

# AVES NIDIFICANTES DE LOS JARDINES DE BARCELONA

X. BATLLORI & F. URIBE

Batllori, X. & Uribe, F., 1988. Aves nidificantes de los jardines de Barcelona. *Misc. Zool.*, 12: 283-293.

*Breeding birds in the parks of Barcelona.* — Breeding birds in seven parks of Barcelona (Spain) were censused from 1986 to 1989. Relationships between avian densities and tree composition, garden size, situation in the city and uses of these parks are discussed. Statistical analysis shows the influence of the artificiality degree of parks (presence of exotic plant species and non natural elements) on the diversity and composition of the breeding bird communities.

Key words: Urban Park, Birds.

(Rebut: 6 II 89)

Xavier Batllori & Francesc Uribe, Museu de Zoologia de Barcelona, Ap. Correus 593, 08080 Barcelona, Espanya.

## INTRODUCCIÓN

La avifauna nidificante en los medios urbanos y suburbanos está influenciada tanto por aquellos factores que habitualmente afectan a las comunidades orníticas de los ambientes "naturales" como por el grado y las características de la urbanización (BEISSINGER & OSBORNE, 1982; CHIBA, 1977; COUSINS, 1982; LANCASTER & REES, 1979).

Normalmente se observa en las ciudades la presencia de una serie de gradientes de mayor a menor artificialidad partiendo de los núcleos de crecimiento urbanístico. La vegetación, no obstante, puede seguir pautas disruptoras, que encuentran su énfasis en los parques y jardines urbanos, áreas en las que la diversidad biológica aumenta al actuar como polos de atracción de animales.

Aparte de factores naturales, tales como el crecimiento y la sucesión espontánea, la vegetación urbana está fuertemente interferida por decisiones humanas que afectan tanto al tamaño de la zona verde como a la estructura, biomasa y composición vegetales. Por el contrario, la fauna urbana no está controlada directamente por el hombre sino que se forma por inmigración o por sucesión ecológica (ANDRZEJEWSKI, 1982).

Se ha observado que la avifauna de los jardines muestra dependencia respecto al tamaño y perímetro de la zona verde, la importancia y composición del estrato arbóreo, el estado de la vegetación arbustiva y herbácea, la existencia de espacios para cría, las posibilidades de acceso al agua y la presencia de poblaciones animales sinurbanizadas. Estas circunstancias crean posibilidades de gestión de la ornitofauna de las áreas verdes urbanas, de acuerdo con las funciones ecológicas y sociales de estas zonas (LUNIAK, 1982, 1983; SUHONEN & JOKIMÄKI, 1988).

Las poblaciones de aves de las ciudades centroeuropeas y británicas han sido extensamente estudiadas (BOZSKO, 1985; DEJONGHE, 1983; LUNIAK, 1983; RAVUSSIN & MELLINA, 1979). En la Península Ibérica, por otra parte, se han realizado algunos trabajos de tipo descriptivo en jardines de Barcelona (BALCELLS, 1960; BALCELLS & DOMENECH, 1965) y estudios más completos en otras ciudades españolas como Madrid (ALONSO & PURROY, 1979), Pamplona (ZUGARRONDO et al., 1986) y León (ALEGRE et al., 1987), en este último caso limitado a la fauna invernante.

El objetivo del presente trabajo es determinar la composición de las comunidades de

aves nidificantes en los principales parques de la ciudad de Barcelona y estudiar las relaciones entre la avifauna y las características más relevantes de dichos parques, centrandolo la atención en el arbolado. Con ello se pretende contribuir a una gestión de las zonas verdes que tenga en cuenta también la fauna ocupante.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se han seleccionado siete parques urbanos de Barcelona caracterizados por tener una superficie comprendida entre 7 y 17 ha. y un estrato arbóreo bien desarrollado. Las zonas verdes con una superficie inferior a 4 ha no se han considerado, dada la elevada propor-

Tabla 1. Descripción de los parques estudiados: COren. Castell de l'Oreneta; ELabe. El Laberint; LHeur. Les Heures; PPedr. Palau Reial de Pedralbes; PGüel. Parc Güell; PGuin. Parc del Guinardó; LCiut. La Ciutadella. SUP está expresada en ha, DBO y DMA en Km y el resto de parámetros como grado de cobertura en ‰ por mil. QCE incluye *Q. pubescens*. Status de las especies arbóreas (Catalunya): A. Autóctona; N. Naturalizada; E. Exótica. Algunas especies de *Tilia* son nativas.

Description of studied parks. SUP in ha, DBO and DMA in Km and the other parameters as degree of coverage per thousand. SUP. Surface; SPL. Surface with vegetation; SCE. Grass area; DBO. Distance to the forest that surrounds the city; DMA. Distance to Mediterranean Sea; DEN. Tree density. QCE includes *Q. pubescens*. Tree species status (Catalonia): A. Native; N. Naturalized; E. Exotic. Some *Tilia* species are native.

