

RELACION ENTRE LAS CARACTERISTICAS DEL PAISAJE URBANO Y LA COMUNIDAD DE AVES INTRODUCIDAS EN LA CIUDAD DE VALENCIA (ESPAÑA)

Enrique MURGUI*¹ & Anna VALENTÍN*

SUMMARY.—*Relationships between the characteristics of the urban landscape and the introduced bird community in the city of Valencia (Spain).*

Aims: We describe the community of introduced birds in the city of Valencia and the relationships between this community and the characteristics of the urban landscape at two spatial scales.

Location: The study was carried out in the urban and rural landscape of the city of Valencia (Spain).

Methods 197 squares (700 × 700 m) were surveyed in the breeding and wintering seasons of years 1997 and 1998. A monthly survey of 130 urban parks was also carried out in 1999. Relationship between number of introduced bird species and their abundance, landscape and habitat characteristics of tetrad squares and urban parks were analysed.

Results: 23 introduced bird species have been recorded in Valencia, 56% of them belonging to Psittacidae Family. Most of the records belong to three breeding species, Ring-necked Parakeet *Psittacula krameri*, Red-masked Parakeet *Aratinga erythrogenys* and Monk Parakeet *Myiopsitta monachus*. Birds were mostly distributed in the built-up area, the proportion of urban parks per square determining the number of species and the number of individuals. Despite of the fact that the parks were strongly selected comparing with other landscape features, birds used only 24 out of 130 parks. Parks selected by birds were greater and they were less isolated than the rest.

Conclusions: In Valencia, introduced species could be clearly considered as urban birds. Moreover, birds were associated with specific parts of the city. This pattern could be related with the small size of the populations, perhaps because of a low breeding success, with the great quantity of feeding resources near the breeding sites and with the tendency of new escapees to join to the established groups. A detailed research on the autoecology of introduced species in the colonised areas is necessary.

Key words: *Aratinga erythrogenys*, biological invasions, distribution, habitat selection, *Myiopsitta monachus*, Psittacidae, *Psittacula krameri*, urban ecology.

RESUMEN.—*Relaciones entre las características del paisaje urbano y la comunidad de aves introducidas en la ciudad de Valencia (España).*

Objetivos: Describir la comunidad de aves introducidas de la ciudad de Valencia y establecer las relaciones entre ésta y las características del paisaje urbano en dos escalas espaciales.

Localidad: El estudio se llevo a cabo en el paisaje rural y urbano de la ciudad de Valencia (España).

Métodos: 197 cuadrículas de 700 × 700 m fueron muestreadas durante las épocas invernales y reproductoras entre los años 1997 y 1998. Se realizó asimismo un muestreo mensual de 130 parques de la ciudad durante el año 1999. Con estos datos se establecieron las relaciones entre el número de especies de aves y su abundancia y las características del paisaje o del hábitat.

Resultados: En Valencia han sido observadas 23 especies de aves introducidas, 56% de la Familia Psittacidae. La mayoría de los registros correspondieron a 3 especies con poblaciones reproductoras: Cotorra de Kramer *Psittacula krameri*, Aratinga de Guayaquil *Aratinga erythrogenys* y Cotorra Argentina *Myiopsitta monachus*. Las aves mostraron una distribución claramente urbana, de modo que el número de especies y el número de registros por cuadrícula estuvo determinado por la proporción de parques urbanos. Aunque los parques eran muy positivamente seleccionados frente a otros rasgos del paisaje, las aves utilizaron sólo 24 de los 130 parques muestreados, seleccionando aquellos que tenían una mayor superficie y se encontraban menos aislados.

Conclusiones: Las especies de aves introducidas en Valencia eran claramente aves urbanas. Más aún, las aves mostraron una acusada vinculación a sectores específicos de la ciudad. Esta vinculación puede ser debida al reducido tamaño de las poblaciones, tal vez relacionado con un bajo éxito reproductor, a la abundancia de recursos en las cercanías de los lugares de cría y a la tendencia de las aves escapadas a unirse a los gupos ya es-

* Societat Valenciana d'Ornitologia, G.V. Marqués del Turia 28, E-46005 Valencia, Spain.

¹ Autor para la correspondencia. e-mail:enmurpe@alumni.uv.es

tablecidos. Es necesaria una investigación más detallada de la autoecología de las especies introducidas en las áreas colonizadas.

Palabras clave: *Aratinga erythrogenys*, distribución, ecología urbana, invasiones biológicas, *Myiopsitta monachus*, Psittacidae, *Psittacula krameri*, selección del hábitat.

INTRODUCCIÓN

Dentro del marco conceptual proporcionado por el estudio de las invasiones biológicas (Elton, 1958; Williamson, 1996) son ya numerosos los trabajos dedicados a analizar diversos aspectos de la ecología de las especies de aves introducidas. Una buena parte de estos trabajos ha estado dedicada a indagar en las causas que provocan que unas especies colonicen áreas no nativas y, eventualmente, lleguen a establecer poblaciones reproductoras, mientras que otras no lo consiguen. Trabajos que se han enfocado desde un punto de vista global (Case, 1996; Lockwood, 1998; Blackburn & Duncan, 2001) o bien se han dedicado al análisis de avifaunas concretas, especialmente en islas (por ejemplo, Lockwood & Moulton, 1994; Veltman *et al.*, 1996; Moulton & Sanderson, 1996; Duncan, 1997; Moulton *et al.*, 2001).

Son, sin embargo, comparativamente escasos los trabajos dedicados a documentar rasgos básicos de la ecología de estas especies en sus áreas de colonización. Esta carencia afecta desde la limitada atención dedicada al seguimiento de sus poblaciones —incluso en países con programas de seguimiento de aves muy desarrollados como el Reino Unido (Marchant 1996, pero véase Ogilvie & The Rare Breeding Birds Panel, 1999; Python & Ditham, 2002) o Estados Unidos (Garret, 1998)— hasta al limitado conocimiento de parámetros reproductores básicos (véase, sin embargo, Phyton & Dytham, 1999), el conocimiento de su dieta (pero véase Garret, 1997; Feare, 1996) o las relaciones con el hábitat (pero véase Sol *et al.*, 1997; Murgui, 2001).

El uso y selección del hábitat es un rasgo básico de la autoecología de las especies de aves y su estudio tiene una larga tradición en Ornitología (diversas revisiones sobre el tema en Cody, 1985; Wiens, 1989; Block & Brennan, 1993; Jones, 2001). En las últimas décadas, esta importancia ha aumentado, al proporcionar una información básica en el contexto del manejo y conservación de las especies (Coughley, 1994). De una forma análoga, un

buen conocimiento de los patrones y procesos de selección de hábitat podría evitar algunos de los eventuales problemas medioambientales asociados a las especies introducidas, o mitigar sus efectos a través de una gestión adecuada (Galbraith, 1996).

