

RELACIONES AVES–HABITAT EN EL SECTOR SUBURBANO DE MAR DEL PLATA, ARGENTINA

Lucas M. Leveau

Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3250, (7600) Mar del Plata, Argentina.
E-mail: lucasleveau@yahoo.com.ar

ABSTRACT. – Bird-habitat relationships in the suburban areas of Mar del Plata City, Argentina. –

The suburban sector is a portion of the urban-rural gradient where bird richness increases significantly. However, very few studies have analyzed the environmental factors that determine the presence of species in this sector. The aim of this paper is to identify the environmental factors that determine bird richness, abundance, density of guilds, and species density in the suburban sector of Mar del Plata, Argentina. Birds were surveyed by transect counts during the reproductive period in three residential areas that differed in their house cover, tree cover and street design. Bird richness and bird abundance were positively correlated with the percentage of shrub cover, amount and percentage of tree cover, percentage cover of lawn and habitat diversity. On the other hand, they were negatively correlated with percentage of buildings and asphalt cover. The most of guilds and species analyzed correlated positively with the percentage of shrub cover, amount and percentage of tree cover, percentage cover of lawn, habitat diversity and negatively correlated with the percentage of buildings and asphalt cover. Omnivorous were positively correlated with the percentage of lawn cover and negatively correlated with the asphalt cover. The structural complexity of residential areas, determined by different proportions of buildings, lawns, shrubs and trees, probably favors the presence of an elevated number of species compared to more urbanized sites within the suburban sector, where buildings are the dominant component of the landscape.

RESUMEN. – El sector suburbano es una porción del gradiente urbano-rural donde la riqueza de aves aumenta significativamente. Sin embargo, se sabe poco sobre los factores ambientales que determinan la presencia de especies en ese sector. El objetivo de este trabajo es identificar los factores ambientales que determinan la riqueza de aves, abundancia, densidad de gremios y densidad de especies en el sector suburbano. Se relevaron transectas en tres barrios que difieren en la densidad de casas, arbolado y diseño de las calles, y se contaron aves durante el periodo reproductivo. La riqueza de especies y la abundancia relativa de aves se correlacionaron positivamente con la proporción de arbustos, cantidad y proporción de árboles, proporción de césped y diversidad del hábitat. Por otro lado estuvieron negativamente asociadas con la proporción de edificios y asfalto. La mayoría de los gremios y especies analizadas se correlacionaron positivamente con la proporción de arbustos, cantidad y proporción de árboles, proporción de césped, diversidad del hábitat y negativamente con la proporción de edificios y asfalto. Los omnívoros se correlacionaron positivamente con la proporción de césped y negativamente con la proporción de asfalto. La diversidad estructural de las áreas residenciales, determinada por similares coberturas de edificios, césped, arbustos y árboles, posibilitaría la presencia de un elevado número de especies en relación a sitios más urbanizados, donde los edificios constituyen la estructura dominante del paisaje. *Aceptado el 19 de agosto de 2013.*

Key words: Argentina, environmental factors, guilds, species abundance, species richness, urbanization.

INTRODUCCIÓN

El proceso de urbanización puede ser definido como el incremento en la ocupación humana, relacionado con un aumento en el consumo de energía per capita y una extensa modificación del paisaje (McDonnell & Pickett 1990). El avance de las áreas urbanas sobre las áreas naturales es un problema mundial. El crecimiento poblacional, más acentuado en países en desarrollo como Argentina, promueve la expansión de los límites de las ciudades modificando de forma prácticamente irreversible áreas rurales y prístinas (Morello *et al.* 2000). Aunque las áreas urbanas representan cerca del 3% de la superficie terrestre, su impacto ecológico va más allá de los límites de las ciudades, generando cambios ambientales a escalas locales y globales (Grimm *et al.* 2008). El conocimiento de los sistemas urbanos permitirá un mejor manejo y planeamiento urbano para mantener o aumentar la biodiversidad (Niemelä 2000, Fernández-Juricic & Jokimäki 2001).

El diseño de determinados hábitats dentro de la ciudad, como calles, parques y jardines es importante para el sostenimiento de una alta diversidad de aves (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, Juri & Chani 2005, Daniels & Kirkpatrick 2006, pero ver Goddard *et al.* 2010). Además, la existencia de espacios verdes en la ciudad tiene un impacto positivo sobre la calidad de vida, salud humana y la felicidad (Fuller *et al.* 2007, Mitchell & Popham 2008, Goddard *et al.* 2010). Las áreas urbanas no solo experimentan una extinción local de especies, sino que también los seres humanos son testigos de una “extinción de experiencia”, donde las personas que viven en ciudades con poca riqueza de especies están desconectadas del mundo natural (Miller 2005, Goddard *et al.* 2010).

