	I	12	6	12	29	1		4	7
<i>Motacilla alba</i>	I	0	1			1			
<i>Motacilla flava</i>	I	2	0					2	
<i>Troglodytes troglodytes</i>	I	4	0		4				
<i>Erithacus rubecula</i>	I	22	12	13	8				
<i>Turdus sp.</i>	I	4	0						
<i>Turdus merula</i>	O	470	285	85	169	76	42	95	98
<i>Phylloscopus bonelli</i>	I	1	0	1					
<i>Phylloscopus collybita</i>	I	4	0	4					
<i>Hippolais polyglotta</i>	I	0	3	1	1				1
<i>Cettia cetti</i>	I	0	9	1	1	1		1	1

Cont. Tabla 1

Especie	Gremio	2014	2015	Capricho	Casa de Campo	El Retiro	Eva Perón	Fuente del Berro	Parque del Oeste
<i>Phylloscopus</i> sp	I	2	0			2			
<i>Sylvia atricapilla</i>	I	0	1		1				
<i>Sylvia</i> sp	I	2	0	1	1				
<i>Luscinia megarhynchos</i>	I	3	2		4				1
<i>Ficedula hypoleuca</i>	I	4	18	8	13		1		
<i>Muscicapa striata</i>	I	1	0		1				
<i>Aegithalus caudatus</i>	I	1	20		15	6			
<i>Parus major</i>	I	43	54	17	30	20	5	8	17
<i>Periparus ater</i>	I	5	2	2		2	1	1	1
<i>Cyanistes caeruleus</i>	I	42	20		30	18	8	3	3
<i>Lophophanes cristatus</i>	I	0	1		1				
<i>Poecile</i> sp	I	0	2		1				1
<i>Sitta europaea</i>	I	2	0		2				
<i>Certhia brachydactyla</i>	I	17	12	9	11	2		1	6
<i>Corvus corone</i>	O	10	1	11					
<i>Corvus monedula</i>	O	0	12	6	6				
<i>Corvus corax</i>	O	12	0	1	11				
<i>Pica pica</i>	O	301	300	27	237	138	7	26	91
<i>Sturnus unicolor</i>	O	43	264	131	45	97			53
<i>Passer domesticus</i>	O	753	944	57	317	841	188	409	116
<i>Passer montanus</i>	G	7	0			4	2		1
<i>Petronia petronia</i>	G	8	0	4					4
<i>Fringilla coelebs</i>	G	7	55	9	38				15
<i>Carduelis carduelis</i>	G	1	0	1					
<i>Serinus serinus</i>	G	34	2	3		1	2		30
<i>Chloris chloris</i>	G	1	2				1	1	1
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	G	2	2	2	2				
Insectívoros (I)		57,4%							
Granívoros (G)		19,0%							
Frugívoros (F)		12,5%							
Macrofitos acuáticos (MA)		7,0%							
Carnívoros (C)		5,6%							
Omnívoros (O)		5,4%							
Herbívoros (H)		5,4%							

Tabla 2. Características de los parques y número total de aves y especies contabilizadas durante los censos en los años 2014 y 2015 en la ciudad de Madrid, España.

Parque	Área (ha)	Núm. visitantes	Abundancia		Riqueza	
			2014	2015	2014	2015
Capricho	14	5	242	392	30	21
Casa de Campo	1700	40	797	921	31	29
El Retiro	118,2	150	1.042	1.050	19	16
Eva Perón	14	58	133	281	10	9
Fuente del Berro	21	88	608	239	17	11
Parque del Oeste	30	20	722	339	21	10

Tabla 3. Resultados (Marginal Tests) del modelo lineal basado en distancias.

Fuente	GL	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Permutaciones
localidad	5	33772	6754,4	1,8985	0,0539	9925
año	1	2397,3	2397,3	1,799	0,0652	9937
localidad x año	4	13192	3297,9	2,4748	0,0002	9891
Residuales	31	41309	1332,6			
Total	41	91526				