En el municipio de Valencia han sido registradas hasta 23 especies de aves introducidas y al menos 7 han conseguido establecer poblaciones reproductoras, algunas desde hace más de 10 años (Murgui, 2000; datos de este estudio). Aunque no existen estudios dedicados a la autoecología de las aves introducidas en Valencia, la realización de un estudio sobre la distribución y abundancia de las especies de aves urbanas en el municipio (Murgui, 1997; Murgui, 2000) y de otros sobre la comunidad de aves de parques y jardines (Murgui, 2001; Murgui, *datos propios*) ha permitido obtener una apreciable cantidad de información sobre las especies introducidas. La reducida escala de estos trabajos, que incluían además medidas de abundancia, permite, pues, establecer relaciones entre la comunidad (*sensu* Wiens, 1989) de aves introducidas en la ciudad de Valencia y las características del paisaje y el hábitat urbano. Dada la importancia de la escala de análisis a la hora de abordar el uso y selección del hábitat (Johnson, 1980; Kotliar & Wiens, 1990) analizaremos estas relaciones en dos escalas espaciales: una amplia que incluye la totalidad del paisaje urbano y rural de la ciudad de Valencia (macroescala) y otra que se concentra en el paisaje urbano, especialmente en el hábitat más utilizado por estas especies, los parques urbanos (mesoescala). Los parques urbanos pueden ser considerados como parcelas, más o menos aisladas entre sí, de hábitat diferenciado de la matriz urbana predominante (Forman & Godron, 1990; Gilbert, 1989). La relación, pues, entre las características de estos y la comunidad de aves exóticas puede ser analizada usando metodologías empleadas en los numerosos estudios sobre la relación especies-área (diversas revisiones en Connor & McCoy, 1979; Bender *et al.*, 1998; Whittaker, 1998).

ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El área de estudio (73 km²) comprende la ciudad de Valencia y parte de su municipio (Fig. 1) donde podemos distinguir 4 hábitats principales: agrario, superficie edificada, solares y parques urbanos. Existen asimismo pequeñas extensiones de playa, humedal y bosque. El hábitat agrario esta formado por cultivos hortícolas y, en menor medida, por naranjales *Citrus spp.* cuya altura no sobrepasa los 3 m. Los arboles de otras especies son muy escasos, no suelen superar los 10 m de altura y aparecen en los jardines de algunas alquerías (Díaz & Galiana, 1996). Los solares ocupan una escasa porción de la ciudad, se ubican generalmente en las afueras y son zonas poco arboladas en las que predomina el estrato arbustivo (géneros *Conyza* y *Xanthium*, principalmente) o herbáceo (géneros *Diploaxis* y *Sonchus*). Los parques ocupan una extensión de 278,2 ha (Ayuntamiento de Valencia, 1997). Un 50% aproximadamente correspondería a parques de superficie superior a 1 ha y el resto a parques de menor extensión y avenidas.

Muestreo de las aves

En el contexto de los estudios mencionados en la Introducción, el área de estudio fue dividida en 197 cuadrículas de 700 × 700 m. Cada cuadrícula fue visitada una vez durante la invernada (diciembre a febrero) y dos veces durante la época reproductora (abril a junio) con el fin de detectar especies reproductoras tardías. El muestreo de las 197 cuadrículas se extendió a lo largo de los años 1997 y 1998.

Cada visita duraba una hora y se prospectaba toda la superficie. Las aves detectadas eran adscritas a diferentes categorías de hábitat (Murgui, 1998; Murgui, 2000). Asimismo, seleccionamos 130 parques (203,19 ha en total) de la ciudad de modo que constituyeran una muestra representativa del conjunto y fueron visitados mensualmente entre septiembre de 1998 y agosto de 1999. Realizamos una inspección sistemática de toda la superficie del parque entre las 7:00 y las 11:00 a.m., evitando los días de lluvia o de viento fuerte, a través de rutas que se mantuvieron constantes a lo largo del periodo de estudio (una metodología similar puede encontrarse en Tellería & Santos, 1994 o Be-

llamy *et al.*, 1996). El tiempo de censo osciló entre 5 y 90 minutos dependiendo de la extensión del parque (rango entre 0,03 y 18,6 ha). Los muestreos de parques y de cuadrículas fueron realizados por uno de los autores (E. Murgui) por lo que podemos descartar sesgos debidos a las diferencias entre observadores. De los resultados obtenidos en estos muestreos se extrajeron los datos correspondientes a las aves introducidas.

Medición del hábitat

Las características del paisaje en cada cuadrícula se obtuvieron con el concurso de un mapa 1:4.000 de la zona, fotografía aérea a escala 1:6.000 y directamente sobre el terreno. Estas variables fueron la proporción de los tipos de hábitat presentes en cada cuadrícula: proporción edificada, proporción de parques urbanos, proporción de solares, proporción de cultivos y proporción de hábitats naturales (bosque, playa, humedales).

Las variables relacionadas con la descripción de los parques (Tabla 1) son las usuales en los trabajos dedicados a indagar en las relaciones entre la riqueza de especies y otros descriptores de las comunidades y el hábitat (véase, por ejemplo, Bellamy *et al.*, 1996). Estas variables conciernen, por un lado, a las dimensiones y características del hábitat y, por otro, al grado de aislamiento. La estructura y composición del hábitat se obtuvo mediante la ubicación sistemática de puntos de muestreo de 25 m de radio, separados entre sí 50 m. El número de puntos por parque osciló entre 1 y 26, dependiendo del tamaño del parque. El porcentaje de cobertura de diferentes estratos vegetales se obtuvo utilizando el procedimiento propuesto por Prodon & Lebreton (1981). Todas las estimas fueron realizadas por uno de los autores (E. Murgui) durante el mes de abril del 2000. Las variables relacionadas con el aislamiento se obtuvieron con el concurso de un mapa 1:4.000 de la zona.

Análisis de los datos

La selección de los componentes del paisaje se obtuvo a través del índice de selección propuesto por Savage (1931) que se formaliza