	COren	Elabe	LHeur	PPedr	PGüel	PGuin	LCiut	
SUP Superficie censada	15,2	10,0	7,3	7,3	14,0	11,5	17,0	
SPL Superficie plantada	851,5	720,0	989,0	581,0	782,3	895,7	364,7	
SCE Superficie césped		24,0		62,0		17,0	196,0	
DBO Distancia al bosque				1,0	1,8	2,6	5,4	
DMA Distancia al mar	6,1	6,9	6,9	5,0	4,3	3,9	0,6	
CED <i>Cedrus ssp</i>	0,7	12,4	25,4	55,1	10,3	67,5	5,2	E
PHA <i>Pinus halepensis</i>	42,0	173,2	145,7	75,9	237,7	200,2	5,8	A
PPI <i>Pinus pinea</i>	107,7	60,2	31,8	45,9	54,5	80,2		N
CSE <i>Cupressus sempervirens</i>	1,2	6,8	1,5	6,6	2,4	2,9	2,1	E
CMA <i>Cupressus macrocarpa</i>	2,4	1,5	0,1	36,1	10,3	6,1	2,6	E
PAL <i>Populus alba</i>		0,3	0,3				31,7	A
QIL <i>Quercus ilex</i>	23,1	99,9	45,0	23,2	2,4	2,2	3,5	A
QCE <i>Quercus cerritoides</i>	1,1	37,6	30,4	3,8	6,0			A
UMI <i>Ulmus minor</i>	6,4	12,6	36,9	3,3	0,8	1,4	11,6	A
CAU <i>Celtis australis</i>	3,4	0,4	0,7		7,9		8,2	N
LNO <i>Laurus nobilis</i>	4,7	34,3	33,6	13,8	5,9	1,0	16,8	A
PHY <i>Platanus hybrida</i>		8,1	54,4	1,7	3,8	0,3	46,0	E
CSI <i>Cercis siliquastrum</i>		0,4	17,2	2,7	0,3	0,7	2,4	E
CSL <i>Ceratonia siliqua</i>	12,1	1,3	0,3	5,0	14,3	11,4		A
RPS <i>Robinia pseudoacacia</i>	3,4	17,5	50,9	5,7	2,5	1,1	10,6	N
TSP <i>Tipuana speciosa</i>		4,9		4,6	1,0	0,4	11,4	E
AHI <i>Aesculus hippocastanum</i>		3,6	4,3	0,3			13,9	E
TIL <i>Tilia spp</i>	0,5	24,3	19,6	33,8			43,2	F
LJA <i>Ligustrum japonicum</i>	1,3	0,1	8,1	10,4	11,8		0,4	E
OEU <i>Olea europaea</i>	20,3	2,1	3,6	1,3	17,0	1,1		A
PHO <i>Phoenix ssp</i>	0,5	1,2	3,5	1,4	6,9		15,3	E
DEN Densidad arbolado	258,9	543,3	541,5	379,1	414,3	391,5	288,1	

ción de aves que visitan las mismas proveenientes de los alrededores (LUNIAK, 1983). Asimismo, y con objeto de que los datos fueran lo más homogéneos posible, se ha evitado censar áreas completamente desprovistas de árboles.

Para cada uno de los parques estudiados se han calculado 27 variables descriptoras (tabla 1). Se han incluido parámetros generales de cada jardín, como superficie censada, proporción de superficie plantada y de césped y la posición del jardín respecto a dos factores influyentes en Barcelona como son el mar y la franja de bosque (Serra de Collserola) que rodea en parte la ciudad. Los otros parámetros hacen referencia al estrato arbóreo. Estos datos, expresados en grado de cobertura, se han calculado agrupando los pies arbóreos (vegetación leñosa con  $h > 4\text{m}$ ) por especies o géneros y por diámetros de copa, estimando a continuación los valores medios de estos últimos. Todas estas variables han sido normalizadas seguidamente a  $\bar{x} = 0$  y  $\sigma = 1$ .

La avifauna nidificante en los parques estudiados fue censada durante los años 1986 a 1989 (por X.B.) empleando la modificación del método del taxiado descrita por ALONSO & PURROY (1979) y con una velocidad de censo de unas 3-4 ha/h.

Como resultado del censo para cada especie/parque/año se ha tomado el número máximo de individuos observado en alguna de las visitas efectuadas con anterioridad a la salida de los pollos de los nidos. Los contactos territoriales se han contabilizado, excepto para las aves coloniales, como dos individuos. Algunas especies particularmente escasas se han censado directamente por localización de las parejas sobre la superficie del parque, y la Gaviota Argéntea *Larus cachinnans* en base al número de nidos.

Cada temporada de cría (primeras polladas, marzo-junio) se han visitado las respectivas áreas de estudio un mínimo de tres veces (normalmente cuatro-seis) en un horario comprendido entre las 6,30 y las 13,30 h. (hora solar).

La matriz final de datos se ha obtenido

promediando los valores de los cuatro censos realizados para cada especie/parque/año, normalizando a continuación los valores obtenidos a  $\bar{x} = 0$  y  $\sigma = 1$ . Se han excluido las especies semidomésticas o asilvestradas, algunas de las cuales ya han sido estudiadas con anterioridad (BATLLORI & NOS, 1985; URIBE et al., 1984), los Estrigiformes, a causa de los horarios de censo, y el Vencejo Común *Apus apus* por falta de un método de censo fiable.

El análisis estadístico ha consistido, en primer lugar, en calcular las correlaciones simples entre los parámetros de hábitat de los parques y las densidades de aves. Además, se ha aplicado un Análisis de Componentes Principales (ACP) a las variables de los jardines. Sobre el espacio creado por los factores del ACP se han proyectado los valores de las densidades orníticas calculando las correlaciones entre aquéllos y éstas (ROTEBERRY & WIENS, 1980). Los valores de diversidad de aves y de árboles se han calculado mediante el índice de Shannon-Weaver (MARGALEF, 1976) y la biomasa ornítica se ha estimado a partir de los pesos promedio consultados en BLONDEL (1969) y CRAMP (1985).