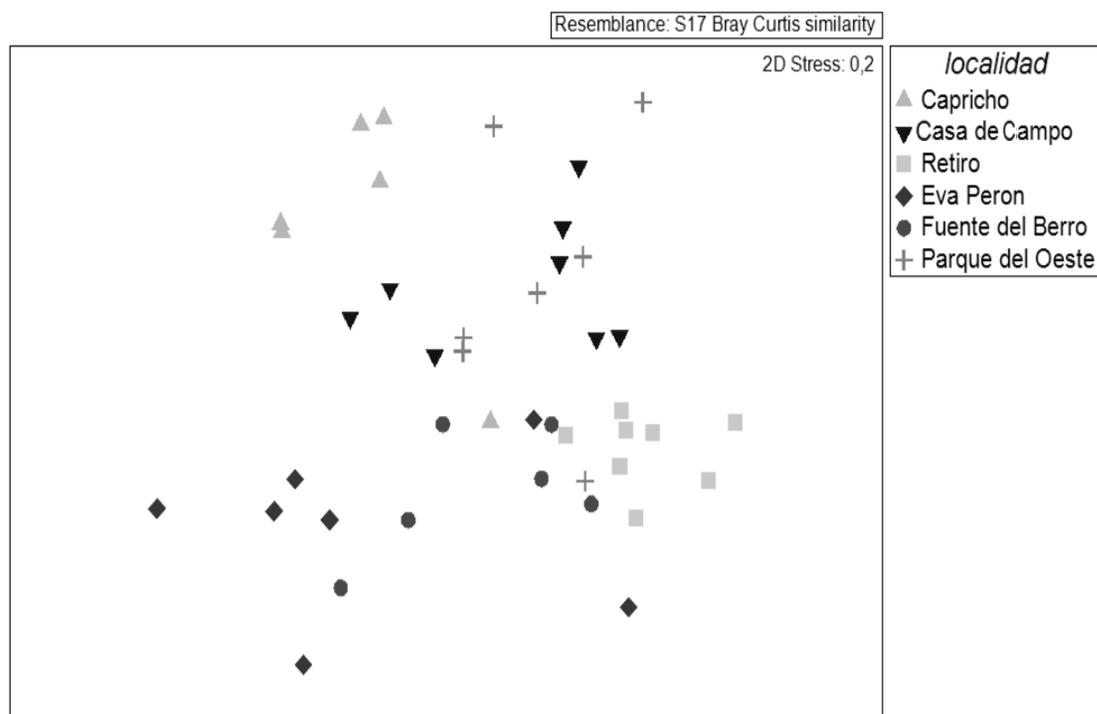


Figura 3. Gráfica de escalado multidimensional del análisis de similitud de Bray-Curtis para diversas variables de los parques estudiados durante los censos en los años 2014 y 2015 en la ciudad de Madrid, España.

## DISCUSIÓN

La correlación observada entre abundancia y riqueza de aves con el tamaño del parque coincide con la abundante evidencia de que el tamaño de un parche es uno de los factores que afectan a la comunidad de aves, lo cual ocurre también en ecosistemas urbanos, donde parches de mayor tamaño presentan mayor cantidad de aves (Van Dorp y Opdam 1987, Fernández-Juricic 2000a, Shake *et al.* 2012, Strohbach *et al.* 2013, Nielsen *et al.* 2014).

Las especies más abundantes, como el mirlo, el gorrión común o la paloma, son aves generalistas que se adaptan fácilmente a las condiciones de los hábitats urbanos (Clergueau *et al.* 2006); lo cual

evidencia el aprovechamiento de estas especies de los recursos de naturaleza antropogénica, fundamentalmente el alimento. Cada una de estas especies cumple con los criterios planteados por Kark *et al.* (2007) sobre los explotadores de hábitats urbanos (omnívoros, granívoros o insectívoros aéreos): especies gregarias, nidificantes en cavidades, y con comportamientos flexibles. Sin embargo, cada especie se encuentra influenciada por diferentes factores. Por ejemplo, la urraca es uno de los principales depredadores del mirlo (Fernández-Juricic y Tellería 1999, 2000), así que la abundancia de urracas probablemente impacta en las poblaciones de estos. En este sentido, los mirlos son un caso interesante de estudio, ya que se ha detectado un incremento en sus poblaciones en los centros urbanos

a lo largo de los últimos 150 años (Luniak y Mulsow 1988). Adicionalmente, estudios fisiológicos han revelado que los mirlos en hábitats urbanos producen menores cantidades de hormona (corticosterona) en respuesta al estrés, que los individuos que viven en zonas prístinas (Partecke *et al.* 2006).