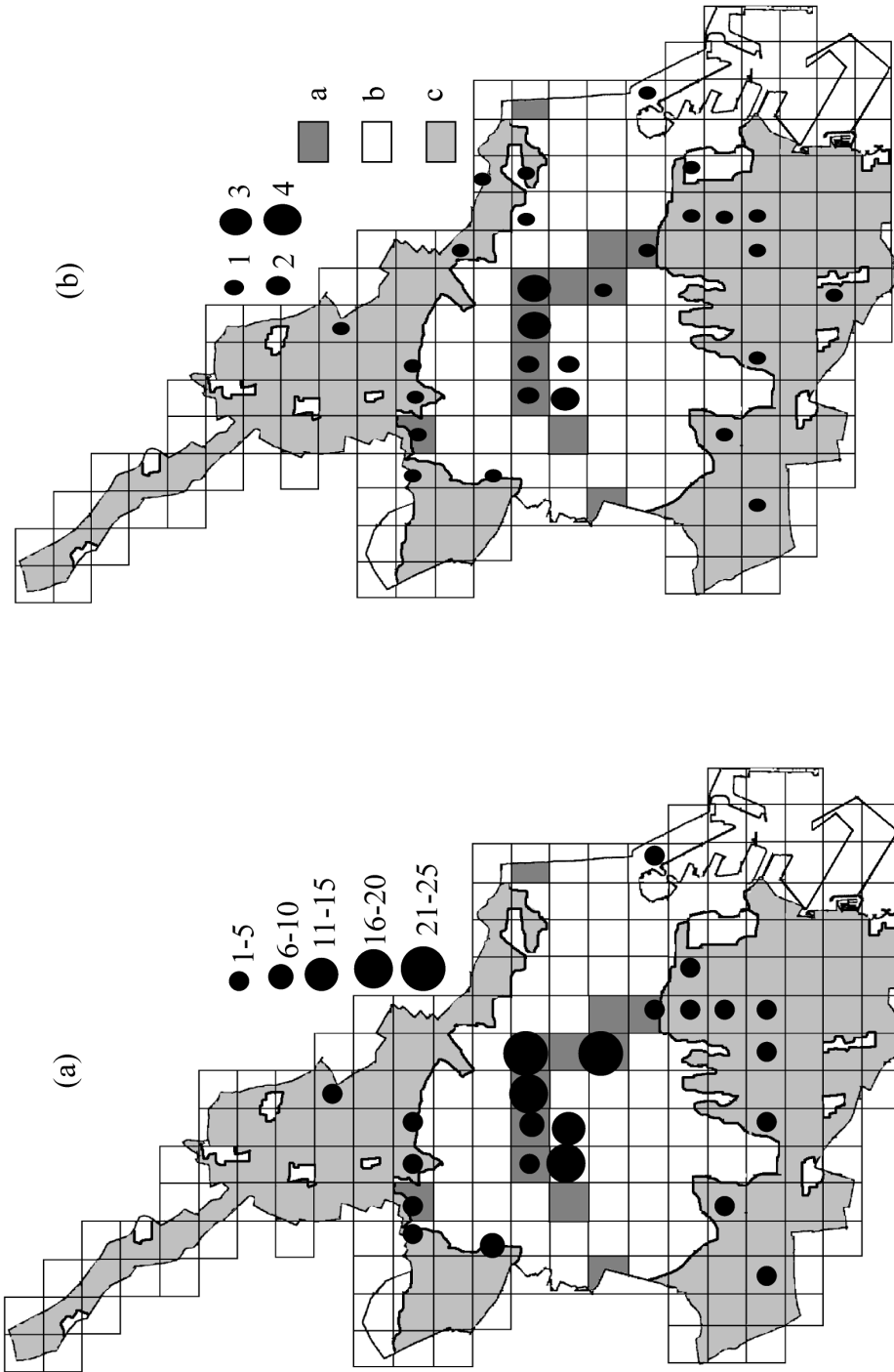


FIG. 1.—Número máximo de individuos (a) y de especies (b) por cuadrícula en el área de estudio. a: cultivos, b: superficie edificada, c: cuadrículas con más de un 50% de superficie de parques urbanos. [Maximum number of individuals (a) and species (b) per square of the study area. a: horticultural land, b: built-up area, c: squares with a proportion of urban parks greater than 50%.]

TABLA 1

VARIABLES USADAS EN LA DESCRIPCIÓN DE LOS PARQUES URBANOS.
 [Variables describing urban park characteristics.]

Variables [Variables]	
Área (ha) [Area]	% medio de cubierta arbolado frutal [% fruit tree cover]
Perímetro (m) [Perimeter]	Altura media del arbolado [Mean tree height]
Número medio de especies arbóreas [Mean number of tree species]	Número medio de troncos <30 Dhb [Mean number of trees <30 Dhb]
Número medio de especies arbustivas [Mean number of shrub species]	Número medio de troncos 30-50 Dhb [Mean number of trees 30-50 Dhb]
% medio de cobertura de césped [% lawn]	Número medio de troncos >50 Dhb [Mean number of trees >50 Dhb]
% medio de cubierta de suelo desnudo [% bare soil]	Distancia al parque más cercano (m) [Distance to the nearest park]
% medio de cubierta asfaltada [% pavement]	Distancia al parque >10 ha más cercano (m) [Distance to the nearest >10 ha park]
% medio de cubierta arbórea [% tree cover]	Número de parques en un radio de 500 m [Number of parks in a 500 m radius circle]
% medio de cubierta arbustiva [% shrub cover]	% de superficie de parques en un radio de 500 m [% of parks in a 500 m radius circle]

como $W_i = U_i/D_i$ donde U_i es la proporción de unidades utilizadas del recurso i , en este caso la proporción de individuos en cada hábitat, y D_i es la proporción de unidades disponibles del recurso i en el ambiente, en este caso la superficie relativa de cada hábitat en el paisaje. Aunque en el número de individuos se incluían diferentes especies, esta aproximación vino determinada por tres razones: el escaso número de observaciones, el hecho de que la mayoría de las mismas correspondan a tres especies de Psittacidae y la similitud en el uso del hábitat por estas especies.

El índice de Savage es utilizado por Manly *et al.* (1995) para desarrollar un estadístico cuyo valor es comparado con el valor crítico de una chi-cuadrado con un grado de libertad. De este modo, es posible determinar si la selección del recurso es estadísticamente diferente de lo que se obtendría por azar. Una aproximación a los fundamentos de esta metodología en el contexto de la selección de presas puede ser consultada en Atienza (1994).

Las aves utilizaron una proporción muy baja de las cuadrículas y de los parques muestreados y, por tanto, la distribución del número de individuos y de especies por cuadrícula o parque aparecía muy sesgada con un número muy ele-

vado de ceros. En estas condiciones los datos no se ajustaban a ninguna distribución estadística (Test de Kolmogorov-Smirnov) y no permitían el análisis de la relación entre estas variables cuantitativas y las características de las cuadrículas o parques mediante análisis de regresión métrica (Crawley, 1993). En consecuencia, se utilizó únicamente la presencia o ausencia de especies introducidas como variable dependiente y su relación con las variables independientes se obtuvo mediante regresión logística, una técnica, además, menos sujeta a los requerimientos estadísticos de otros tipos de análisis paramétricos (Hosmer & Lemeshow, 1989; Hair *et al.*, 1999). Posteriormente y con el fin de explorar las relaciones entre las variables dependientes en su forma cuantitativa y las variables independientes obtuvimos las correlaciones de Spearman. Dado que esta técnica no paramétrica está basada en la ordenación de los valores que toman las variables, es sensible a un número elevado de valores idénticos. En nuestro caso, el número de valores idénticos en las variables dependientes excedía del 80% y alcanzaba porcentajes muy elevados también en muchas de las variables independientes. En estas condiciones, limitamos el análisis a las cuadrículas o parques usados

por las aves. Incluso en estas condiciones el análisis se veía lastrado, para algunas variables, por los mismos problemas (ver Resultados). Como variables dependientes cuantitativas se utilizaron el número total de especies, el número máximo de individuos registrado por parque o cuadrícula y el número de meses en los que cada parque fue utilizado por las especies exóticas a lo largo del año.

La mayor parte de las especies e individuos registrados son sedentarios en la zona y, aparentemente, poseen una tasa de natalidad muy baja, por lo que no hubo grandes diferencias en el número total de especies o de individuos detectados entre las épocas de muestreo. No obstante, las diferencias entre épocas en la utilización de cuadrículas o parques fue analizada utilizando pruebas de X^2 y el índice de similitud de Sorensen (Magurran, 1988). En función de estos resultados, cuando fue necesario, los análisis se realizaron por separado (ver Resultados) para las distintas épocas de muestreo. En los casos en que era necesario los conteos, distancias o proporciones fueron transformados mediante la transformación oportuna (Zar, 1996). Los programas estadísticos utilizados fueron Statistica 6.0. y SPSS 7.5.

