

Comunidades de aves en barrios residenciales y en bosques implantados en médanos costeros de la localidad de Cariló, Argentina

LUCAS M. LEVEAU

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires
- IEGEBA (CONICET-UBA), Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN. Las zonas costeras poseen la mayor densidad de población mundial, y su urbanización impacta significativamente sobre la biodiversidad. En la costa de la provincia de Buenos Aires (Argentina), las ciudades turísticas crecieron notablemente en las últimas décadas, por lo cual es necesario analizar el efecto de la urbanización sobre las comunidades de aves. El objetivo de este trabajo es analizar las comunidades de aves presentes en barrios residenciales y en bosques implantados sobre dunas costeras en Cariló. Durante la primavera de 2021 y el verano de 2022 se realizaron 8 puntos de conteo de radio fijo en cada hábitat. Se encontró que ambos hábitats presentan valores similares en cuanto a riqueza de especies, diversidad de Shannon y de Simpson, y diversidad funcional. El hábitat residencial mostró una mayor abundancia de aves que el bosque y se encontraron cambios significativos en la composición de especies. El Pitiayumí (*Setophaga pitiayumi*) y el Chingolo (*Zonotrichia capensis*) fueron más abundantes en el bosque, mientras que el Chimango (*Phalcoboenus chimango*), la Cotorra (*Myiopsitta monacha*) y la Paloma Picazuró (*Patagioenas picazuro*) fueron más abundantes en el hábitat residencial. El área residencial presentó mayor abundancia de aves que se alimentan en el suelo, el dosel y el aire. Los resultados sugieren que el avance de la urbanización sobre los bosques implantados promueve un cambio en la composición de especies: favorece a las de ambientes semi-abiertos y perjudica a aquellas asociadas a una alta cobertura arbórea y de vegetación herbácea no manejada.

[Palabras clave: diversidad taxonómica, expansión urbana, pinos, plantaciones exóticas, Región Pampeana, turismo]

ABSTRACT. Bird communities in residential areas and implanted forests in coastal dunes of Cariló city, Argentina. Coastal areas have the largest human population, causing significant urbanization impacts on biodiversity. The coast of Buenos Aires province (Argentina) has touristic cities, which have shown significant growth during the last decades. Therefore, it is fundamental to analyze the effect of urbanization on bird communities. The aim of this study is to analyze the bird communities present in residential areas and implanted forests on coastal dunes in Cariló. Eight fixed radius point counts were carried out in each habitat between spring 2021 and summer 2022. Both habitat types had similar values of species richness, Shannon and Simpson diversity, and functional diversity. However, residential habitat showed higher abundance than the forest. Significant changes between habitats in species composition were found. The Tropical Parula (*Setophaga pitiayumi*) and the Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*) were more abundant in the forest, while the Chimango Caracara (*Phalcoboenus chimango*), the Monk Parakeet (*Myiopsitta monacha*) and the Picazuró Pigeon (*Patagioenas picazuro*) were more abundant in the residential habitat. The residential area had a greater abundance of birds feeding on the ground, the canopy and the air. The results obtained suggest that the urban expansion on implanted forests promotes bird compositional changes, favoring species typical of semi-open habitats and impairing species associated with high tree cover and unmanaged herbaceous vegetation.

[Keywords: exotic plantations, Pampean Region, pines, taxonomic diversity, tourism]

INTRODUCCIÓN

A partir de 2008, más de la mitad de la población mundial vive en ciudades, y hay una tendencia a que esta proporción continúe aumentando (United Nations 2018). En particular, la distribución de población urbana está sesgada y se encuentra en su mayoría en ciudades costeras (Baird 2009). Por ejemplo, 96% de la población en la provincia de Buenos Aires (Argentina) vive en sus costas (Dadon and Mateucci 2006). El aumento poblacional en las zonas costeras probablemente inducirá una expansión de las áreas urbanas (Juárez et al. 2001; Merlotto et al. 2011; Barragán and Andrés 2016). Esta expansión está acompañada de cambios ambientales tales como la pérdida y la fragmentación del hábitat natural o la contaminación y alteración de los regímenes hídricos, que pueden afectar de forma negativa a la biodiversidad (Grimm et al. 2008; Shanahan et al. 2014, Bernat-Ponce et al. 2022).

En las últimas décadas se ha analizado la relación entre urbanización y diferentes facetas de diversidad, como la taxonómica y la funcional (Schütz and Schulze 2015; Morelli et al. 2017; Leveau and Leveau 2020). Debido a que estas dos facetas pueden tener diferentes relaciones con la urbanización (Morelli et al. 2017; Leveau and Leveau 2020), su análisis permite una visión más integrada de los efectos de la urbanización sobre las comunidades de aves.