Las ciudades poseen una variedad de ambientes asociados fundamentalmente con diferentes niveles de densidad de construccio-

nes o grados de urbanización (ej., casas con parques, edificios altos, zonas industriales) y esta variación ambiental en el espacio ha sido estudiada por los ecólogos mediante el paradigma del gradiente (Whittaker 1967, McDonnell & Pickett 1990). Al estudiar gradientes de urbanización se ha registrado una relación negativa entre el nivel de urbanización y la riqueza de especies de aves, aunque niveles intermedios de urbanización pueden tener mayor riqueza de especies que las áreas no urbanas (Blair 1996, Leveau & Leveau 2005, Chace & Walsh 2006). Por lo general, las áreas más urbanizadas poseen una mayor densidad de aves (Marzluff 2001, Garaffa *et al.* 2009). Por otro lado, ciertos rasgos de vida como la dieta y el estatus de residencia son aspectos clave en determinar la presencia de especies en ambientes urbanos (Crocchi *et al.* 2008, Catterall 2009, Marzluff & Rodewald 2008). En general, las especies migratorias e insectívoras son negativamente impactadas por el nivel de urbanización, mientras que las especies omnívoras y residentes son favorecidas (Marzluff & Rodewald 2008, Catterall 2009, Leveau 2013).

Debido a su complejidad estructural determinada por similares coberturas de edificios y diferentes tipos de vegetación, las áreas suburbanas residenciales ofrecerían una mayor oferta de recursos alimenticios, de nidificación y refugio para las aves que las áreas con mayor urbanización o áreas rurales, constituyendo sitios con alta riqueza de especies (Blair 1996; Leveau & Leveau 2004, 2005; Marzluff 2005). Sin embargo, las áreas suburbanas presentan variaciones en la cobertura de vegetación, la densidad de casas o el diseño de las calles (DeGraaf & Wentworth 1986, observ. pers.). Estos factores son claves en determinar la riqueza de especies en ambientes urbanos (DeGraaf 1991, Fernández-Juricic 2000, Pellissier *et al.* 2012). Un análisis de los factores determinantes de la riqueza de especies en áreas urbanas permitirá conocer la res-

puesta de las aves a la urbanización y así tomar medidas adecuadas de conservación y planeamiento urbano.

El objetivo de este trabajo es determinar la relación entre el nivel de urbanización en áreas residenciales ubicadas dentro de la matriz urbana y la abundancia, riqueza, densidad de gremios y especies de aves. Se espera que las áreas residenciales con mayor cobertura de vegetación y menor cobertura de casas presenten una mayor riqueza de aves (DeGraaf 1991, Fernández-Juricic 2000). Por otro lado, se espera que aquellos individuos de especies insectívoras y carnívoras estén relacionados a sitios con mayor arbolado debido a una mayor oferta de alimento y sitios de nidificación, mientras que los individuos de las especies omnívoras estarán en sitios con mayor proporción de césped debido a una mayor oferta de alimento (DeGraaf & Wentworth 1986, DeGraaf 1991).

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se realizó en la ciudad de Mar del Plata (38°00'S, 57°34'O; 38 m s.n.m.; > 600,000 habitantes). Mar del Plata se encuentra en la costa sudeste de la provincia de Buenos Aires, dentro de la subregión de la Pampa Austral de la región Pampeana (Soriano *et al.* 1991), rodeada por un paisaje compuesto por cultivos, pasturas, arboledas, escasos pastizales y bosques naturales. El clima es templado, la temperatura media anual es de 14°C y la precipitación anual es de 920 mm (datos del Servicio Meteorológico Nacional, www.smn.gov.ar).

Muestreo de aves. Los conteos se realizaron en tres barrios residenciales de la ciudad de Mar del Plata (Fig. 1): 1) Barrio Constitución, caracterizado por calles de aproximadamente 3 m de ancho, en dirección de zigzag entre esquinas, casas generalmente unidas, con pequeños parques delanteros y traseros; 2)

Barrio Parque Luro, donde las calles tienen un ancho aproximado de 10 m, con dirección única, casas generalmente unidas, con pequeños parques delanteros y traseros; y 3) Barrio Los Troncos, caracterizado por casas separadas y mayor tamaño de los parques.

Para cada barrio se realizaron conteos de aves durante la mañana, entre las 07:00 y 10:00 h, mediante 15 transectas de 100 m de largo x 50 de ancho, separadas por al menos 100 m. Siempre que fue posible se evitó contar dos veces el mismo individuo. Cada transecta constituyó una réplica. Se realizaron tres visitas a cada transecta, durante la primavera del 2009 y el verano del 2010. La identificación de las especies se realizó mediante el uso de guías de campo (Narosky & Yzurieta 1987), con la ayuda de prismático 7 x 50. Se contaron todas aquellas aves que hacían uso de la transecta, ya sea que estuviesen posadas en un árbol, cantando, alimentándose, sin contar aquellas aves que pasaron volando alto. Datos correspondientes al barrio Los Troncos fueron usados en Leveau (2013).

Muestreo de vegetación. En dos parcelas de 25 m de radio en cada transecta, se midieron las siguientes características del hábitat: 1) cobertura porcentual de: árboles, arbustos, césped (vegetación herbácea manejada), asfalto y edificios; 2) cantidad de árboles menores y mayores a 5 m de altura; y 3) tráfico de autos, motos, bicicletas y peatones durante 3 minutos, medidos simultáneamente durante los conteos de aves. La complejidad del hábitat en cada unidad de muestreo se estimó calculando el índice de diversidad de Shannon (Zar 1999) con los porcentajes de cobertura de árboles, arbustos, césped y edificios. La estructura del hábitat para cada unidad de muestreo fue el resultado del promedio de los valores obtenidos en las dos parcelas.