## RESULTADOS

### Avifauna nidificante

La tabla 2 muestra la composición promedio de las comunidades de aves nidificantes de los parques estudiados. Se han detectado 36 especies presumiblemente nidificantes, de las que 33 crían con seguridad en alguno de los parques y tres, el Críalo *Clamator glandarius*, el Cuco *Cuculus canorus* y el Ruiseñor Bastardo *Cettia cetti* son reproductores probables.

Analizando la tabla anterior se observa que las diez especies más abundantes son sedentarias; de hecho, las comunidades objeto de estudio están dominadas por aves pertenecientes a esta categoría, que suponen el 64% de las especies, y en el caso menos favorable, el 80% de la densidad total.

Tabla 2. Valores promedio de la avifauna nidificante (1986-89) para cada parque, en individuos/10 ha. +: presencia de la especie en años diferentes (1980-85) a los incluidos en el estudio; m: Macho cantor sin aparear. Clasificación fenológica: S. Sedentarios y erráticos locales; T. Temporales. Clasificación trófica (época de cría): P. Polílagos; I. Insectívoros; G. Granívoros.

Average values of breeding bird populations (1986-89) of studied parks, in birds/10 ha. +: presence of the species in years 1980-85; m. Single singing male. Phenology: S. Sedentaries; T. Temporals. Primary food habits (breeding season): P. Omnivorous; I. Insectivorous; G. Seed-eater.

	COren	Elabe	LHeur	PPedr	PGüel	PGuin	LCiut	
LCA <i>Larus cachinnans</i>							2,9	S P
SDE <i>Streptopelia decaocto</i>					m			S G
CGL <i>Clamator glandarius</i>		0,5						T I
CCN <i>Cuculus canorus</i>	0,3	+	2,1					T I
UEP <i>Upupa epops</i>	3,0	4,0	3,4	0,7	0,7	1,7		T I
JTO <i>Jynx torquilla</i>	1,3	2,0	4,1	+	0,4			T I
PVI <i>Picus viridis</i>		+	2,7					S I
HRU <i>Hirundo rustica</i>		3,0						T I
MCI <i>Motacilla cinerea</i>		2,0	0,7				1,2	S I
MAL <i>Motacilla alba</i>							+	S I
TTR <i>Troglodytes troglodytes</i>	1,3	5,0	10,3					S I
ERU <i>Erythacus rubecula</i>		7,5	8,2				2,9	S I
LME <i>Luscinia megarhynchos</i>	8,2	6,5	23,4		2,1	1,3		T I
PPH <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1,3		0,7			0,4		T I
TME <i>Turdus merula</i>	6,9	23,5	22,7	13,0	11,8	13,9	46,5	S P
CCE <i>Cettia cetti</i>	0,3						0,3	S I
HPO <i>Hippolais polyglotta</i>	2,3	1,0	2,1		0,7	+		T I
SME <i>Sylvia melanocephala</i>	15,5	4,0	6,9	4,8	10,4	10,4		S I
SBO <i>Sylvia borin</i>			2,7					T I
SAT <i>Sylvia atricapilla</i>	7,9	23,0	29,5	11,7	10,4	10,9	2,9	S I
PBO <i>Phylloscopus bonelli</i>	3,3	6,0	9,6		+	0,9		T I
PCO <i>Phylloscopus collybita</i>						m		S I
RIG <i>Regulus ignicapillus</i>	5,9	15,0	15,8	5,5	3,9	3,1		S I
MST <i>Muscicapa striata</i>	2,6	13,0	11,7	3,4	2,1	6,5	5,0	T I
ACA <i>Aegithalos caudatus</i>	5,9	8,5	10,3	3,4	5,0	2,2	1,2	S I
PCR <i>Parus cristatus</i>	2,9	6,0	8,9	5,5	2,1	3,5		S I
PAT <i>Parus ater</i>	3,3	5,0	6,9	4,8	3,6	2,6		S I
PCA <i>Parus caeruleus</i>	4,6	9,0	11,7	4,8	2,9	0,9	1,2	S I
PMA <i>Parus major</i>	8,6	14,5	20,6	8,9	5,0	4,8	3,6	S I
CBR <i>Certhia brachydactyla</i>	3,9	5,5	7,5	4,8	3,2	3,1	0,6	S I
OOR <i>Oriolus oriolus</i>	2,0	1,5	3,4					T I
LSE <i>Lanius senator</i>	1,3							T I
PPC <i>Pica pica</i>	11,2	2,5	4,1	31,6	9,3	7,0	2,4	S P
PDO <i>Passer domesticus</i>	39,8	82,5	28,2	20,6	71,4	50,0	226,8	S P
PMO <i>Passer montanus</i>	0,3			10,3			0,3	S P
FCO <i>Fringuilla coelebs</i>					m			S P
SSE <i>Serinus serinus</i>	19,1	48,0	44,7	30,2	27,1	35,2	14,4	S G
CCH <i>Carduelis chloris</i>	6,0	12,0	13,0	8,2	4,3	7,8	13,8	S G
CCA <i>Carduelis carduelis</i>	5,0	17,0	15,8	6,2	3,6	11,3	1,2	S G
LCU <i>Loxia curvirostra</i>			0,7			+		S G
ECI <i>Emberiza cirius</i>		+						S I

Correlaciones simples

Las abundancias de todas las especies de aves, a excepción del Colirrojo Real *Phoenicurus phoenicurus*, están significativamente correlacionadas ( $p < 0,05$ ) con al menos uno, y normalmente con cuatro-ocho, de los parámetros de hábitat de los parques (tabla 3). Por otra parte se constata, no sin cierta sorpresa, la práctica ausencia de correlaciones significativas entre la avifauna y dos de los cuatro árboles dominantes, el Pino Carrasco *Pinus halepensis* y los Cedros *Cedrus* spp.