RESULTADOS

Lista sistemática y características generales de las aves introducidas en la ciudad de Valencia

Durante el periodo 1988-2001 se han registrado en la ciudad de Valencia un total de 23 especies (Apéndice 1), pertenecientes a 6 familias diferentes. El 56% de las especies registradas pertenecen a la familia Psittacidae a la cual pertenecen asimismo las especies más abundantes. Psittacidae es, además, la única familia que cuenta con poblaciones de especies reproductoras desde hace más de 10 años. En la ciudad existen dos núcleos reproductores de Cotorra Argentina *Myiopsitta monachus*, dos, o quizá tres, de Cotorra de Kramer *Psittacula krameri* y uno de Aratinga de Guayaquil *Aratinga erythrogenys* junto con una pareja de Amazona Frentiazul *Amazona aestiva*. Las especies de Psittacidae en Valencia tienden a agruparse (excepto el reproductor ocasional, Inseparable Cabecinegro *Agapornis personatus*) formando colonias o dormideros. Con la

excepción de una colonia de Cotorra Argentina ubicada en la periferia, todos los agregados se sitúan en el centro urbano, ya sea en parques o (para el caso de la Cotorra de Guayaquil, Amazona Frentiazul y Cotorra de Kramer) en las oquedades de una torre del siglo xv.

Distribución y selección de hábitat en el paisaje rural y urbano

Durante el invierno se registraron un total de 96 individuos pertenecientes a 7 especies, de los cuales 90 correspondían a tres especies: Cotorra de Kramer, Aratinga de Guayaquil y Cotorra Argentina. En primavera se registraron 133 individuos pertenecientes a 11 especies; 112 individuos correspondían a las tres especies anteriormente mencionadas.

Desde un punto de vista espacial, durante el invierno las aves fueron registradas en 11 cuadrículas y durante la primavera en 23. El número de cuadrículas usadas no era independiente de la época de muestreo ($X^2_1 = 4,63$, $P = 0,031$) y el mayor número registrado en primavera se debe a un incremento de las cuadrículas que podemos considerar como pertenecientes al paisaje rural y que suponen 11 de las 17 usadas exclusivamente en esta época. Con estos resultados, la similitud en el uso de las cuadrículas fue baja, alcanzando el índice de Sorensen un valor de 0,35, con 6 cuadrículas utilizadas por las aves en ambas épocas. No obstante, estas 6 cuadrículas contabilizaban un número similar y elevado de registros en ambas épocas (69% en invierno y 76% en primavera). En la Figura 1 se sintetizan los resultados correspondientes a ambas épocas. Como puede observarse en la distribución del número de especies y de individuos por cuadrícula (Fig. 1) los registros tienden a acumularse en el centro del área urbana, especialmente en aquellas cuadrículas con mayor superficie de parques urbanos.

Dadas estas diferencias realizamos un análisis de regresión logística por separado para cada época. Durante el invierno, el modelo obtenido fue significativo ($-2 \log$ verosimilitud máxima = 84,85, $X^2 = 18,86$ gl = 1, $P < 0,0001$, Pseudo $R^2 = 0,261$) e incluyó únicamente a la proporción de parques como variable predictora de la presencia de especies introducida (Constante = $-3,77 (\pm 0,478)$, Wald = 62,124, $P < 0,0001$; Parques = $10,642 (\pm 2,493)$, Wald

= 18,223, $P < 0,0001$). La predicción correcta de la ausencia fue de 99,46%, de la presencia 33,36% y la conjunta 95,94%. Este grado de acierto era significativo ($X^2 = 53,88$, $P < 0,0001$). Cuantitativamente, el número total de especies estaba positivamente correlacionado con la proporción de parques (Spearman $r_{11} = 0,657$, $P = 0,028$) y negativamente con la proporción de cultivos (Spearman $r_{11} = -0,649$, $P = 0,031$). El número de individuos únicamente se hallaba correlacionado con la proporción de parques (Spearman $r_{11} = 0,651$, $P = 0,030$).

Durante la primavera el modelo de regresión logística obtenido fue también significativo ($-2 \log$ verosimilitud máxima = 141,998, $X^2 = 13,348$, $gl = 1$, $P < 0,0001$, Pseudo $R^2 = 0,128$) e incluyo sólo a la proporción de parques (Constante = $-2,50 (\pm 0,285)$, Wald = 76,87, $P < 0,0001$; Parques = 7,499 ($\pm 2,041$), Wald = 13,492, $P < 0,0001$). La predicción correcta de la ausencia fue de 99,43%, de la presencia 17,39% y la conjunta 89,95%. Este grado de acierto era significativo ($X^2 = 23,22$, $P < 0,0001$). Cuantitativamente, el número de especies estaba positivamente correlacionado con la proporción de parques (Spearman $r_{23} = 0,484$, $P = 0,019$) y calles (Spearman $r_{23} = 0,470$, $P = 0,024$) y negativamente con la

proporción de cultivos (Spearman $r_{23} = -0,499$, $P = 0,015$). Estos resultados hay que tomarlos con precaución ya que de los 23 casos, 20 alcanzaban un valor igual a 1. El número de individuos estaba positivamente correlacionado con la proporción de parques (Spearman $r_{23} = 0,613$, $P = 0,002$) y calles (Spearman $r_{23} = 0,447$, $P = 0,032$) y negativamente con la proporción de cultivos (Spearman $r_{23} = -0,431$, $P = 0,040$).

Esta preponderancia de los parques urbanos como variable predictora de la distribución de las especies exóticas y el rechazo de los cultivos se veía corroborada por el uso que de los parques hacen tales especies durante ambas épocas (Tabla 2) ya que este hábitat acumula alrededor de un 80% de los individuos registrados. El análisis de selección del hábitat efectuado sobre estos datos (Tabla 2) indica que las proporciones de uso y disponibilidad de los diferentes hábitats se alejan significativamente de una distribución al azar tanto en invierno a ($X^2 = 1327,06$, $P < 0,001$) como durante la época reproductora ($X^2 = 1811,47$, $P < 0,001$). En ambas épocas los parques urbanos fueron acusadamente seleccionados, especialmente durante el invierno (Tabla 2). Los cultivos tuvieron una selección negativa durante el invierno.

TABLA 2

Índices de selección de las diversas categorías del paisaje durante la época reproductora y la invernal. «Otros» incluye el resto de las categorías del paisaje: humedal, litoral, bosque y ribereño. Pi: proporción de recursos disponibles en la categoría i; Ui: número de individuos observados en la categoría i; Esp: número de individuos esperados en la categoría i. W: tasa de selección. La selección positiva se simboliza con S +, la negativa con S -, la ausencia de selección con NSEL. El nivel de significación se obtuvo tras la corrección de Bonferroni ($0,05/n$.º de pruebas de X^2). *: $P < 0,01$.

[*Estimation of selection indexes for landscape categories during the breeding and the wintering season. «Others» include the rest of landscape categories: wetland, seashore, wood and rivers. Pi: proportion of available resource units that are in category i; Ui: individuals observed in category i; Esp: number of expected individuals in category i; W: selection ratio. Positive and negative selection are symbolized by S + and S - respectively, and no selection by NSEL. The levels of statistic significance were obtained after applying the Bonferroni correction (0.05/ X^2 test numbers). *: $P < 0,01$.]*

Categorías [Categories]	Pi	Primavera [Spring]			Invierno [Winter]		
		Ui	Esp.	W	Ui	Esp.	W
Cultivos [Cultivates]	0,419	15	55,72	0,267 NSEL	3	40,22	0,074 S - *
Edificios [Built-up area]	0,412	0	54,79	0 NSEL	13	39,55	0,327 S - *
Solares [Derelict land]	0,094	8	12,50	0,638 NSEL	0	9,02	0 NSEL
Parques [Parks]	0,047	110	6,25	17,595 S + *	80	4,51	17,721 S + *
Otros [Others]	0,023	0	3,06	0 NSEL	0	2,21	0 NSEL

Distribución y selección de hábitat en los parques urbanos

A lo largo del ciclo anual las especies introducidas fueron registradas en 24 de los 130 parques muestreados. La variación mensual en el número de especies no fue muy acusada oscilando entre 3 y 6 especies. El número de individuos registrados por mes experimentó una oscilación similar entre 31 y 55 individuos. Mensualmente, el número de parques con presencia de aves fue bastante constante, oscilando entre 4 y 9 (Fig. 2). Algunos parques fueron

utilizados todos los meses y otros con menor frecuencia. Atendiendo a este dato, el índice de Sorensen comparando entre meses osciló entre 0,36 y 0,85 manteniéndose la mayor parte del año en torno a un valor de 0,5 (Fig. 2).