Análisis estadístico. La riqueza de aves se estimó usando el programa COMDYN, el cual tiene

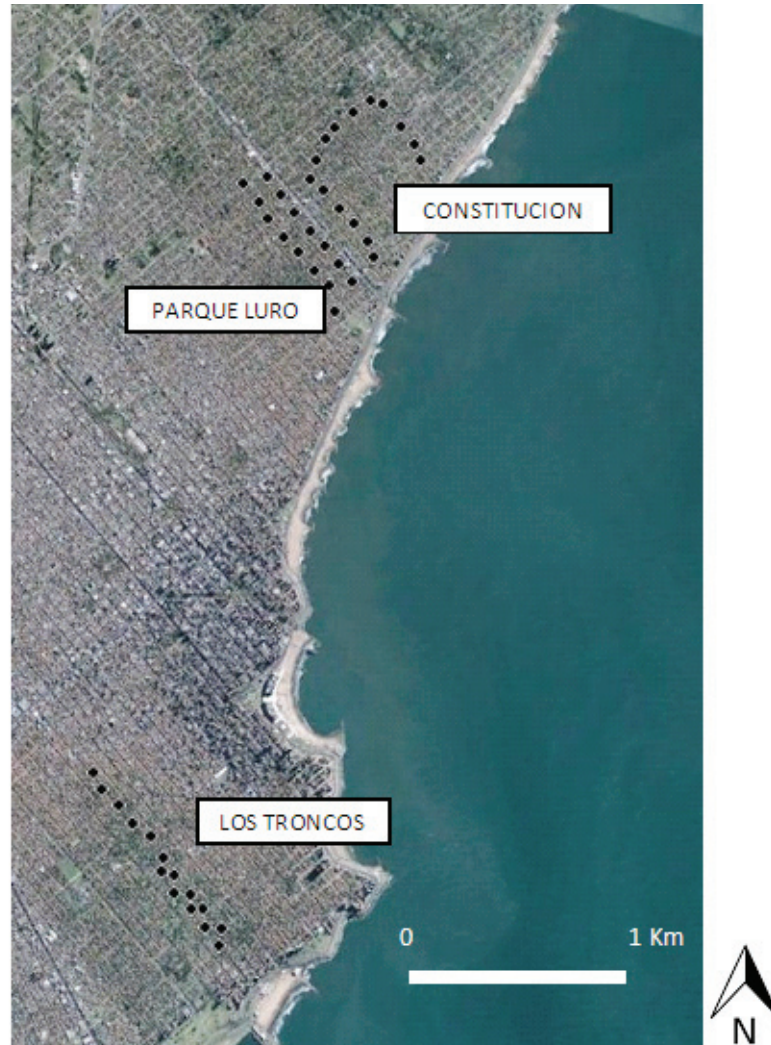


FIG. 1. Imagen Google Earth de la ciudad de Mar del Plata con la ubicación de los tres barrios residenciales y la ubicación de las transectas.

en cuenta diferencias en la detectabilidad entre especies y sitios (Hines *et al.* 1999). Este programa requiere de información sobre la presencia/ausencia de especies en una determinada cantidad de visitas en cada unidad de muestreo, en este caso tres visitas. De acuerdo a la información proveniente de las tres visitas el programa da un valor estimado de la

riqueza de aves con su respectivo error estándar para cada unidad de muestreo.

Las especies se clasificaron de acuerdo a su tipo de alimentación (omnívoras, granívoras, insectívoras, nectarívoras, carnívoras) y estatus de residencia (residentes, migrantes) en base a datos obtenidos de la bibliografía (de la Peña 1988, 1989) (ver Apéndice 1).

Las características del hábitat fueron sintetizadas mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual genera ejes de ordenación que expresan la covariación entre las diferentes características del hábitat. El número de ejes fue igual a aquellos con autovalores mayores o iguales a 1 (Kaiser 1960). Para las posteriores pruebas estadísticas se utilizaron los puntajes de cada eje o "Factor scores". Se consideraron aquellos coeficientes de correlación o "Factor loadings" mayores a 0,40.

La relación entre variables del hábitat y riqueza de aves, abundancia relativa, gremios y especies fue analizada mediante Modelos Lineales Generalizados (Zuur *et al.* 2009). Solo se analizaron estadísticamente aquellas especies observadas en más de 5 unidades de muestreo. Debido a que las variables dependientes fueron datos de conteos se asumió una distribución de Poisson. Cuando se detectaron casos de sobredispersión se asumió una distribución binomial negativa. Estos análisis estadísticos se realizaron con R (The R Development Core Team, 2011), usando la función glm para los modelos con una distribución de Poisson, y la función glm.nb del paquete MASS para los casos con sobredispersión. Se seleccionaron los mejores modelos haciendo una selección de variables de tipo "backward", descartando las variables no significativas ($P > 0,05$) a partir del modelo con todas las variables usando la función anova. La autocorrelación espacial de los residuos se analizó con el programa SAM (Rangel *et al.* 2010). No se encontraron niveles importantes de autocorrelación (I de Moran $< 0,20$) en los residuos de ningún modelo.