La mayor parte de las aves forestales está correlacionada positivamente con la densidad total del arbolado y con las especies arbó-

reas de los géneros *Quercus*, *Ulmus*, *Laurus*, *Cercis* y *Robinia*, y negativamente con la distancia del parque a las áreas forestales periféricas de la ciudad, mientras que *L. cachinnans*, el Mirlo *Turdus merula* y el Gorrión Común *Passer domesticus*, aves ampliamente sinurbanizadas, están positivamente correlacionadas con este último parámetro y con diversas especies vegetales exóticas.

La diversidad de la avifauna disminuye al crecer la distancia del parque a las áreas boscosas "naturales" ( $p < 0,001$ ) o al aumentar la superficie de éste ( $p < 0,05$ ); por el contrario, la densidad ornítica no está correlacionada con ninguno de estos dos parámetros ( $p > 0,3$ ).

Tabla 3. Selección de correlaciones significativas entre densidades de aves y parámetros de hábitat de los parques: \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ . Las correlaciones negativas se señalan por medio de un subrayado. (Ver tablas 1 y 2 para los códigos).

Selection of significant correlations between habitat parameters of parks and bird densities: \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ . Negative correlations are underlined. (Codes as in Tables 1 and 2).

	SUP	SCE	DBO	DMA	PPI	QIL	QCE	UMI	LNO	PHY	RPS	TIL	DEN
UEP			*	**		*	*						
JTO				*			*	**	*		**		
MCI									*				
TTR							**	***	*		***		*
ERU						*	**	**	***		**		*
LME								**			**		
TME		**		*		**				*		*	
HPO				*									
SME		*			**								***
SAT	*		*	*		*	**	*	*		**		***
PBO				*		*	**	**	*		**		*
RIG			*	**		**	***	*	*		*		**
MST						*	**	*	**		*		*
ACA			*	**		*	**	*	*		*		*
PCR	**		*	*			*				*		*
PAT	**			**			*						*
PCA			*	*		*	**	*	**		**		*
PMA	*		*	*		*	**	**	*		**		*
CBR	**			**			*				*		*
OOR				*				**			*		
PDO	*	**	**	**									
SSE	*			*		*	**						***
CCH								*	*	*		*	
CCA	*			*		*	**						**

## Gradientes ambientales

Los resultados del ACP se exponen en la tabla 4. Se presentan únicamente los tres primeros componentes, que suponen el 80% de la varianza total.

El primer componente (F1) separa los parques cercanos a las zonas boscosas de la Serra de Collserola y fisionómicamente parecidos a ellas (escasez de superficies muertas y arbolado perennifolio dominado por Pinos *Pinus* spp.) de los parques cercanos al mar y con marcado cariz centroeuropeo, provistos de extensas superficies de césped y de arbolado ornamental, normalmente caducifolio. Teniendo en cuenta, por otra parte, que la proporción de arbolado exótico aumenta con F1

	F1	F2	F3
VP	9,96	7,88	3,79
% $\sigma^2$	36,9	29,2	14,0
$\Sigma\% \sigma^2$	36,9	66,1	80,1
SPL	-0,851**		
SCE	0,968***		
DBO	0,877**		
DMA	-0,876**		
CED			-0,628
PHA	-0,612		
PPI	-0,715*		
CSE			-0,879**
CMA			-0,775*
PAL	0,987***		
QIL		0,664	
QCE		0,828**	
UMI		0,872**	
CAU	0,655		
LNO		0,961***	
PHY		0,708*	
CSI		0,756*	
CSL		-0,876**	
RPS		0,898**	
TSP	0,892**		
AHI	0,891**		
TIL	0,671		
PHO	0,912**		
DEN		0,732*	

( $p < 0,01$ ), puede concluirse que este componente representa el grado de artificialidad de los parques, entendido como presencia de elementos no naturales y de vegetación exótica.

El segundo componente (F2) hace referencia al "ambiente forestal" de los parques, dado que opone la densidad total del arbolado y diversas especies de planifolios nemorales o de ecotonos forestales, autóctonas o ampliamente naturalizadas (excepto el Plátano *Platanus hybrida* y el Arbol del Amor *Cercis siliquastrum*), a los Algarrobos *Ceratonia siliqua*, especie de maquia extensamente empleada en cultivos de secano.

Por último, el tercer componente (F3) considera la presencia de coníferas ornamentales de los géneros *Cedrus* y *Cupressus*.