En el caso de la diversidad taxonómica, la urbanización tiene efectos negativos (Melles et al. 2003; Leveau and Leveau 2004; Fontana et al. 2011; Silva et al. 2015; Kontsiotis et al. 2019). Sin embargo, niveles intermedios de urbanización pueden tener una mayor diversidad taxonómica de aves que áreas rurales o naturales, probablemente por un aumento de los recursos y la diversidad de estratos en los hábitats (Vale and Vale 1976; Donnelly and Marzluff 2004; Leveau and Leveau 2005; Leveau 2019). Por otro lado, la abundancia de aves puede aumentar con la urbanización (Clergeau et al. 1998; Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors et al. 2009) o también disminuir (Leveau and Leveau 2004; Silva et al. 2015). La composición de especies puede mostrar cambios significativos en relación con la urbanización (Donnelly and Marzluff 2004; Palacio 2020).

En general, la relación entre diversidad funcional y urbanización es negativa (Li et al.

2010; Pauw and Low 2012; Valente-Neto et al. 2021; Leveau 2021a; Sánchez-Sotomayor et al. 2022), aunque algunos estudios encontraron una relación positiva (Oliveira-Hagen et al. 2017) y otros no hallaron una relación significativa (Palacio et al. 2018; Leveau and Leveau 2020; Curzel and Leveau 2021). Respecto a la composición funcional, varios estudios encontraron que la urbanización favorece la presencia de especies de dieta y hábitat generalistas que anidan en edificios y son residentes (Pinho et al. 2016; Palacio et al. 2018; Leveau 2013a, 2022).

En la Argentina, durante las últimas décadas se ha encontrado un aumento poblacional significativo en ciudades costeras dedicadas al turismo de playa (Dadon and Mateucci 2006; Mateucci 2006; Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). Varias de estas ciudades están situadas en médanos costeros, los cuales han sido fijados mediante la plantación de especies exóticas como pinos (*Pinus* spp.), eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), acacias (*Acacia* spp.) o tamariscos (*Tamarix gallica*) (Faggi and Dadon 2011; Celsi and Athor 2016). Luego, estos médanos fijados con bosques dominados por pinos son ocupados por barrios residenciales con diferentes densidades de casas. Estudios recientes hallaron que la fijación de dunas por bosques y su ocupación de casas está relacionada con una disminución en la riqueza específica y en la diversidad de aves, y con un reemplazo de especies típicas de pastizales por especies comunes en ambientes urbanos (Faggi et al. 2010; Haag et al. 2020), por lo general adaptadas a hábitats semi-abiertos (Leveau and Leveau 2005). Sin embargo, los cambios en las comunidades de aves entre bosques de pinos implantados y áreas residenciales con baja densidad de casas aún no han sido explorados.

Por lo tanto, el objetivo de este estudio es comparar las comunidades de aves en barrios residenciales y bosques adyacentes de pinos en la localidad costera de Cariló, Argentina. Se espera que la diversidad taxonómica y funcional de aves sea mayor en el hábitat residencial debido a que tendrá una mayor diversidad de estratos que el bosque de pino. También se espera que el hábitat residencial tenga una mayor abundancia de aves por la mayor disponibilidad de recursos de origen antrópico. Por último, se esperan cambios significativos en la composición taxonómica y funcional de especies entre hábitats debido a un aumento en la abundancia de especies típicas

de ambientes semi-abiertos que se alimentan en el suelo en el hábitat residencial.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la localidad costera de Cariló ($37^{\circ}10'00''$ S - $56^{\circ}53'59''$ O; 1553 habitantes) (Figura 1a). Cariló se creó a principios del siglo XX mediante la fijación de médanos con pinos exóticos, mayormente *Pinus pinaster* (Bellocoq et al. 2006; Faggi et al. 2010). Sin embargo, la vegetación original corresponde a praderas de higrófitas y halófitas (Oyarzabal et al. 2018). La temperatura media anual es 14.6°C , y la precipitación anual es 885 mm (Servicio Meteorológico Nacional).