RESULTADOS

A partir del ACP se obtuvieron cuatro ejes ambientales, los cuales explicaron el 74% de la varianza (Tabla 1). El primer eje del ACP explicó el 35% de la varianza y estuvo posi-

vamente relacionado con la cobertura de árboles, arbustos, cantidad de árboles, diversidad del hábitat y negativamente relacionado con la cobertura de edificios (Tabla 1). El eje 2 explicó el 14% de la varianza y estuvo positivamente relacionado con la cobertura de asfalto y negativamente relacionado con la cobertura de césped. El eje 3 explicó el 14% de la varianza y estuvo positivamente relacionado con la cantidad de árboles menores a 5 m de altura, cantidad de peatones, tráfico de bicicletas y negativamente relacionado con el tráfico de motos. Por último, el eje 4 explicó el 12% de la varianza, estuvo relacionado positivamente con el tráfico de autos y negativamente relacionado con el tráfico de bicicletas (Tabla 1). Más información acerca de las características del hábitat en cada barrio se muestra en la Tabla 2.

Se registraron un total de 30 especies (ver Apéndice 1), de las cuales el Gorrión (*Passer domesticus*), la Torcaza (*Zenaida auriculata*), el Hornero (*Furnarius rufus*), la Paloma Picazuro (*Patagioenas picazuro*) y el Zorzal Colorado (*Turdus rufiventris*) fueron las más abundantes.

La riqueza de aves se correlacionó positivamente con la proporción de arbustos, cantidad y proporción de árboles y diversidad del hábitat y negativamente con la proporción de edificios (Tabla 3), mientras que la abundancia se relacionó positivamente con la proporción de arbustos, césped, cantidad y proporción de árboles, diversidad del hábitat y negativamente con la cobertura de edificios y asfalto (Tabla 3).

La densidad de carnívoros se relacionó positivamente con la proporción de arbustos, cantidad y proporción de árboles, diversidad del hábitat y negativamente con la proporción de edificios. La densidad de granívoros se relacionó positivamente con la proporción de arbustos, cantidad y proporción de árboles, la diversidad del hábitat, la cantidad de peatones y el tráfico de bicicletas, mientras que se relacionó negativamente con la cobertura de edi-

TABLA 1. Ejes ambientales generados a partir del ACP en barrios suburbanos de Mar del Plata. Se destacan en negrita aquellas correlaciones iguales o mayores a 0,40.

VARIABLES	PC1	PC2	PC3	PC4
ARBOLES	0,94	0,08	0,02	-0,05
ARBUSTOS	0,81	-0,18	0,11	0,11
CESPED	0,30	-0,88	0,08	0,10
EDIFICIO	-0,81	0,15	-0,13	-0,40
ARB_ME5	0,43	0,04	0,74	0,18
ARB_MA5	0,82	0,17	-0,17	-0,01
H_HABITA	0,88	-0,19	0,09	-0,09
PEATONES	-0,31	0,18	0,51	0,00
AUTOS	-0,15	0,16	0,22	0,84
MOTOS	-0,09	0,10	-0,69	0,03
BICICLETAS	-0,29	0,02	0,41	-0,61
ASFALTO	0,21	0,86	0,14	0,32
Autovalores	4,17	1,72	1,59	1,40
% Varianza	35	14	13	12

ficios y el tráfico de motocicletas (Tabla 3). La densidad de omnívoros se relacionó positivamente con la cobertura de césped y negativamente con la cobertura de asfalto. La densidad de insectívoros, migradores y residentes se relacionó positivamente con la proporción de arbustos, césped, cantidad y proporción de árboles, diversidad del hábitat y negativamente con la cobertura de edificios y asfalto (Tabla 3).

La Paloma Picazuró se relacionó positivamente con la proporción de arbustos, cantidad y proporción de árboles, cantidad de peatones y tráfico de bicicletas, mientras que se relacionó negativamente con la proporción de edificios y el tráfico de motos (Tabla 4). El Chimango (*Milvago chimango*), La Torcaza, el Suirirí Real (*Tyrannus melancholicus*), la Ratona Común (*Troglodytes aedon*), el Zorzal Colorado y el Chingolo (*Zonotrichia capensis*) se relacionaron positivamente a la proporción de arbustos, cantidad y proporción de árboles, diversidad del hábitat y negativamente a la proporción de edificios. El Hornero se relacionó positivamente a la proporción de arbus-

tos, cantidad y proporción de árboles, diversidad del hábitat, tráfico de bicicletas y negativamente a la proporción de edificios y el tráfico de autos. El Fiofío Pico Corto (*Elaenia parvirostris*) se relacionó positivamente con la proporción de arbustos, césped, cantidad y proporción de árboles y la diversidad del hábitat, mientras que se relacionó negativamente con la proporción de edificios, asfalto y el tráfico de motos y autos. El Benteveo Común (*Pitangus sulphuratus*), el Gorrión y el Tordo Músico (*Agelaioides badius*) se relacionaron positivamente con la proporción de arbustos, césped, cantidad y proporción de árboles y negativamente con la cobertura de edificios y asfalto. El Tordo Músico además se relacionó positivamente con el tráfico de autos (Tabla 4). Otras especies como la Paloma Doméstica (*Columba livia*), el Picaflor Común (*Chlorostilbon lucidus*), la Calandria Grande (*Mimus saturninus*), el Verderón (*Carduelis chloris*) y el Tordo Renegrado (*Molothrus bonariensis*) no mostraron relaciones significativas con los ejes ambientales.