La comparación entre la abundancia de aves de los diversos parques arrojó que la mayor fuente de variabilidad provenía de las diferencias entre parques, y que existía una alta correlación entre el tamaño de los mismos y la abundancia observada. Estos resultados han sido consistentes con estudios comparativos de zonas verdes urbanas de diferentes tamaños donde la mayor abundancia y riqueza se encontró en las zonas de mayor tamaño (Strohbach *et al.* 2013). Los gremios dominantes fueron los omnívoros, granívoros e insectívoros, mostrando una fuerte correlación positiva entre el tamaño de los parques y la abundancia. Se ha encontrado en numerosos estudios en zonas urbanas una disminución de insectívoros en parches pequeños e intervenidos (Fernández-Juricic 2002a, Chace y Walsh 2006), lo cual fue observado también en este estudio. Por otra parte, no se observó una correlación entre el tamaño del parche y la presencia de granívoros, pero es de resaltar que los parques pequeños presentaron una mayoría de especies generalistas o granívoras. Un factor importante a tomar en cuenta es que los censos se realizaron durante el verano, donde son abundantes los insectívoros, a diferencia del invierno donde el endurecimiento de las condiciones climáticas provoca una disminución de diversas especies, principalmente del gremio de los insectívoros (Santos y Tellería 1985, Senar y Borrás 2004).

Cuando se compararon las semejanzas entre parques, los más parecidos entre sí fueron PO y FB, los cuales presentaron algunas variables ambientales en común, como presencia de árboles maduros, si bien FB sufre una mayor presión antrópica, dada la cantidad de visitantes que recibe. En cambio, era de esperar una mayor semejanza entre FB y el EP, ya que están separados apenas un kilómetro. Esto evidencia que más que la cercanía geográfica, son otras variables, como composición de la vegetación y el tamaño del parque, los que pueden determinar la composición de la avifauna. El siguiente par de localidades con mayor semejanza fueron PO y CC, los cuales al encontrarse conectados con calles arboladas, estas probablemente se encuentran actuando como corredores ecológicos (Fernández-Juricic 2000a). Por otra parte, la estructura del PO es favorable para albergar una mayor diversidad que el resto. Una de estas características es la presencia de

pequeños riachuelos y cuerpos de agua, y de cajas nido, que favorecen a especies que nidifican en cavidades.

En cuanto a la composición del ensamblaje observado, es de destacar la poca presencia de Accipitriformes, solo el Aguilucho Lagunero, observado en CC, debido a que fue un solo registro, es algo anecdótico, quizás se trataba de un individuo que se encontraba de paso. En el caso Carbonero Garrapinos *Periparus ater* y Herrerillo Capuchino *Lophophanes cristatus*, se observaron en su mayoría en CC y EC, y en ambos hay una menor perturbación humana que el resto de los parques, lo mismo ocurrió para el Pico Picapinos *Dendrocopos major*, cuyas mayores abundancias fueron en CC, lo cual concuerda con lo encontrado por Jokimäki y Suhonen (1998), de que estas especies estaban relacionadas negativamente con la presencia humana; además, son especies asociadas a bosques maduros (Carrascal 1986, Martínez-Jauregui *et al.* 2016), lo cual es un indicativo de la importancia de los bosques relictos de la zona de casa de campo para la sobrevivencia de estas especies.

La presencia de áreas verdes de gran tamaño en las ciudades proporciona espacio para la presencia de una mayor diversidad de aves y de gremios especializados como los insectívoros. Por otra parte, debido a la complejidad espacial de las ciudades, en zonas de urbanización intermedia, se puede dar un máximo de diversidad (Marzluff 2001, Chace y Walsh 2006). Las comunidades de aves urbanas se encuentran determinadas por la complejidad estructural, la riqueza de las especies con respecto a vegetación boscosa y alimentación suplementaria (Evans *et al.* 2009, Nielsen *et al.* 2014). En el caso de este estudio, solo encontramos fragmentos de bosques en Casa de Campo, en este sentido, si bien no había bosques, en El Retiro se encuentran abundantes zonas arboladas, así como en EC.

La perturbación urbana puede ser de diferentes tipos, desde el cambio y transformación del paisaje, hasta la presencia de personas, el cual se ha comprobado que disminuye la abundancia de las aves (Fernández-Juricic *et al.* 2001a,b, Patón *et al.* 2012); sin embargo algunas especies se ven favorecidas por esta, por ejemplo para la urraca, el gorrión y la paloma, cuyas abundancias se encuentran correlacionadas con la densidad urbana (Jokimäki y Suhonen 1998). Adicionalmente en ambos parques hay gran presencia de perros junto con sus dueños, lo cual puede hacer aún mayor impacto. Otro factor de perturbación fue la presencia de gatos callejeros, se ha documentado el impacto que causan estos

animales en las poblaciones de aves (Thomas *et al.* 2012, Blancher 2013), en especial para el Gorrión Común y el Estornino *Sturnus vulgaris* (Crick *et al.* 2002, 2003). Los gatos se observaron solamente en El Retiro, por lo cual es un factor a tomar en cuenta.