## Avifauna y gradientes ambientales

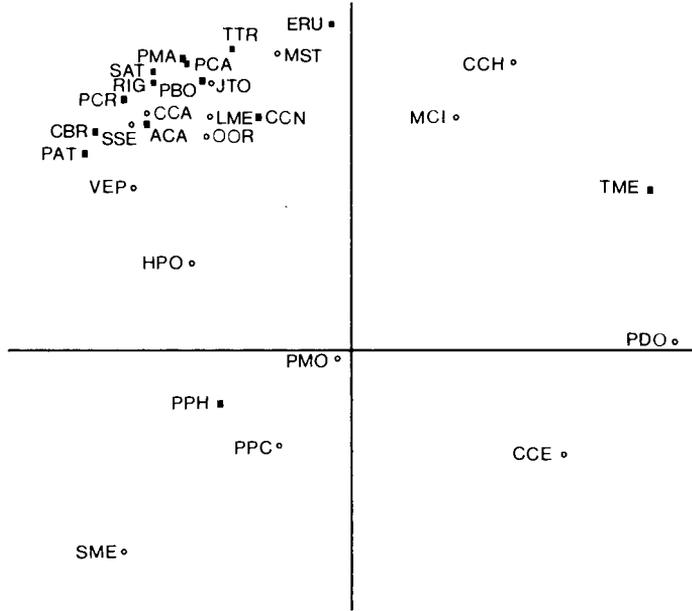
La tabla 5 y la figura 1 muestran los valores de las correlaciones entre la abundancia de las especies de aves y los dos primeros factores extraídos en el ACP. Ninguna especie está apreciablemente correlacionada con F3 y, en consecuencia, en lo sucesivo no se tendrá en cuenta este factor.

El 82% de las especies orníticas presenta valores negativos con respecto a F1 (fig. 1), si bien únicamente el Carbonero Garrapinos *Parus ater*, especie típica de bosques de coníferas, está correlacionado ( $p < 0,025$ ) negati-

Tabla 4. Resultado del Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicado a los parámetros de hábitat de los parques. Se indican las correlaciones entre estas variables y los tres primeros factores con  $|r| > 0,6$ . VP, valor propio; % $\sigma^2$ , porcentaje de la varianza explicado por cada factor. (Ver tablas 1 y 3 para los restantes códigos).

Results of Principal Components Analysis (PCA) on the habitat parameters of parks. Correlations between these parameters and the first three factors with  $|r| > 0.6$  are shown. VP, eigenvalue; % $\sigma^2$ , percentage of total variance accounted for by each factor. (See tables 1 and 3 for other codes).

Figura 1. Correlaciones entre las densidades de aves y los site factor scores de los parques en los dos primeros factores del ACP. Se excluyen las especies observadas en un único parque. Las especies forestales se representan por medio de un cuadrado. (Ver tabla 2 para códigos).



Correlations between bird densities and site factor scores of parks in the first two factors of PCA. Species only found in one park are not shown. Squares denote forest bird species. (Codes as in table 2).

vamente con dicho factor. Por el contrario, las tres especies sinurbanizadas que se indicaron con anterioridad muestran correlación positiva significativa ( $p < 0,01$  o mejor) con F1 (tabla 5).

Por otra parte, todas las aves forestales, excepto *P. phoenicurus*, así como la mayoría de especies propias de bosques de ribera, bosques abiertos y ecotonías forestales, están situadas a valores netamente positivos de F2, y sólo la Curruca Cabecinegra *Sylvia melanocephala*, especie típica de maquia, muestra una cierta correlación negativa ( $r < -0,5$ ) con dicho factor (fig. 1).

Un examen detallado de la figura 1 sugiere que las poblaciones nidificantes de un alto porcentaje de especies orníticas podrían estar controladas simultáneamente por F1 y F2. Con objeto de investigar esta posibilidad se ha procedido a calcular las correlaciones entre las densidades de aves y los vectores correspondientes a las combinaciones lineales F1+F2 y F2-F1 (tabla 6).

Aproximadamente la mitad de las especies de aves está bien correlacionada ( $p < 0,025$  o

Tabla 5. Correlaciones significativas entre las densidades de aves y los site factor scores de los parques en los dos primeros factores del ACP a  $p < 0,025$ . (Ver tablas 2 y 3 para los códigos; Ver también la figura 1).

Significant correlations between bird densities and site factor scores of parks in the first two factors of PCA at  $p < 0,025$ . (Codes as in tables 2 and 3; see figure 1).

	F1	F2
LCA	0,99***	
JTO		0,76*
TTR		0,86**
ERU		0,94***
TME	0,86**	
SAT		0,80*
PBO		0,77*
RIG		0,77*
MST		0,85**
PAT	-0,77*	
PCA		0,82*
PMA		0,83**
PDO	0,94***	
CCH		0,83**

Tabla 6. Correlaciones significativas entre las densidades de aves y las combinaciones lineales de los dos primeros factores del ACP (F1+F2) y (F2-F1) a  $p < 0,025$ . (Ver tablas 2 y 3 para los códigos).

Significant correlations between bird densities and the linear combinations of the first two factors of PCA (F1+F2) and (F2-F1) at  $p < 0,025$ . (Codes as in tables 2 and 3).

	F1+F2	F2-F1
UEP		0,78*
JTO		0,83**
TTR		0,86**
LME		0,76*
TME	0,93***	
SME	-0,88**	
SAT		0,98***
PBO		0,85**
RIG		0,95***
MST		0,76*
ACA		0,88**
PCR		0,97***
PAT		0,95***
PCA		0,92***
PMA		0,93***
CBR		0,97***
SSE		0,91**
CCH	0,92***	
CCA		0,90**

mejor) con alguno de los nuevos vectores. En concreto, la mayor parte de las aves forestales responde ( $p < 0,01$  o mejor) negativamente al aumento del grado de artificialidad (F1+F2) y positivamente al incremento del carácter nemoral del parque (F2-F1).