DISCUSIÓN

La riqueza y abundancia de aves variaron en relación a cambios en el nivel de urbanización. Los mayores valores se registraron en sitios con alta cobertura de diferentes tipos de vegetación y alta diversidad del hábitat, la cual estuvo caracterizada por similares proporciones de árboles, arbustos, césped y edificios. Esta diversidad del hábitat es un indicador de la complejidad estructural del ambiente y de la disponibilidad de nichos, los cuales permitirían la presencia de un mayor número de especies en relación a ambientes con predominancia de un solo aspecto estructural del hábitat (Wiens 1989). Similares resultados fueron encontrados en Tucson (EUA) (Mills *et al.* 1989), San Miguel de Tucumán (Argentina) (Juri & Chani 2005) y Madrid (España) (Fernández-Juricic 2000). A diferencia de los

TABLA 2. Variables ambientales en barrios del sector suburbano de Mar del Plata. Los datos son medias y entre paréntesis desvíos estándares. ¹Datos de cobertura porcentual obtenidos en círculos de 25 m de radio en cada transecta. ²Datos de cantidad / 3 min en cada transecta. ³Índice de diversidad de Shannon.

Variables	Parque Luro	Constitución	Los Troncos
ARBOLES ¹	13,27 (6,87)	15,28 (9,90)	26,97 (9,27)
ARBUSTOS ¹	3,20 (1,62)	5,30 (2,66)	9,20 (4,01)
CESPED ¹	21,53 (6,14)	38,77 (7,72)	28,63 (10,04)
EDIFICIO ¹	43,73 (5,81)	40,00 (4,87)	26,53 (10,03)
ASFALTO ¹	32,00 (0)	19,00 (0)	32,00 (0)
ARB_ME5 ²	8,50 (1,78)	8,07 (2,81)	11,80 (4,02)
ARB_MA5 ²	2,17 (1,60)	2,70 (3,00)	5,73 (3,22)
H ³	0,45 (0,05)	0,49 (0,05)	0,53 (0,04)
PEATONES ²	1,18 (0,92)	0,80 (0,41)	0,73 (0,69)
AUTOS ²	2,78 (1,34)	1,76 (1,23)	2,91 (1,45)
MOTOS ²	0,20 (0,25)	0,16 (0,25)	0,11 (0,27)
BICICLETAS ²	0,27 (0,29)	0,27 (0,23)	0,13 (0,17)

resultados hallados por Fernández-Juricic (2000), es interesante ver que en este estudio el tráfico de autos no fue un aspecto negativo para la riqueza de aves.

La cobertura de vegetación y el nivel de complejidad del hábitat fueron importantes en determinar la presencia de granívoros, insectívoros y carnívoros. Pellissier *et al.* (2012) encontraron que estos gremios se relacionaron a la cobertura de arbustos en el centro urbano de París. Por otro lado, DeGraaf (1991) encontró que las aves carnívoras se relacionaron con la presencia de árboles altos, los cuales les proporcionarían sitios de perchedo y nidificación adecuados. El grupo que incluye a las aves migratorias mostró una correlación positiva con la cobertura de vegetación y la complejidad del hábitat, mientras que mostró una relación negativa con la proporción de edificios. Estos resultados concuerdan con otros estudios realizados a escalas espaciales mayores, donde las aves migratorias fueron negativamente afectadas por el nivel de urbanización (Kark *et al.* 2007, Blair & Johnson 2008, MacGregor-Fors *et al.* 2010). Una mayor cobertura de árboles puede proporcionar adecuados sitios de perchedo

desde donde atrapar insectos, y por otra parte, puede ofrecer una mayor oferta de alimento y sitios de nidificación. De esta forma, estos gremios parecen mostrar similares respuestas al grado de urbanización en diferentes escalas espaciales, de acuerdo a la extensión del estudio (Pellissier *et al.* 2012). La abundancia de residentes mostró un patrón de distribución similar al de los migradores. Este resultado no concuerda con MacGregor-Fors *et al.* (2010), quienes encontraron que la densidad de migradores tiene una relación opuesta a la densidad de aves residentes.

Los omnívoros fueron más abundantes en áreas con mayor cobertura de césped. En general, estos resultados coinciden con DeGraaf & Wentworth (1986) y DeGraaf (1991), quienes encontraron que los individuos omnívoros se relacionaron con la cobertura de césped. Una mayor cobertura de césped les proporcionaría una mayor oferta de alimento.

La mayoría de las especies correlacionaron positivamente sus densidades con la proporción y cantidad de árboles, arbustos, diversidad del hábitat y negativamente con la cobertura de edificios. El Chimango, La

TABLA 3. Resultados de los modelos lineales generalizados entre los ejes ambientales y la riqueza y abundancia de aves y gremios en barrios suburbanos de Mar del Plata. * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$.