Dada esta similitud, y en aras de la brevedad, se optó por realizar un único análisis de regresión logística con la presencia o ausencia de especies por parque registrada a lo largo de todo el ciclo anual. El modelo obtenido fue significativo ($-2 \log$ verosimilitud máxima = 124,363, $X^2 = 71,240$, $gl = 3$, $P < 0,001$, Pseudo $R^2 = 0,68$) e incluyo tres variables (Tabla 3). La

TABLA 3

Modelo de regresión logística explicando la presencia de aves introducidas en los parques urbanos en función de las características de estos y de su paisaje circundante. ES = error estándar.
 [Logistic regression model explaining introduced bird species presence as a function of park's characteristics and of its surrounding landscape. SE = standard error.]

Variables [Variables]	Coefficientes [Coefficients]	ES [SE]	Wald	P
Constante [Constant]	-5,205	1,318	15,57	0,000
Área [Area]	4,798	0,991	23,42	0,021
% medio de cubierta arbustiva [% shrub cover]	0,737	0,032	5,28	0,010
% de superficie de parques en un radio de 500 m [% of parks in a 500 m radius circle]	0,089	0,035	6,58	0,000

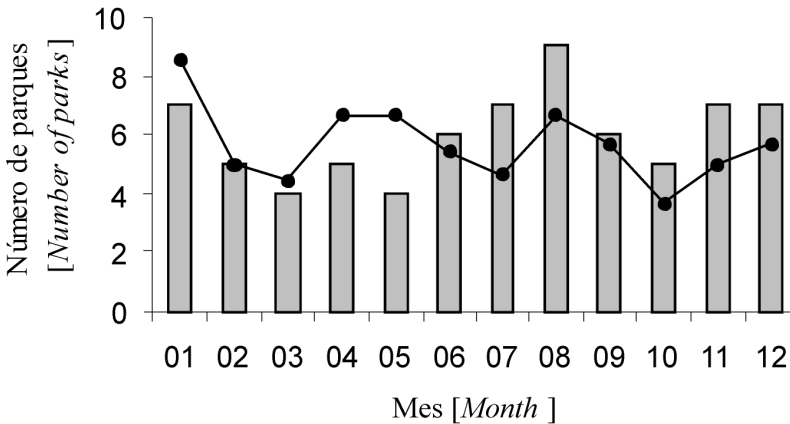


FIG. 2.—Las barras indican el número de parques utilizados por las aves mensualmente. La línea indica el coeficiente de Sorensen entre pares de meses. Este coeficiente oscila entre 0 y 1 pero se ha multiplicado por 10 con el fin de mejorar la gráfica.
 [Bars show the number of urban parks per month used by introduced birds. Line shows the values of Sorensen index between pairs of months. The index can take values between 0 and 1 but it has been multiplied by 10 with the aim to improve the graph.]

predicción correcta de la ausencia fue de 96,23%, de la presencia 70,83%, y la conjunta 91,54%. Este grado de acierto era significativo ($X^2 = 64,27$, $P < 0,0001$). Es reseñable que otras dos variables, la cobertura de árboles frutales y el número de parques en un radio de 500 m, aunque no fueron incluidas en el modelo alcanzaron una probabilidad cercana a la significativa ($P = 0,0571$ en ambos casos).

Pocas de las correlaciones entre las variables dependientes cuantitativas y las independientes fueron significativas. El número máximo de individuos no aparecía correlacionado con ninguna de las variables; el número total de especies se hallaba positivamente correlacionado con el número de especies arbustivas (Spearman $r_{24} = 0,41$, $P = 0,043$) y con la cobertura arbustiva (Spearman $r_{24} = 0,55$, $P = 0,005$); el número de meses en que los parques fueron utilizados se hallaba positivamente correlacionado con la superficie del parque (Spearman $r_{24} = 0,46$, $P = 0,022$) y negativamente con la distancia al parque mayor de 10 Ha más cercano (Spearman $r_{24} = -0,47$, $P = 0,018$). De estas correlaciones las que relacionan el número de especies con el resto de variables son las más dudosas en cuanto de los 24 valores, 20 eran igual a 1 especie.

DISCUSIÓN

Dos son los rasgos que caracterizan a la distribución de las especies en el área de estudio. Por un lado, la selección del paisaje urbano frente al rural o a los hábitats naturales, circunstancia señalada repetidas veces (Clavell *et al.*, 1991; Lever, 1997; Truffi & Stastny, 1997; Garrett, 1997; Gómez & Alcalá, 1999; Murgui, 2001a; Vilà *et al.*, 2001; Pithon & Dytham, 2002). Por otro, la extrema vinculación de las aves tanto a sectores muy concretos de la ciudad como incluso a determinados parques urbanos.

En líneas generales, esta situación es debida a la conjunción de las características de la comunidad de aves y de la distribución espacial de los hábitats y recursos en el área de estudio. La comunidad de aves posee como rasgos más destacados una reducida riqueza de especies, la mayoría de las cuales son ocasionales, y una abundancia dominada por las especies reproductoras. Estas, a su vez, poseen poblaciones

reducidas que forman 7 u 8 pequeñas colonias a partir de las cuales usan, fundamentalmente, otros parques como área de campeo. Son estas especies las que determinan en gran medida los resultados.

En Valencia, el paisaje rural que rodea a la ciudad resulta poco adecuado para las especies introducidas debido a la escasez de substratos de nidificación y a que el tipo de cultivos, hortalizas y cítricos, no parece demasiado atractivo como recurso trófico. Similares resultados han sido señalados para la Cotorra Argentina en Mallorca (Sastre & Gordiola, 1999). Por otro lado, los diversos análisis estadísticos efectuados coinciden en señalar a la proporción de parques como el principal factor que explica la distribución del número de especies e individuos por cuadrícula. Otros estudios han señalado esta vinculación de las especies introducidas a los parques urbanos y, en general, a zonas con presencia de vegetación exótica (Sol *et al.*, 1997; Garrett, 1997; Pithon & Dytham, 1999). En Valencia, las razones de esta vínculo son fundamentalmente tróficas aunque algunas especies (Cotorra Argentina, Cotorra de Kramer, Inseparable Cabecinegro, Estornino Metálico *Lamprotornis chalybaeus*) ubican también sus nidos en los parques urbanos. En nuestra área de estudio, esta vinculación con el área urbana podría verse favorecida por los bajos niveles poblacionales, de tal modo que los individuos únicamente estarían ocupando los hábitats óptimos (Fretwell & Lucas, 1970).