Conteos de aves

Los conteos de aves se realizaron en un área de bosque de pino sin urbanizar y un área residencial de baja densidad compuesta por casas con amplios jardines (Figura 1b,c,d). En total se localizaron 16 puntos de muestreo de 5 minutos de duración y 50 m de radio separados por al menos 200 m. En cada

hábitat se localizaron 8 puntos de muestreo (Figura 1b). Los puntos se localizaron de forma sistemática en los caminos del área de bosque y en una calle próxima del barrio residencial. Los conteos de aves se realizaron durante las primeras cuatro horas de la mañana. Se realizaron tres visitas a cada punto durante la primavera-verano austral 2021-2022: una visita durante los primeros días de octubre 2021, otra durante los últimos días de diciembre 2021, y la última durante los primeros días de marzo de 2022. Las visitas corresponden con la época reproductiva de las aves de la región (de la Peña 2013). Solo se registraron aquellas especies vistas u oídas haciendo uso del punto de muestreo, ya sean posadas, alimentándose o volando bajo o sobre el dosel de árboles.

Variables ambientales

Para medir la cobertura porcentual de árboles, arbustos, césped, vegetación herbácea espontánea y edificios se tomaron cuatro fotos desde el centro de cada punto de muestreo, en dirección a los cuatro puntos cardinales. De cada foto se obtuvo visualmente el porcentaje de cada componente del hábitat. Debido a que las fotos no ofrecen una panorámica

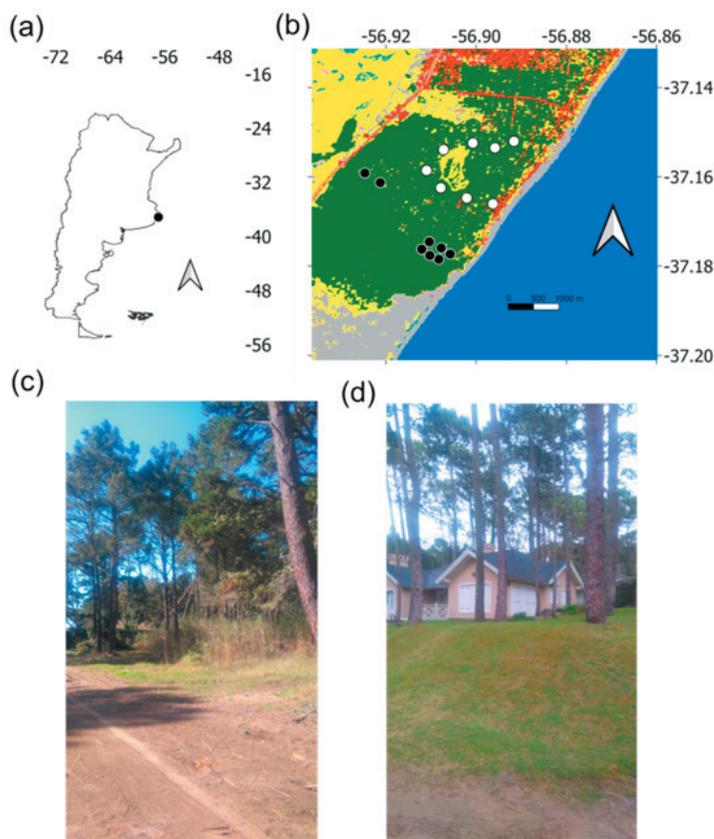


Figura 1. Localización de a) la ciudad de Cariló en la Argentina, b) los puntos correspondientes al hábitat residencial (blancos) y al hábitat de bosque (negros), c) foto del hábitat de bosque y d) foto del hábitat residencial. La imagen b) corresponde a una imagen de coberturas del suelo de 10 m de resolución producida por los sensores Sentinel 1 y 2, adquirida en <https://esa-worldcover.org/> en octubre 2021. Color verde corresponde a árboles, amarillo a césped/pastizal, rojo a edificios, gris a dunas, violeta a cultivos y celeste a cuerpos de agua permanentes.

Figure 1. Location of a) Cariló city in Argentina, b) the points corresponding to the residential habitat (whites) and the forest habitat (blacks), c) photo of the forest habitat and d) photo of the residential habitat. Image b) corresponds to a 10 m resolution land cover image produced by Sentinel 1 and 2 sensors, acquired at <https://esa-worldcover.org/> during October 2021. Green color corresponds to trees, yellow to grass/grassland, red to buildings, gray to dunes, violet to crops and light blue to permanent bodies of water.

de 360°, se promediaron los cuatro valores para cada punto. Los valores de cobertura de árboles, arbustos, césped, vegetación herbácea y edificios se utilizaron para calcular la diversidad estructural del hábitat en cada punto, utilizando el índice de Shannon (Shannon and Weaver 1949). También se midió el ruido y la cantidad de personas caminando en cada punto. El ruido se midió obteniendo el promedio de decibeles durante los 30 segundos previos a cada conteo de aves con la aplicación Sound Meter (ToolsDev 2016). Durante la primera visita se utilizó un teléfono celular Sony Xperia M (Sony Mobile Communications, Tokio, Japón), mientras que en la segunda y tercer visita se utilizó un teléfono celular Galaxy S20 FE (Samsung Electronics, Suwon, Corea del Sur). Debido a que los estimadores de ruido no fueron calibrados, los valores de decibeles deberían ser tomados en cuenta con fines comparativos entre hábitats. La cantidad de personas en los puntos de muestreo se midió simultáneamente a los conteos de aves. Las mediciones de ruido y personas durante las tres visitas fueron promediadas para cada punto.