		Parámetro	Error estándar	ζ
Riqueza	(Intercepto)	2,37	0,05	
	PC1	0,20	0,04	4,70***
Abundancia	(Intercepto)	3,56	0,04	
	PC1	0,12	0,04	3,10**
	PC2	-0,14	0,04	-3,50***
Insectívoros	(Intercepto)	1,54	0,07	
	PC1	0,34	0,06	5,17***
	PC2	-0,14	0,07	-2,05*
Omnívoros	(Intercepto)	3,04	0,05	
	PC2	-0,19	0,05	-3,57***
Granívoros	(Intercepto)	2,10	0,07	
	PC1	0,34	0,06	5,50***
	PC3	0,18	0,06	2,91**
Carnívoros	(Intercepto)	-2,22	1,05	
	PC1	0,51	0,33	3,22**
Residentes	(Intercepto)	3,52	0,04	
	PC1	0,10	0,04	2,66**
	PC2	-0,13	0,04	-3,37***
Migradores	(Intercepto)	0,07	0,15	
	PC1	0,51	0,13	3,98***
	PC2	-0,29	0,14	-2,00*

Paloma Picazuró, el Hornero, el Zorzal Colorado y el Tordo Músico son especies que nidifican en árboles y generalmente se alimentan en el suelo (de la Peña 2010). Otras especies como el Chingolo o la Ratona Común pueden estar favorecidas por la complejidad estructural debido a que tendrían mayor disponibilidad de sitios de alimentación y refugio. Estos resultados indican que un aumento en la complejidad del hábitat mediante la plantación de árboles y arbustos puede incrementar la presencia de varias especies de aves. Por otro lado, la proporción de césped parece un factor importante para especies como el Benteveo Común, el Gorrión y el Tordo Músico. Estas especies utilizan las áreas de césped para buscar alimento. También es interesante recalcar que varias especies que se relacionaron significativamente con variables de hábitat en una extensión de gradiente urbano (ver

Leveau & Leveau 2004), no mostraron relación alguna con las mismas variables en este estudio. Por ejemplo, la Paloma Doméstica se relacionó positivamente con la proporción de edificios a lo largo del gradiente urbano, pero en el sector suburbano no parece estar relacionada con ninguna variable ambiental. El Tordo Renegrido se relacionó positivamente con la cobertura de césped y negativamente con la cobertura de asfalto y edificios a lo largo del gradiente urbano, pero en el sector suburbano no mostró relaciones significativas con ninguna variable ambiental. Por último, el Gorrión estuvo negativamente relacionado a la proporción de césped en el gradiente urbano, mientras que dentro del sector suburbano estuvo positivamente relacionado a esta variable. Es evidente que la selección de hábitat varió de acuerdo a la extensión del estudio. Por otro parte, la Calandria Grande no se

TABLA 4. Resultados de los modelos lineales generalizados entre los ejes ambientales y las especies de aves en barrios suburbanos de Mar del Plata. * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$.

Especies		Parámetro	Error estándar	<i>t</i>
Paloma Picazuró (<i>Patagioenas picazuro</i>)	(Intercepto)	0,41	0,13	
	PC1	0,56	0,11	5,13***
	PC3	0,27	0,10	2,69**
Chimango (<i>Milvago chimango</i>)	(Intercepto)	-2,16	0,49	
	PC1	0,89	0,34	2,66**
Torcaza (<i>Zenaida auriculata</i>)	(Intercepto)	1,49	0,09	
	PC1	0,25	0,09	2,86**
Hornero (<i>Furnarius rufus</i>)	(Intercepto)	0,91	0,10	
	PC1	0,20	0,09	2,21*
	PC4	-0,22	0,10	-2,19*
Fiofio Pico Corto (<i>Elaenia parvirostris</i>)	(Intercepto)	-3,42	0,98	
	PC1	2,22	0,61	3,64***
	PC2	-1,06	0,37	-2,84**
	PC3	0,63	0,25	2,53*
	PC4	-0,71	0,32	-2,23*
Benteveo Común (<i>Pitangus sulphuratus</i>)	(Intercepto)	-0,25	0,19	
	PC1	0,50	0,15	3,23**
	PC2	-0,46	0,16	-2,81**
Suirirí Real (<i>Tyrannus melancholicus</i>)	(Intercepto)	-1,09	0,28	
	PC1	0,66	0,21	3,10**
Ratona Común (<i>Troglodytes aedon</i>)	(Intercepto)	0,08	0,15	
	PC1	0,29	0,13	2,16*
Zorzal Colorado (<i>Turdus rufiventris</i>)	(Intercepto)	0,31	0,14	
	PC1	0,70	0,10	6,76***
Chingolo (<i>Zonotrichia capensis</i>)	(Intercepto)	-0,41	0,19	
	PC1	0,36	0,17	2,17*
Tordo Músico (<i>Agelaioides badius</i>)	(Intercepto)	-2,55	0,63	
	PC1	0,89	0,39	2,29*
	PC2	-1,26	0,42	-2,99**
	PC4	0,42	0,21	1,97*
Gorrión (<i>Passer domesticus</i>)	(Intercepto)	2,81	0,07	
	PC1	-0,18	0,07	-2,70**
	PC2	-0,22	0,06	-3,38***

relacionó con ninguna variable ambiental en ambas escalas de estudio (Leveau & Leveau 2004).

Varias especies, como la Paloma Picazuró, el Hornero y el Fiofio Pico Corto se relacionaron negativamente con el tráfico de autos y motos. Estas especies pueden estar afectadas por el nivel de ruido generado por estos vehículos. El nivel de ruido es un factor determi-

nante para la presencia de ciertas especies de aves en ambientes urbanos (Fernández-Juricic 2000, Patón *et al.* 2012).