Determinar los factores que afectan la abundancia y riqueza de las aves en los parques urbanos es complejo, ya que hay muchas variables que pueden estar actuando; aunque al mismo tiempo cada día hay más información disponible proveniente de estudios descriptivos en este campo. Los resultados de este trabajo indican que hay una diferencia entre la abundancia y riqueza de los parques, así como en los gremios alimentarios predominantes, estas diferencias están altamente correlacionadas con el tamaño de parche, y la presencia humana.

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANGOLD PG, SADLER JP, HILL MO, PULLIN A, RUSHTON S, AUSTIN K, THOMPSON, K. 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Sci. Total Environ.* 360:196-204.
- BLANCHER P. 2013. Estimated number of birds killed by house cats (*Felis catus*) in Canada. *Avian Conserv. Ecol.* 8(2):3.
- CARRASCAL LM. 1986. Estructura de las comunidades de aves de las repoblaciones de *Pinus radiata* del País Vasco. *Sociedad de Ciencias Aranzadi. Munibe.* 38:3-8.
- CHACE JF, WALSH JJ. 2006. Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape Urban Plan.* 74:46-69.
- CLARKE KR, GORLEY RN. 2015. PRIMER v7: User Manual/Tutorial. Plymouth: PRIMER-E. Publicación Electrónica: [www.primer-e.com/Primary\\_papers.htm](http://www.primer-e.com/Primary_papers.htm).
- CLARKE KR, GORLEY RN, SOMERFIELD PJ, WARWICK, RM. 2014. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3ra edición. PRIMER-E: Plymouth.
- CLAVERO M, BROTONS L. 2010. Functional homogenization of bird communities along habitat gradients: accounting for niche multidimensionality. *Glob. Ecol. Biogeog.* 19(5):684-696.
- CLAVERO M, VILLERO D, BROTONS L. 2011. Climate change or land use dynamics: Do we know what climate change indicators indicate? *PLoS ONE.* 6:e18581.
- CLERGEAU P, SAVARD, JPL, MENNECHEZ, G. 1996. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor.* 100(3):413-425.
- CLERGEAU P, CROCI S, JOKIMÄKI J, KAISANLAHTI-JOKIMÄKI ML, DINETTI M. 2006. Avifauna homogenization by urbanization: analysis at different European latitudes. *Biol. Conserv.* 127(3):336-344.
- CRICK HPQ, MARCHANT JH, NOBLE DG, BAILLIE SR, BALMER DE, BEAVEN LP, COOMBES RH, DOWNIE IS, FREEMAN SN, JOYS AC, LEECH DI, RAVEN MJ, ROBERTSON RA, APPLETON GF, CLARK NA, RICKARD AD. 2002. Investigation into the causes of the decline of starlings and house sparrows in Great Britain. A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs by a consortium led by the British Trust for Ornithology, DEFRA, Bristol, UK, pp. 303.
- CRICK HPQ, MARCHANT JH, NOBLE DG, BAILLIE SR, BALMER DE, BEAVEN LP, COOMBES RH, DOWNIE IS, FREEMAN SN, JOYS AC, LEECH DI, RAVEN MJ, ROBINSON RA, THEWLIS RM. 2003. Breeding birds in the wider countryside: their conservation status 2003 - trends in numbers and breeding performance for UK birds. Thetford: British Trust for Ornithology.
- DE JUANA E, VARELA JM. 2000. Guía de las aves de España: Península, Baleares y Canarias. Lynx, Barcelona, España, pp. 255.
- EVANS KL, NEWSON SE, GASTON KJ. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis.* 151(1):19-39.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E. 2000a. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. *Ecol. Res.* 15:373-383.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E. 2000b. Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *Condor.* 102:247-255.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E. 2002a. Nested patterns of species distribution and winter flock occurrence of insectivorous birds in a fragmented landscape.