La variabilidad explicada en los modelos de regresión correspondientes a la distribución por cuadrícula, era, no obstante, reducida. Uno de los factores que contribuían a esta situación era las observaciones de Psittacidae, sobre todo Cotorra de Kramer y Cotorra Argentina, en el paisaje agrario, especialmente durante la primavera. Resulta imposible determinar si estas corresponden a nuevos escapes, a individuos procedentes de otras localidades cercanas o a individuos temporalmente separados de los bandos de la ciudad. Esta última posibilidad no es descartable ya que estas especies son capaces de efectuar largos desplazamientos diarios mientras rastrean la disponibilidad de frutos (Gilardi & Munn, 1998; Loiselle, 1998; Hyman & Pruett-Jones, 1995; Terborgh *et al.*, 1990).

No obstante, el factor principal que contribuía a la escasa variabilidad explicada es la

tendencia de las aves a permanecer en las cercanías de algunos parques, muy pocos, a partir de los cuales realizan cortos desplazamientos en busca de alimento (*obs. pers.*). De este modo, cuadrículas con una gran superficie de parques, aparentemente aptos para la alimentación o ubicación de nidos, permanecen sin utilizar o sin ser colonizadas. Varias causas podrían explicar esta situación. Los principales factores que determinaban la presencia de especies de aves introducidas, en los parques urbanos eran la superficie y el grado de aislamiento de los parques. En los parques más grandes suelen haber árboles de gran tamaño con oquedades adecuadas para los nidos de Cotorra de Kramer o palmeras *Phoenix spp* y pinos *Pinus spp* con el porte necesario para la ubicación de nidos de Cotorra Monje (Sol *et al.*, 1997). Es posible que en la decisión inicial de establecimiento de las colonias influyeran estas características. Como resultado, se ubican en parques — o junto a un parque, en el caso de las situadas en un edificio— que, para el rango de tamaños existente en la ciudad, podemos considerar grandes, oscilando entre 1 y 18 ha. Por otro lado, los parques urbanos en Valencia se distribuyen de tal modo que los de mayor tamaño se hallan en el centro urbano y están más próximos entre sí, mientras que los de la periferia son más pequeños y están más aislados (Murgui, 2001b). Las colonias se hallan, por tanto, mayoritariamente en el centro de la ciudad. Dada esta ubicación y la tendencia de estas especies a formar bandos a la hora de alimentarse, lo que limita la dispersión de individuos entre parques, no es extraña, pues, la selección de los parques más grandes y el escaso uso de otros más alejados.

Un segundo grupo de razones estaría relacionado con los recursos tróficos. Los parques más grandes poseen, asimismo, mayor cantidad de superficie de césped (Murgui, 2001b), un substrato atractivo para las especies de estorninos irisados *Lamprolaima spp.* y para otras ocasionales como el Periquito *Melospittacus undulatus* o el Canario *Serinus canaria*. Los parques más grandes poseen, asimismo, una mayor cobertura de árboles frutales (Murgui, 2001b) y, como hemos visto, esta variable estaba en el margen de significación para ser incluida en el modelo de regresión. Los parques de mayor tamaño podrían, incluso, ofrecer una mayor disponibilidad de frutos a lo largo de

todo el año paralelamente a la existencia de árboles frutales con diferente fenología de fructificación, aspecto que podría estar relacionado con la correlación positiva de la superficie con el número de meses en que los parques fueron usados. Esta circunstancia, sumada a la existencia de abundantes recursos en la cercanía de los núcleos reproductores, implicaría que las aves no necesitarían realizar largos desplazamientos para satisfacer sus requerimientos energéticos diarios (Sol *et al.*, 1997; Pithon & Dytham, 2001). En Valencia, las especies de Psittacidae seleccionan positivamente los frutos de palmeras datileras *Phoenix spp.* (*obs. pers.*) que constituyen la segunda especie arbórea más abundante en los parques urbanos (Murgui, 2001b) y las especies arbóreas cuyos frutos seleccionan más positivamente suman unos 5.000 individuos, es decir, el 8% de los árboles de calles y avenidas (Ayuntamiento de Valencia, 1997). De este modo, es posible que los recursos tróficos en la ciudad (al menos, en algunas épocas del año) sean lo suficientemente abundantes como para mantener a las poblaciones confinadas en ciertas zonas. Esto no quiere decir que no efectúen desplazamientos más largos, como ya se ha indicado. Para el bando, fácilmente diferenciable, de Aratinga de Guayaquil, nuestras observaciones sugieren que las distancias extremas desde el centro de la ciudad podrían corresponder a un fenómeno de este tipo en el que esta especie utiliza parques más alejados, o árboles productores (*Almez Celtis australis* y Palmera Datilera) situados en calles y avenidas, cuando existe una disminución de los recursos en las áreas de campeo más cercanas a los nidos. Tomar en consideración las variaciones estacionales en el uso del hábitat en respuesta a variaciones en la oferta trófica, un comportamiento común en otras especies de Psittacidae (Gilardi & Munn, 1998; Loiselle, 1998; Terborgh *et al.*, 1990), exigiría, dado el pequeño tamaño poblacional de las especies reproductoras y la tendencia a desplazarse en bandos, el seguimiento de estos (véase, por ejemplo, Graham, 2001). Un aspecto intrigante de nuestros resultados es la inclusión de la cobertura de arbustos o el número medio de especies arbustivas, a la hora de determinar la presencia de especies introducidas. Los arbustos apenas son utilizados por estas especies, y ni la riqueza de especies arbustivas o su cobertura presentaba correlaciones apreciables con el res-

to de variables descriptoras de los parques, así que no tenemos una explicación para este hecho.

Otros dos aspectos podrían contribuir a la vinculación de las aves a zonas concretas. Por un lado, una limitada capacidad de dispersión debida a un bajo éxito reproductor, como se ha señalado para la Cotorra de Kramer en Inglaterra (Pithon & Dytham, 1999); desconocemos los parametros reproductores de las poblaciones presentes en la ciudad de Valencia, así que no podemos pronunciarnos sobre este aspecto. Por otro, la atracción que los bandos de las especies reproductoras ejercen sobre individuos escapados de otras especies de Psittacidae o Cacatuidae. En condiciones naturales los bandos de Psittacidae están compuestos a menudo por diferentes especies (por ejemplo, Chapman *et al.*, 1989). De modo similar, en Valencia hemos registrado bandos multiespecíficos de Cotorra de Guayaquil junto a Amazona Frentiazul, Aratinga Mitrada *Aratinga mitrata* y Aratinga Nanday *Nandayus nenday*; de Cotorra de Kramer con Loro del Senegal *Poicephalus senegalensis* y Ninfa *Nymphicus hollandicus*; de Cotorra Argentina con Loro de Senegal. Estos bandos han persistido entre varios meses y varios años. En esta situación, las aves tenderían a acumularse en los parques más usados por estas especies, disminuyendo de este modo el número de parques de menor tamaño usado por las aves recientemente escapadas.