El aumento o mantenimiento de la biodiversidad dentro de las ciudades es importante debido a sus efectos positivos sobre la calidad de vida de sus habitantes (Fuller *et al.* 2007, Mitchell & Popham 2008). Un aumento de la heterogeneidad estructural de los sectores

suburbanos mediante la plantación de árboles y arbustos beneficiaría el aumento de la riqueza de aves. La plantación de especies de árboles típicos del talar en jardines podría aumentar aún más la riqueza de aves, permitiendo la presencia de especies típicas de bosques cuyos requerimientos de hábitat son específicos (Mills *et al.* 1989, DeGraaf & Wentworth 1986, Cueto & López de Casenave 2002).

AGRADECIMIENTOS

Los aportes de J. P. Isacch, A. Cerezo, M. Juri, E. Ruelas, A. Weller y dos revisores anónimos contribuyeron a mejorar notablemente el contenido del manuscrito. Agradezco a F. I. Isla por su ayuda en la confección de la figura 1 y la traducción del resumen al inglés. El autor es becario del CONICET.

REFERENCIAS

- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol. Appl.* 6: 506–519.
- Blair, R. B., & E. M. Johnson. 2008. Suburban habitats and their role for birds in the urban-rural habitat network: points of local invasions and extinction? *Landscape Ecol.* 23: 1157–1169.
- Catterall, C. P. 2009. Responses of faunal assemblages to urbanization: global research paradigms and an avian case study. Pp. 129–155 *en* McDonnell, M. J., A. K. Hahs, & J. H. Breuste (eds). *Ecology of cities and towns: a comparative approach*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Chace, J. F., & J. J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape Urban Plann.* 74: 46–69.
- Croci, S., A. Butet, & P. Clergeau. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits. *Condor* 110: 223–240.
- Cueto, V. R., & J. Lopez de Casenave. 2002. Foraging behavior and microhabitat use of birds inhabiting coastal woodlands in east central Argentina. *Wilson Bull.* 114: 342–348.
- Daniels, G. D., & J. B. Kirkpatrick. 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biol. Conserv.* 133: 326–335.
- DeGraaf, R. M., & J. M. Wentworth. 1986. Avian guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Urban Ecol.* 9: 399–412.
- DeGraaf, R. M. 1991. Winter foraging guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Landscape Urban Plann.* 21: 173–180.
- de la Peña, M. R. 1988. Guía de aves argentinas: Dendrocolaptidae a Tyrannidae. *Literature of Latin America (L.O.L.A.)*, Buenos Aires, Argentina.
- de la Peña, M. R. 1989. Guía de aves argentinas: Rhinocryptidae a Corvidae. *Literature of Latin America (L.O.L.A.)*, Buenos Aires, Argentina.
- de la Peña, M. R. 2010. Nidos de aves argentinas. CD-ROM. Univ. Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina.
- Fernández-Juricic, E. 2000. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conserv. Biol.* 14: 513–521.
- Fernández-Juricic, E., & J. Jokimäki. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodivers. Conserv.* 10: 2023–2043.
- Fuller, R. A., K. N. Irvine, P. Devine-Wright, P. H. Warren, & K. J. Gaston. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biol. Lett.* 3: 390–394.
- Garaffa, P. I., J. Filloy, & M. I. Bellocq. 2009. Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape Urban Plann.* 90: 33–41.
- Goddard, M. A., A. J. Dougill, & T. G. Benton. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends Ecol. Evol.* 25: 90–98.
- Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai, & J. M. Briggs. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760.
- Hines, J. E., T. Boulinier, J. D. Nichols, J. R. Sauer, & K. H. Pollock. 1999. COMDYN: software to study the dynamics of animal communities