#### Comunidades orníticas y gradientes ambientales

La diversidad de la avifauna disminuye ( $p < 0,001$ ) a lo largo del gradiente definido por F1, aumentando, no obstante, la biomasa ( $p < 0,01$ ). Estos resultados sugieren que la oferta de recursos alimenticios crece, pero

su diversidad disminuye, al aumentar el grado de artificialidad del parque. Así, la biomasa de aves polípagas, que supone siempre un elevado porcentaje de la biomasa total, está fuerte y positivamente correlacionada ( $p < 0,001$ ) con F1, mientras que la biomasa de aves insectívoras, especies mucho menos versátiles desde el punto de vista trófico, correlaciona positivamente ( $p < 0,025$ ) con F2.

Por otra parte, la diversidad de insectívoros, gremio de aves que incluye el 75% de las especies consideradas, disminuye ( $p < 0,025$ ) con F1, seguramente como consecuencia de la pérdida de calidad de la vegetación asociada a este factor, circunstancia que afecta, sin duda, a la oferta de artrópodos. Debe destacarse, en este sentido, que la diversidad de aves insectívoras está positivamente correlacionada ( $p < 0,01$ ) con la diversidad atribuible al arbolado nativo o naturalizado (calculada considerando todos los árboles exóticos como una única especie), pero negativamente con la diversidad atribuible al arbolado exótico ( $p < 0,05$ ). La diversidad aviar total también está correlacionada asimismo con estos dos últimos parámetros ( $p < 0,05$ ), con idéntico signo en cada caso.

Al aumentar el grado de artificialidad del parque (F1) aumenta la densidad de aves cavernícolas, pero disminuye su diversidad ( $p < 0,025$  o mejor). Este resultado puede explicarse si se tiene en cuenta que la progresiva alteración del medio dificulta el asentamiento de las especies cavernícolas insectívoras por razones tróficas, mientras que las poblaciones de *P. domesticus* experimentan un notable incremento en estas condiciones. Esta especie tiende a ocupar, además, las mejores oquedades en detrimento de las especies menores, por lo que se hace todavía más problemático el asentamiento de estas últimas. La densidad de aves que nidifican en las copas de árboles o arbustos altos aumenta, por otra parte, con F2 ( $p < 0,001$ ).

Por último, y como podía esperarse, la densidad de aves forestales correlaciona positivamente con F2; la diversidad de este gremio de aves disminuye, por el contrario, con F1 ( $p < 0,001$ ).

## DISCUSIÓN

La avifauna nidificante en los jardines urbanos de Barcelona está dominada por especies sedentarias, en su mayoría típicas de ambientes marginales (ecotonos) y normalmente granívoras o polífagas, de ámbito alimenticio fundamentalmente terrestre y capaces de explotar áreas de alimentación alejadas del nido. Estas características son semejantes a las de la ornitofauna de otros jardines urbanos españoles (ALONSO & PURROY, 1979; ZUGARRONDO et al., 1986), centroeuropeos (MULSOW, 1982; LUNIAK, 1983) y norteamericanos (BEISSINGER & OSBORNE, 1982).

La proporción de especies insectívoras es alta, 75%, superior a la observada en Madrid o Pamplona (58-60%, ALONSO & PURROY, 1979; ZUGARRONDO et al., 1986). Un caso parecido se observa en las comunidades orníticas urbanas de Francia, más ricas en insectívoros en el S que en el N, circunstancia que se atribuye al efecto positivo que las temperaturas más elevadas imperantes en el área mediterránea tienen sobre las poblaciones de insectos (DEJONGHE, 1983).

Los jardines de Barcelona con un grado de artificialidad menor presentan unos valores de riqueza y diversidad aviar similares o incluso superiores a los observados en diversos medios forestales de la Serra de Collserola (LLIMONA & MOTIS, 1987; MARTÍNEZ & MOTIS, 1987). Este hecho puede interpretarse como el resultado de un aumento de la heterogeneidad del medio (BATTISTI, 1986; IANNIELLO, 1987) que, si bien limita en parte la presencia de aves forestales, asegura una importante representación de especies propias de bosques abiertos y ecotonos forestales, escasas o completamente ausentes en los bosques de Collserola. Una situación similar se observa al comparar los bosques de Encina *Quercus ilex* con los de Alcornoque *Q. suber*, cuya heterogeneidad horizontal es mayor (PRODON, 1986).

Al aumentar el grado de artificialidad del jardín las diferencias con los bosques de Collserola se acentúan. La oferta de recursos ali-

menticios en los parques urbanos suele ser abundante, pero su diversidad baja; en concreto, la vegetación exótica soporta menos especies de insectos que la nativa (BEISSINGER & OSBORNE, 1982; CHESSEX & RIBAUT, 1966). Así, los efectos de la "urbanización" del medio sobre las aves nidificantes convergen en un aumento general de la biomasa y en una sensible disminución de la diversidad ornítica; la avifauna se empobrece, en particular, en especies forestales y en insectívoros. Estos resultados concuerdan bien con los obtenidos en jardines arbolados de Norteamérica (BEISSINGER & OSBORNE, 1982) y Europa (DEJONGHE, 1983; LUNIAK, 1983; véase, no obstante, RAVUSSIN & MELLINA, 1979). Por el contrario, no se observa en los parques estudiados una relación clara entre la densidad aviar total y el grado de artificialidad, relación cuya existencia ha sido defendida con frecuencia (BEISSINGER & OSBORNE, 1982).