Para acabar, son reseñables otros factores que podrían influir en nuestros resultados pero cuya verificación cae fuera de las posibilidades de este estudio. En las ciudades pueden existir menores niveles de predación (pero véase Sorace, 2002) o de competencia, lo que facilita el proceso de establecimiento de especies introducidas (Lodge, 1993). Un número posiblemente elevado de aves exóticas son mantenidas como mascotas y, por tanto, existe una mayor probabilidad de que se produzcan escapes accidentales o sueltas deliberadas de individuos que en el entorno no urbanizado. Este factor contribuye no sólo a una mayor cantidad de avistamientos, sino a incrementar la probabilidad de que una especie llegue a establecerse como reproductora (Duncan, 1997; Green, 1997). Finalmente, muchas de las especies registradas en Valencia utilizan hábitats urbanos también en su área de origen (Collar, 1996; Feare *et al.*, 1998). Esta circunstancia podría indicar una cierta preadap-

tación a los hábitats perturbados que facilitaría los procesos de invasión y establecimiento. Pese a la importancia que reviste la conducta en los procesos de invasión, este aspecto ha sido más desatendido (Holway & Suarez, 1999) si bien existen, en relación con la avifauna, algunos estudios (Sol & Lefebvre, 2000).

Todos estos aspectos no hacen sino poner de manifiesto la necesidad de un mayor número de estudios de la autoecología de las especies, con el fin de obtener una visión mas completa de las relaciones que estas aves mantienen con el hábitat en los lugares donde son introducidas.

AGRADECIMIENTOS.—Agradecemos a José Luis Tellería y a David Muñoz su amable ayuda al proporcionarnos algunos programas estadísticos necesarios para finalizar el trabajo. Los comentarios de Daniel Sol contribuyeron a mejorar el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- ATIENZA, J. C. La utilización de índices en el estudio de selección de recursos. *Ardeola*, 41: 173-176.
- AYUNTAMIENTO DE VALENCIA. 1997. *Anuario Estadístico de la ciudad de Valencia*. Ayuntamiento de Valencia. Valencia.
- BELLAMY, P. E., HINSLEY, S. A. & NEWTON, I. 1996. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal of Applied Ecology*, 33: 249-262.
- BENDER, D. J., CONTRERAS, T. A. & FAHRIG, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79: 517-533.
- BLACKBURN, T. M. & DUNCAN, R. P. 2001. Determinants of establishment success in introduced birds. *Nature*, 414: 195-197.
- CABO, M. J. & POLO, A. (Coord.) 2000. *Aves de la Comunidad Valenciana 1998*. Societat Valenciana d'Ornitologia. Valencia.
- CASE, T. J. 1996. Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. *Biological Conservation*, 78: 69-96.
- CHAPMAN, C. A., CHAPMAN, L. J. & LEFEBVRE, L. 1989. Variability in parrot flock size: possible functions of communal roosts. *The Condor*, 94:842-847.
- CLAVELL, J., MARTORELL, E., SANTOS, D. M. & SOL, D. 1991. Distribució de la Cotorreta de Pit Gris *Myiopsitta monachus* a Catalunya. *Bulletí del Grup Català D'Anillament*, 8:15-18.
- CONNOR, E. F. & MCCOY, E. D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist*, 113: 791-833.

- CRAWLEY, M. J. 1993. *GLIM for ecologists*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- DÍAZ, M. & GALIANA, F. 1996. *Estudio paisajístico de la Huerta de Valencia*. Ayuntamiento de Valencia. Valencia.
- DIES, J. I., DIES, B. & CALETRO, J. (Coord.) 1988. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia.
- DIES, J. I., DIES, B. & CAMPS, A. (Coord.) 1989 a 1990. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. (Coord.) 1991 a 1994. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia.
- DUNCAN, R. P. 1997. The role of competition and introduction effort in the success of passeriform birds introduced to New Zealand. *The American Naturalist*, 149: 903-915.
- ELTON, C. S. 1958. *The ecology of invasion by animals and plants*. Methuen. London.
- FEARE, C. J. 1996. Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri*: a love-hate relationship in the making? En, J. S. Holmes & J. R. Simons (Eds.): *The introduction and naturalisation of birds*. The Stationery Office. London.
- FEARE, C. J. & CRAIG, A. 1998. *Starlings and Mynas. Helm Identification Guides*. Christopher Helm. London.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons. New York.
- FRETWELL, S. D. & LUCAS, H. L. Jr. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica*, 19: 16-36.
- GALBRAITH, C. A. 1996. Concluding remarks. En, J. S. Holmes & J. R. Simons (Eds.): *The introduction and naturalisation of birds*. The Stationery Office. London.
- GARRETT, K. L. 1998. Population, trends and ecological attributes of introduced parrots, doves and finches in California. En, R. O. Baker & A. C. Crabb (Eds). Proc. 18th Vertebr. Pest Conf. Univ. of California. Davis.
- GARRETT, K. L. 1997. Population status and distribution of naturalized parrots in Southern California. *Western Birds*, 28: 181-195.
- GARRETT, K. L., MABB, K. T., COLLINS, C. T., & KARES, L. M. 1997. Food items of naturalized parrots in Southern California. *Western Birds*, 28: 196-201.
- GILARDI, J. A. & MUNN, C. A. 1998. Patterns of activity, flocking, and habitat use in parrots of the Peruvian Amazon. *The Condor*, 100: 641-653.
- GÓMEZ, M. & ALCALÁ, E. 1999. Cotorra gris de Argentina, una mascota que cría en libertad. *Quercus*, 158: 14-19.
- GRAHAM, C. 2001. Habitat selection and activity budgets of Keel-billed Toucans at the landscape level. *The Condor*, 103: 776-784.
- GREEN, R. E. 1997. The influence of numbers released on the outcome of attempts to introduce exotic bird species to New Zealand. *Journal of Animal Ecology*, 66: 25-35.
- HAIR, J. F., ANDERSON, R. E., TATHAM, R. L. & BLACK, W. C. 1999. *Análisis multivariante*. Prentice Hall Iberia. Madrid.
- HYMAN, J. & PRUETT-JONES, S. 1995. Natural History of the Monk Parakeet in Hyde Park. *Wilson Bulletin*, 104: 413-424.
- HOLWAY, D. A. & SUAREZ, A. V. 1999. Animal behavior: an essential component of invasion biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 328-330.
- HOSMER, D. W. & LEMESHOW, S. 1989. *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons. New York.
- JOHNSON, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65-71.
- KOTLIAR, N. B. & WIENS, J. A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: A hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, 59: 253-260.
- LEVER, C. 1997. Ring-necked Parakeet. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser. London.
- LOCKWOOD, J. L. & MOULTON, M. P. 1994. Ecological pattern in Bermuda birds: the influence of competition and implications for nature reserves. *Evolutionary Ecology*, 8: 53-60.
- LOCKWOOD, J. L. 1999. Using taxonomy to predict success among introduced avifauna: relative importance of transport and establishment. *Conservation Biology*, 13: 560-567.
- LODGE, D. M. 1993. Biological invasions: lessons for Ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 133-137.
- LOISELLE, B. A. 1998. Bird abundance and seasonality in a Costa Rica lowland forest canopy. *The Condor*, 90: 761-772.
- MAGURRAN, A. E. 1987. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm. London.
- MANLY, B., McDONALD, L. & THOMAS, D. 1993. *Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies*. Chapman & Hall. New York.
- MARCHANT, J. H. 1996. Recording and monitoring of escaped and introduced birds in Britain and Ireland. En, J. S. Holmes & J. R. Simons (Eds.): *The introduction and naturalisation of birds*. The Stationery Office. London.
- MOULTON, M. P. & SANDERSON, J. G. 1996. Predicting the fates of Passeriform introductions on oceanic islands. *Conservation Biology*, 11: 552-558.