Abundancia, diversidad taxonómica y funcional

La abundancia de aves se calculó como el promedio de aves vistas durante las tres visitas en cada punto. La diversidad taxonómica se calculó de acuerdo a los números de Hill (Jost 2006), teniendo en cuenta la riqueza, la diversidad de Shannon y la de Simpson. La riqueza ($q=0$) de especies fue el número acumulado de especies vistas en cada punto durante las tres visitas. La diversidad de Shannon fue el número equivalente de especies de acuerdo al índice de Shannon ($q=1$), equivalente al número de especies comunes (Magurran 2005; Jost 2006; Chao et al. 2014). La diversidad de Simpson se calculó de acuerdo al número de especies equivalentes al índice de Simpson ($q=2$), equivalente al número de especies dominantes. Para las diversidades de Shannon y Simpson se tuvo en cuenta el número promedio de individuos observados durante las tres visitas. Los valores de riqueza, diversidad de Shannon y Simpson fueron calculados mediante la función `hill_taxa` del paquete `hillR` (Li 2018).

La riqueza, la diversidad de Shannon y la diversidad de Simpson también fueron comparadas mediante curvas de rarefacción. Las curvas de rarefacción se calcularon con el programa en línea `iNEXT` (`chao.shinyapps.io/`

`iNEXTOnline`). Se introdujeron los valores de abundancia totales para cada especie en cada hábitat. Luego, mediante el cálculo de los números de Hill se obtuvo el número equivalente de especies para la riqueza ($q=0$), la diversidad correspondiente al índice de Shannon ($q=1$) y la diversidad correspondiente al índice de Simpson ($q=2$) (Jost 2006). De esta forma, la riqueza estimó el número total de especies en cada hábitat, la diversidad de Shannon estimó el número de especies comunes en cada hábitat, y la diversidad de Simpson estimó el número de especies dominantes en cada hábitat (Chao et al. 2014). Se obtuvieron intervalos de confianza del 95% mediante un método *bootstrap* basado en 999 repeticiones. La acumulación de especies se analizó mediante incrementos en la cobertura de muestreo, la cual se define como "la proporción del número total de individuos en un ensamblaje que pertenecen a las especies representadas en la muestra" (Chao et al. 2014). La comparación de las curvas se realizó a una mínima cobertura de muestreo, siendo las diferencias significativas entre ambas ($P<0.05$) si los intervalos de confianza no se solapan.

La diversidad alfa funcional para cada punto se midió utilizando una matriz de rasgos de aves como columnas y especies de aves como filas construidas. Los rasgos funcionales se relacionaron con la forma en que las especies obtienen recursos y se obtuvieron de la base de datos `EltonTraits 1.0` (Wilman et al. 2014), que brinda información sobre la dieta, los estratos de alimentación y la masa corporal (`g`) (ver Material Suplementario-Tabla S1). La base de datos contiene información del porcentaje de uso de cada dieta y categoría de estratos de forrajeo. Además, la información sobre el tamaño de la nidada y el estado de residencia se obtuvo del `Handbook of the Birds of the World` (HBW) en línea (`hbw.com`). Las diferencias funcionales de las especies se calcularon usando la distancia de Gower porque los rasgos de datos tuvieron datos continuos y binarios, usando la función `gowdis` del paquete `FD` en R (Laliberté et al. 2014, R Core Team 2019). Luego, se calculó la dispersión funcional (`FDis`) (Laliberté and Legendre 2010) para cada punto de conteo. `FDis` se basa en un espacio de rasgos multidimensional, ponderando las abundancias relativas de las especies (Laliberté and Legendre 2010). Para evitar la influencia de la riqueza de especies en la `FDis`, se utilizó un modelo nulo `independentswap` del paquete `picante` (Kembel et al. 2010) con 999

aleatorizaciones. Finalmente, las magnitudes de efecto estandarizadas de FDis (SES FDis) se calcularon restando cada uno de los valores de FDis observados con los valores medios de FDis nulos y luego dividiendo estos valores por la desviación estándar de los valores de FDis nulos.