Al igual que en los medios naturales, en las áreas urbanas la diversidad de la avifauna suele aumentar con la diversidad de la vegetación y con su estratificación vertical, mientras que la composición florística tiene una importancia secundaria (LUNIAK, 1983; véase, no obstante, GREEN, 1984). Por el contrario la diversidad de aves está inversamente relacionada con el incremento aparente de diversidad de hábitat atribuible a elementos de edificación (LANCASTER & REES, 1979).

En el presente estudio se ha encontrado, sin embargo, una acusada relación entre la composición florística y la avifauna. Así, la diversidad de aves aumenta con la diversidad atribuible al arbolado autóctono o naturalizado, pero disminuye al crecer la proporción de arbolado exótico o la diversidad aparente debida a éste. Las causas de estas relaciones son, seguramente, de índole trófica. Efectos similares han sido observados en áreas suburbanas de Australia (GREEN, 1984).

El arbolado planifolio nativo ha resultado más influyente sobre la densidad de aves forestales que los aciculifolios autóctonos (*Pinus* spp.). Esta circunstancia se interpreta como una consecuencia de la imposibilidad

de estas coníferas de proyectar una sombra sólida capaz de crear un ambiente nemoral auténtico (FOLCH & FRANQUESA, 1984), ambiente del que dependen en mayor o menor grado, en definitiva, las especies citadas.

Normalmente la diversidad de la avifauna aumenta, y su densidad disminuye, al crecer la superficie del parque (SUHONNEN & JOKI-MÄKI, 1988; LUNIAK, 1983). En los parques estudiados, sin embargo, se observa que la superficie muestra correlación negativa significativa con la diversidad aviar, así como con la densidad de las aves forestales insectívoras, pero no con la densidad total. Estos resultados se comprenden si se considera que los parques más pequeños incluidos en este trabajo son, normalmente, los que poseen un carácter forestal más acusado y un grado de artificialidad menor.

El claro declive de la riqueza aviar que se aprecia al aumentar la distancia del jardín a las áreas boscosas "naturales" responde con toda probabilidad, al aumento de artificialidad al que está asociado, situación ya observada en otras ciudades (GREEN, 1984; LUNIAK, 1983; véase, no obstante, ALONSO & PURROY, 1979; DEJONGHE, 1983).

Si bien en este trabajo no se ha considerado el estrato arbustivo, su importancia para la avifauna resulta clara si se tiene en cuenta que casi una cuarta parte de las especies orníticas nidifica habitualmente en matorrales y que otras aves buscan con frecuencia alimento en ellos. De hecho, la eliminación de arbustos en los parques conduce, normalmente, a un claro empobrecimiento de la comunidad aviar (ALONSO & PURROY, 1979; HORN, 1985; LUNIAK, 1983).

Por último, cabe decir que si la gestión de los parques urbanos tiene entre sus objetivos enriquecer estos ecosistemas y propiciar la relación con la naturaleza (LUNIAK, 1983), su diseño debería conseguir un peso limitado de los elementos artificiales y de la vegetación exótica, así como una disposición del entorno vegetal próxima a la de los medios forestales autóctonos con una diversidad florística elevada y una completa estratificación vertical.

## AGRADECIMIENTOS

A los Sres. Jordi Maresch y Albert Marjanedas, del Servei de Parcs i Jardins de l'Ajuntament de Barcelona, y al Sr. Jordi Miralles, del Servei de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona, por su valiosa ayuda en la descripción de las áreas de estudio, y al Sr. José Luis Romero por su contribución al conocimiento de la avifauna nidificante de dos de los parques estudiados. Asimismo reconocer el apoyo de la Sra. Roser Nos, Directora del Museu de Zoologia de Barcelona, para que este trabajo llegara a un buen fin.

## SUMMARY

### *Breeding birds in the parks of Barcelona.*

Urban parks offer some possibilities of management (design and use) to stimulate or inhibit breeding of certain bird species. Breeding bird communities in seven urban parks of Barcelona were censused from 1986 to 1989 in order to know the possible relationships between avian densities and tree composition, garden size, situation and uses of the parks. Thirty six bird species were observed. Almost two thirds of the species are sedentary, with dominance of ecotone birds, seed-eaters or omnivorous, and a considerable amount of insectivorous forest birds. As were expected, forest birds are the most influenced by the total density of trees and the proportion and diversity of native trees. The increase in artificiality degree leads to an increase of the biomass of bird community but to a decrease of its diversity. The results suggest that the rate and diversity of native trees should be increased, and the use of exotic plants and artificial elements limited, if more diversified breeding bird communities were desired.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALEGRE, J., FERNÁNDEZ, F., HERNÁNDEZ, A. & SÁNCHEZ, A.J., 1987. Estudio ecológico de las comunidades de aves invernantes en los parques de León. *Ecología*, 1:211-223.
- ALONSO, J.A. & PURROY, F.J., 1979. Avifauna de los parques de Madrid. *Naturalia Hispanica*, 18.
- ANDRZEJEWSKI, R., 1982. Problems and prospects of faunistic investigations in towns. In: *Animals in Urban Environment*: 9-16 (M. Luniak & B. Pisarski, Eds.), Polish Academy of Sciences. Wroclaw.
- BALCELLS, E., 1960. Fauna ornitológica barcelonesa. III) Aves del jardín de la Universidad. *Misc. Zool.*, 1(3):155-172.
- BALCELLS, E. & DOMENECH, M., 1965. Introduc-