- MOULTON, M. P., MILLER, K. E. & TILLMAN, E. A. 2001. Patterns of success among introduced birds in the Hawaiian islands. En: J. T. Rotenberry (Ed.): *Evolution, ecology, conservation and management of Hawaiian birds: a vanishing avifauna*. Studies in Avian Biology N.º 22. Cooper Ornithological Society.
- MURGUI, E. 1998. First results of the wintering bird atlas of the city of Valencia. *Biologia e Conservazione della Fauna*, 102: 155-162.
- MURGUI, E. 2000. Aves de la ciudad de Valencia. Lista sistemática y características de la comunidad reproductora. *El Serenet*, 4: 35-42.
- MURGUI, E. 2001a. Factors influencing the distribution of exotic bird species in Comunidad Valenciana (Spain). *Ardeola*, 48: 149-160.
- MURGUI, E. 2001b. *Influencia de las características de los parques urbanos y su paisaje circundante sobre el número de especies de aves invernantes*. Trabajo de investigación. Universitat de València. Valencia.
- OGILVIE, M., & THE RARE BREEDING BIRDS PANEL. 1999. Non-native birds in the United Kingdom in 1996. *British Birds*, 92: 176-182.
- PITHON, J. A., & DYTHAM, C. 1999. Censuses of the British Ring-necked Parakeet *Psittacula krameri* population by simultaneous counts of roosts. *Bird Study*, 46: 112-115.
- PITHON, J. A., & DYTHAM, C. 1999. Breeding performance of Ring-necked Parakeet *Psittacula krameri* in small populations in southeast England. *Bird Study*, 46: 342-347.
- PITHON, J. A., & DYTHAM, C. 2001. Distribution and development of introduced Ring-necked Parakeets *Psittacula krameri* in Britain between 1983 and 1998. *Bird Study*, 49: 110-117.
- PRODON, R. & LEBRETON, J. D. 1981. Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the holm oak and cork oak series in eastern Pyrenees. 1. Analysis and modelling of the structural gradient. *Oikos*, 37: 21-38.
- SASTRE, A. & GORDIOLA, F. 1999. Noves dades de cria de la cotorra de pit gris *Myiopsitta monachus* a Mallorca. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 14: 15-18.
- SOL, D., SANTOS, D. M., FERIA, E., & CLAVELL, J. 1997. Habitat selection by the Monk Parakeet during colonization of a new area in Spain. *The Condor*, 99: 39-46.
- SOL, D. & LEFEBVRE, L. 2000. Behavioural flexibility predicts invasion success in birds introduced to New Zealand. *Oikos*, 90: 599-605.
- SORACE, A. 2002. High density of bird and pest species in urban habitats and the role of predator abundance. *Ornis Fennica*, 76: 60-71.
- SVO. 1994 to 1998. *El Serenet* Vol. 0 a 4. Societat Valenciana d'Ornitologia. Valencia.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T. 1994. Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. *Biological Conservation*, 71: 61-67.
- TERBORGH, J., ROBINSON, S. K., PARKER III, T. A., MUNN, C. A. & PIERPONT, N. 1990. Structure and organization of an amazonian forest bird community. *Ecological Monographs*, 60: 213-238.
- TRUFFI, G. & STASTNY, K. 1997. Monk Parakeet. En: Hagemeyer, E. J. M., & Blair, M. J. (eds.). En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser, London.
- VELTMAN, C. J., NEE, S. & CRAWLEY, M. J. 1996. Correlates of introduction success in exotic New Zealand birds. *American Naturalist*, 147: 542-557.
- WHITAKER, R. H. 1998. *Island Biogeography: ecology, evolution and conservation*. Oxford University Press. Oxford.
- WIENS, A. J. 1989. *The ecology of bird communities. Vol. 1. Processes and variations*. Cambridge University Press. Cambridge.
- WILLIAMSON, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall. New York
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Jersey.

Enrique Murgui (MSc) works as environmental consultant and currently is doing his thesis at University of Valencia. His main research interests are related to landscape ecology, urbanization and conservation and management of bird populations. **Anna Valentín** is a University of Valencia graduate. She actively takes part on bird and small mammal census project. Her main research interests are related with the ecology of small mammal populations.

[Recibido: 08-01-03]
[Aceptado: 21-06-03]

APÉNDICE I

Lista sistemática de las especies de aves exóticas detectadas en la ciudad de Valencia entre 1988 y 2001. En negrita especies detectadas durante la realización de este estudio. Abundancia es el número total de individuos detectados. Los paréntesis indican una estima del tamaño de las poblaciones reproductoras. Años es el total de años con registros de la especie. R: especies reproductoras, PR: especies de reproducción posible o probable. O: especies avistadas ocasionalmente.

[Systematic list of the species recorded in the city of Valencia between 1988 and 2001. Boldface indicates the species recorded during the fieldwork of this study. Abundance is the number of records. Figures in parenthesis indicate the size of the breeding population. Years is the total number of years with records of the species. R: breeding species; PR: possible breeding species; O: occasional sightings.]

Especies [Species]	Origen [Origin]	Años [Years]	Estatus [Status]	Abundancia [Abundance]
Pato Mandarin <i>Aix galericulata</i>	Eurasia	7	PR	2
Tórtola del Cabo <i>Oena capensis</i>	Africa	1	O	—
Ninfa <i>Nymphicus hollandicus</i>	Australia	3	PR	—
Periquito <i>Melopsittacus undulatus</i>	Australia	8	O	4
Cotorra de Kramer <i>Psittacula krameri</i>	Africa, Asia	14	R	(15)
Inseparable Cabecinegro <i>Agapornis personatus</i>	Africa	1	R	(2)
Inseparable de Namibia <i>Agapornis roseicollis</i>	Africa	1	O	—
<i>Agapornis spp.</i>	Africa	1	O	—
Loro del Senegal <i>Poicephalus senegalus</i>	Africa	5	O	3
Aratinga Mitrada <i>Aratinga mitrata</i>	América	3	PR	—
Aratinga de Guayaquil <i>Aratinga erythrogenys</i>	América	9	R	(21)
Aratinga Nanday <i>Nandayus nenday</i>	América	1	O	—
Loro Barranquero <i>Cyanoliseus patagonus</i>	América	2	O	—
Cotorra Argentina <i>Myiopsitta monachus</i>	América	14	R	(80)
Amazona Frentiazul <i>Amazona aestiva</i>	América	5	PR	(2)
Canario <i>Serinus canaria</i>	Africa	1	O	1
Canario de Mozambique <i>Serinus mozambicus</i>	Africa	1	O	—
Estrilda Común <i>Estrilda astrild</i>	Africa	2	O	4
Diamante Mandarin <i>Poephila guttata</i>	Australia	1	O	1
Tejedor Enmascarado <i>Ploceus intermedius</i>	Africa	1	O	—
Estornino Metálico <i>Lamprotornis chalybaeus</i>	Africa	4	R	(5)
Estornino Colilargo <i>Lamprotornis caudatus</i>	Africa	5	PR	(4)
Mina del Himalaya <i>Gracula religiosa</i>	Asia	2	O	—

Referencias [References]: Dies *et al.*, 1988, 1989-1990; Dies & Dies, 1991-1994; SVO 1995-1997; Cabo & Polo, 2000; Murgui, 2000; Murgui, *obs. pers.*