- Ecoscience. 9(4):450-458.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E. 2002b. Can human disturbance promote nestedness? A case study with birds in an urban fragmented landscape. *Oecologia*. 131(2):269-278.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E, TELLERÍA JL. 1999. Recruitment patterns of blackbirds (*Turdus merula*) in urban fragmented populations. *Ardeola*. 46(1):61-70.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E, TELLERÍA JL. 2000. Effects of human disturbance on spatial and temporal feeding patterns of Blackbird *Turdus merula* in urban parks in Madrid, Spain. *Bird Study*. 47(1):13-21.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E, JOKIMÄKI J. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiver. Conserv.* 10:2023-2043.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E, JIMÉNEZ MD, LUCAS E. 2001a. Bird tolerance to human disturbance in urban parks of Madrid (Spain): Management implications. *In: MARZLUFF JM, BOWMAN RR, DONNELLY R. (eds.). Avian ecology and conservation in an urbanizing world.* Springer, New York, USA, pp. 259-273.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E, JIMÉNEZ MD, LUCAS E. 2001b. Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. *Environ. Conserv.* 28(3):263-269.
- JOKIMÄKI J, SUHONEN J. 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landsc. Urban Plan.* 39(4):253-263.
- KARK S, IWANIUK A, SCHALIMTZEK A, BANKER E. 2007. Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *J. Biogeog.* 34(4):638-651.
- LUNIAK M, MULSOW R. 1988. Ecological parameters in urbanization of the European blackbird. *In: TOMIALOJC L, GEHLBACH FR. (Eds.). Avian population responses to man-made environments. Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologica, Ottawa, Canada, pp. 1787-1793.*
- MARTÍNEZ-JAUREGUI M, DÍAZ M, DE RON DS, SOLIÑO M. 2016. Plantation or natural recovery? Relative contribution of planted and natural pine forests to the maintenance of regional bird diversity along ecological gradients in Southern Europe. *Forest. Ecol. Manag.* 376:183-192.
- MARZLUFF JM. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. *In: MARZLUFF JM, BOWMAN R, DONNELLY R. (Eds.). Avian ecology and conservation in an urbanizing world.* Springer, New York, USA, pp. 19-38.
- MARZLUFF JM, BOWMAN R, DONNELLY R. 2001. A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. *In: MARZLUFF JM, BOWMAN R, DONNELLY R. (Eds.). Avian ecology and conservation in an urbanizing world.* Springer, New York, USA, pp. 1-17.
- MIMET A, MAUREL N, PELLISSIER V, SIMON L, JULLIARD R. 2014. Towards a unique landscape description for multi-species studies: A model comparison with common birds in a human-dominated French region. *Ecol. Indic.* 36:19-32.
- MUÑOZ MC, FIERRO-CALDERÓN K, RIVERA-GUTIÉRREZ HF. 2007. Las aves del campus de la Universidad del Valle, una isla verde urbana en Cali, Colombia. *Ornitol. Colomb.* 5:5-20.
- NIELSEN AB, VAN DEN BOSCH M, MARUTHAVEERAN S, VAN DEN BOSCH CK. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: a review of empirical evidence. *Urban Ecosyst.* 17(1):305-327.
- PALOMINO D, CARRASCAL LM. 2007. Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landsc. Urban Plan.* 83(4):268-274.
- PARTECKE J, SCHWABL I, GWINNER E. 2006. Stress and the city: Urbanization and its effects on the stress physiology in European blackbirds. *Ecology.* 87(8):1945-1952.
- PATÓN D, ROMERO F, CUENCA J, ESCUDERO JC. 2012. Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. *Landsc. Urban Plan.* 104(1):1-8.
- PICKETT ST, CADENASSO ML, GROVE JM, NILON CH, POUYAT RV, ZIPPERER WC, COSTANZA R. 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 32(1):127-

157.

- SANTOS T, TELLERÍA JL. 1985. Patrones generales de la distribución invernal de passeriformes en la Península Ibérica. *Ardeola*. 32(1):17-30.
- SENAR JC, BORRÁS A. 2004. Sobrevivir al invierno: estrategias de las aves invernantes en la Península Ibérica. *Ardeola*. 51(1):133-168.
- SHAKE CS, MOORMAN CE, RIDDLE JD, BURCHELL MR. 2012. Influence of patch size and shape on occupancy by shrubland birds. *Condor*. 114(2):268-278.
- SHOCHAT E, LERMAN SB, ANDERIES JM, WARREN PS, FAETH SH, NILON CH. 2010. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*. 60(3):199-208.
- STROHBACH MW, LERMAN SB, WARREN PS. 2013. Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston. *Landsc. Urban Plan.* 114:69-79.
- THOMAS RL, FELLOWES MD, BAKER PJ. 2012. Spatio-temporal variation in predation by urban domestic cats (*Felis catus*) and the acceptability of possible management actions in the UK. *PLoS ONE*. 7:e49369.
- VAN DORP D, OPDAM PFM. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landsc. Ecol.* 1:59-73.
- WILBY RL, PERRY GL. 2006. Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK. *Prog. Phys. Geog.* 30(1):73-98.