- using capture-recapture approach. *Bird Study* 46: 209–217.
- Juri, M. D., & J. M. Chani. 2005. Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). *Acta Zool. Lilloana* 49: 49–57.
- Kaiser, H. F. 1960. The application of electronic computers to factor analysis. *Educ. Psychol. Meas.* 20: 141–151.
- Kark, S., A. Iwaniuk, A. Schalimtzeka, & E. Banker. 2007. Living in the city: Can anyone become an 'urban exploiter'? *J. Biogeogr.* 34: 638–651.
- Leveau, L. M., & C. M. Leveau. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero* 19: 13–21.
- Leveau, C. M., & L. M. Leveau. 2005. Avian community response to urbanization in the Pampean Region, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 16: 503–510.
- Leveau, L. M. 2013. Bird traits in urban-rural gradients: how many functional groups are there? *J. Ornithol.* 154: 655–662.
- MacGregor-Fors, I., I. Morales-Pérez, & J. Schondube. 2010. Migrating to the city: responses of Neotropical migrant bird communities to urbanization. *Condor* 112: 711–717.
- Marzluff, J. M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. Pp. 19–47 *en* Marzluff, J. M., R. Bowman, & R. Donnelly (eds). *Avian ecology in an urbanizing world*. Kluwer Academic, Norwell, Massachusetts, USA.
- Marzluff, J. M. 2005. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosyst.* 8: 157–177.
- Marzluff, J. M., & A. D. Rodewald. 2008. Conserving biodiversity in urbanizing areas: nontraditional views from a bird's perspective. *Cities and the environment* 1: artículo 6. Disponible en <http://escholarship.bc.edu/cate/vol1/iss2/6>.
- McDonnell, M. J., & T. A. Pickett. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232–1237.
- Miller, J. R. 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends Ecol. Evol.* 20: 430–434.
- Mills, G. S., J. B. Dunning, & J. M. Bates. 1989. Effects of urbanization on breeding bird community structure in south western desert habitats. *Condor* 91: 416–428.
- Mitchell, R., & F. Popham. 2008. Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *Lancet* 372: 1655–1660.
- Morello, J., G. D. Buzai, C. A. Baxendale, S. D. Matteucci, A. F. Rodríguez, R. E. Godagnone, & R. R. Casas. 2000. Urbanización y consumo de tierra fértil. *Cienc. Hoy* 55: 50–61.
- Narosky, T., & D. Yzurieta. 1987. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Asociación Ornitología del Plata y Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires, Argentina.
- Narosky, T., & D. Yzurieta. 2010. Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación. Asociación Ornitología del Plata y Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires, Argentina.
- Niemelä, J. 2000. Biodiversity monitoring for decision making. *Ann. Zool. Fenn.* 37: 307–317.
- Patón, D., F. Romero, J. Cuenca, & J. C. Escudero. 2012. Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. *Landsc. Urban Plann.* 104: 1–8.
- Pellissier, V., M. Cohen, A. Boulay, & P. Clergeau. 2012. Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. *Landsc. Urban Plann.* 104: 181–188.
- Rangel, T. F., J. A. F. Diniz-Filho, & L. M. Bini. 2010. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography* 33: 1–5.
- Remsen, J. V., Jr., C. D. Cadena, A. Jaramillo, M. Nores, J. F. Pacheco, J. Pérez-Emán, M. B. Robbins, F. G. Stiles, D. F. Stotz, & K. J. Zimmer. 2013. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union, Farmington, New Mexico, USA. Disponible en <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>. [Consultado el 8 de mayo de 2013]
- Soriano, A., R. J. C. Len, O. E. Sala, R. S. Lavado, V. A. Deregibus, M. Cauhp, O. A. Scaglia, C. A. Velsquez, & J. H. M. Lemcoff. 1991. Río de La Plata grasslands. Pp. 367–407 *en* Coupland, R. T. (ed.) *Natural grasslands: introduction and*

- Western Hemisphere. Ecosystems of the world. Elsevier Scientific, Amsterdam, The Netherlands.
- The R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation Project, GNU project, Boston, Massachusetts, USA.
- Whittaker, R. H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.* 42: 207–264.
- Wiens, J. A. 1989. The ecology of bird communities. Vol. 1. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. 4th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, & G. M. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, New York, USA.

APÉNDICE 1. Listado de especies observadas en los barrios suburbanos de Mar del Plata e información sobre rasgos de historia de vida. Dieta: i, insectívoro; o, omnívoro; g, granívoro; n, nectarívoro; y c, carnívoro. Residencia: r, residente; y m, migrador. ¹Especie exótica. Nombres comunes obtenidos de Narosky & Yzurieta (2010) y nombres científicos de Remsen *et al.* (2013).

Especies	Abundancia	Dieta	Residencia
Chiflón (<i>Syrigma sibilatrix</i>)	1	c	r
Tero Común (<i>Vanellus chilensis</i>)	2	i	r
Paloma Doméstica (<i>Columba livia</i>) ¹	17	o	r
Paloma Picazuro (<i>Patagioenas picazuro</i>)	83	g	r
Paloma Manchada (<i>Patagioenas maculosa</i>)	1	g	r
Torcaza (<i>Zenaida auriculata</i>)	205	g	r
Picaflor Común (<i>Chlorostilbon lucidus</i>)	13	n	m
Picaflor Garganta Blanca (<i>Leucochloris albicollis</i>)	2	n	r
Chimango (<i>Milvago chimango</i>)	8	c	r
Cotorra (<i>Myiopsitta monachus</i>)	1	g	r
Hornero (<i>Furnarius rufus</i>)	117	i	r
Fiofío Pico Corto (<i>Elaenia parvirostris</i>)	17	i	m
Piojito Común (<i>Serpophaga suberistata</i>)	5	i	r
Picabuey (<i>Machetornis rixosa</i>)	1	i	r
Benteveo Común (<i>Pitangus sulphuratus</i>)	43	o	r
Suirirí Real (<i>Tyrannus melancholicus</i>)	19	i	m
Golondrina Parda (<i>Progne tapera</i>)	2	i	m
Golondrina Doméstica (<i>Progne chalybea</i>)	1	i	m
Golondrina Ceja Blanca (<i>Tachycineta leucorrhoa</i>)	5	i	m
Ratona Común (<i>Troglodytes aedon</i>)	51	i	r
Zorzal Colorado (<i>Turdus rufiventris</i>)	80	o	r
Calandria Grande (<i>Mimus saturninus</i>)	48	o	r
Estornino Pinto (<i>Sturnus vulgaris</i>) ¹	2	i	r
Chingolo (<i>Zonotrichia capensis</i>)	32	g	r
Pitiayumí (<i>Parula pitiayumi</i>)	3	i	r
Tordo Músico (<i>Agelaioides badius</i>)	10	g	r
Tordo Renegrido (<i>Molothrus bonariensis</i>)	54	g	r
Verderón (<i>Carduelis chloris</i>) ¹	8	g	r
Cabecitanegra Común (<i>Sporagra magellanica</i>)	1	g	r
Gorrión (<i>Passer domesticus</i>) ¹	771	o	r