- ción al estudio de las aves de jardines barceloneses. *P. Cent. pir. Biol. exp.*, 1(3):1-55.
- BATLLORI, X. & NOS, R., 1985 Presencia de la cotorrita gris (*Myiopsitta monachus*) y de la cotorrita de collar (*Psittacula krameri*) en el área metropolitana de Barcelona. *Misc. Zool.*, 9:407-411.
- BATTISTI, C., 1986, Censimento degli uccelli nidificanti in un parco urbano (Villa Doria Pamphili, Roma). *Avocetta*, 10:37-40.
- BEISSINGER, S.R. & OSBORNE, D.R., 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *Condor*, 84:75-83.
- BLONDEL, J., 1969. *Synécologie des Passereaux résidents et migrants dans le Midi méditerranéen français*. Centre Reg. de Docum. Pédagogique. Marseille.
- BOZSKO, S., 1985. A városi ornitofauna összehasonlító vizsgálata Magyarországon. *Aquila*, 92:19-47.
- CHESSEX, C. & RIBAUT, J.P., 1966. Evolution d'une avifaune suburbaine et test d'une méthode de recensement. *Nos Oiseaux*, 28:193-211.
- CHIBA, S., 1977. Analysis of bird communities in urban ecosystems. En: *Tokyo Project Interdisciplinary Studies of Urban Ecosystems in the Metropolis of Tokyo*: 188-198 (M. Numaba, Ed.). Tokyo Metropolitan Government. Tokio.
- COUSINS, S.H., 1982. Species size distributions of birds and snails in an urban area. En: *Urban Ecology*: 99-109 (R. Bornkamm, J.A. Lee & M.R.D. Seaward, Eds.). Blackwell University Press. Oxford.
- CRAMP, S., 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Oxford University Press. Oxford.
- DEJONGHE, J.F., 1983. *Les oiseaux des villes et des villages*. Ed. du Point Vétérinaire. Maisons-Alfort.
- FOLCH, R. & FRANQUESA, T., 1984. *Història Natural dels Països Catalans. Vol 7. Vegetació*. Fundació Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- GREEN, R.J. 1984. Native and exotic birds in a suburban habitat. *Aust. Wildl. Res.*, 11:181-190.
- HORN, D.J., 1985. Breeding birds of a central Ohio woodlot in response to succession and urbanization. *Ohio J. Sci.*, 85(1):34-40.
- IANNIELLO, L., 1987. Censimento dell'avifauna nidificante in un parco pubblico romano: Villa Ada. *Avocetta*, 11:163-166.
- LANCASTER, R.K. & REES, W.E., 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Can. J. Zool.*, 57:2358-2368.
- LLIMONA, F. & MOTIS, A., 1987. *Seguiment de les comunitats d'ocells nidificants a la Serra de Collserola (primavera 87)*. Patronat Metropolità Parc de Collserola. Barcelona.
- LUNIAK, M., 1982. Aims and possibilities of managing the avifauna of urban green areas in Poland. In: *Animals in Urban Environment*: 43-53 (M. Luniak & B. Pisarski, Eds.), Polish Academy of Sciences. Wrocław.
- 1983. The avifauna of urban green areas in Poland and possibilities of managing it. *Acta orn.*, 19(1):3-61.
- MARGALEF, R., 1976. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona.
- MARTÍNEZ, A. & MOTIS, A., 1987. *L'avifauna de les pinedes de la Serra de Collserola*. Corporació Metropolitana de Barcelona. Barcelona.
- MULSOW, R., 1982. Bird communities as indicators of urban environment: material and methods. In: *Animals in Urban Environment*: 61-68 (M. Luniak & B. Pisarski, Eds.), Polish Academy of Sciences. Wrocław.
- PRODON, R., 1986. Els petits ocells terrestres nidificants i hivernants. En: *Història Natural dels Països Catalans. Vol. 12. Ocells*: 376-387. Fundació Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- RAVUSSIN, P.A. & MELLINA, P., 1979. Evolution de l'avifaune nicheuse d'un cimetière lausannois au cours de 25 années. *Nos Oiseaux*, 35:157-169.
- ROTEBERRY, J.T. & WIENS, J.A., 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: A multivariate analysis. *Ecology*, 6(5): 1228-1250.
- SUHONNEN, J. & JOKIMÄKI, J., 1988. A biogeographical comparison of the breeding bird species assemblages in twenty Finnish urban parks. *Ornis Fennica*, 65: 76-83.
- URIBE, F., COLOM, L., CAMERINO, M., RUIZ, J. & SENAR, J.C., 1984. Censo de las palomas semidomésticas (*Columba livia* var.) de la ciudad de Barcelona. *Misc. Zool.*, 8:237-244.
- ZUGARRONDO, J.M., ESCALA, M.C. & RODRÍGUEZ, A., 1986. Estudio ornitológico de los parques y alrededores de Pamplona. *Publ. Biol. Univ. Navarra, S. Zool.*, 14:1-57.