Análisis estadístico

Las variables ambientales se compararon entre hábitats mediante pruebas de t de Student, con la función t-test en R (R Core Team, 2019). Cuando los datos no cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, las variables fueron comparadas entre hábitats mediante pruebas no paramétricas de Mann-Whitney con la función wilcox.test en R (R Core Team 2019). Las variables respuesta analizadas fueron la riqueza de especies (q=0), la diversidad de Shannon (q=1) la diversidad de Simpson (q=2), la diversidad funcional (SES FDis), la abundancia y la composición taxonómica y funcional.

Las diferencias de riqueza, diversidad de Shannon y Simpson, diversidad funcional y abundancia entre hábitats se pusieron a prueba mediante modelos lineales generalizados en R (R Core Team, 2019). En el caso de la riqueza se usó una distribución de errores de Poisson, mientras que para las diversidades de Shannon y Simpson, diversidad funcional y abundancia de aves se usó una distribución Gaussiana. La significación de los modelos se estimó mediante comparaciones de los modelos con modelos nulos usando pruebas de cociente de verosimilitud (PCV) (P<0.05).

La composición taxonómica entre hábitats fue comparada mediante un escalamiento no métrico multidimensional con la función

metaMDS del paquete vegan (Oksanen et al. 2019). Para esto se utilizó una matriz de disimilitud de Bray-Curtis calculada en base a los datos de abundancia de las especies en cada punto. Para analizar diferencias significativas (P<0.05) en la composición entre hábitats se utilizó la función adonis en vegan (Oksanen et al. 2019). Por último, se utilizó la función simper del paquete vegan para analizar que especies contribuyeron en mayor porcentaje a la disimilitud entre hábitats.

La relación entre los tipos de hábitat y los rasgos funcionales se estudió a través del análisis de la cuarta esquina (Brown et al. 2014). Este análisis permite ajustar un modelo predictivo de abundancia de especies en función de variables ambientales, características de las especies y su interacción. Para mejorar el análisis, varios tipos de dieta de vertebrados de EltonTraits (Material Suplementario-Tabla S1), como aves y mamíferos (vend), reptiles y anfibios (vect), peces (vfish) y otros vertebrados (vunk) se fusionaron en la categoría dieta de vertebrados, y su porcentaje de uso se sumó para cada especie. Se utilizó la función traitglm del paquete mvabund y una estructura gaussiana de errores (Wang et al. 2018).

RESULTADOS

El hábitat de bosque tuvo una mayor cobertura arbórea y de vegetación arbustiva y herbácea (Tabla 1, Figura 1c). El hábitat residencial tuvo más presencia de casas y peatones, mayor ruido, mayor cobertura de césped y diversidad del hábitat (Tabla 1, Figura 1d).

Se detectaron 31 especies en el total de los conteos de aves, y se realizaron 650 registros

Tabla 1. Variables ambientales en un área residencial y bosque implantado de la localidad de Cariló, Argentina. DE: Desvío estándar. W: Prueba de Mann-Whitney. t: prueba t de Student.

Table 1. Environmental variables in a residential area and implanted forest in the town of Cariló, Argentina. DE: Standard deviation. W: Mann-Whitney test. t: Student's t-test.

Variables	Residencial		Bosque		W/t	P
	Promedio	DE	Promedio	DE		
Casas (%)	10.16	10.25	0.00	0.00	0.00	<0.001
Árboles (%)	26.72	4.67	35.78	3.66	4.32	<0.001
Arbustos (%)	11.72	5.75	29.38	5.35	6.36	<0.001
Césped (%)	12.97	3.34	0.00	0.00	10.99	<0.001
Herbáceo (%)	7.50	4.33	27.19	5.29	8.14	<0.001
Diversidad del hábitat (H')	1.23	0.13	1.07	0.04	10.00	0.021
Ruido (dB)	37.26	3.52	31.28	1.89	0.00	<0.001
Personas / 5 minutos	1.58	2.67	0.08	0.24	20.50	0.076

de individuos (Tabla 2). Las especies más abundantes fueron la Paloma Picazuró (*Patagioenas picazuro*, 21% de los individuos) y la Cotorra (*Myiopsitta monachus*, 10% de los individuos).

Los valores estimados del número total de especies y los valores equivalentes a las diversidades de Shannon y Simpson fueron mayores en el hábitat residencial que en el bosque (Figura 2). Sin embargo, estos valores

no mostraron diferencias significativas ($P>0.05$) entre hábitats (Figura 2).

Los valores de riqueza, diversidad de Simpson y diversidad funcional (FDis SES) por punto no mostraron diferencias significativas entre hábitats (riqueza PCV=3.78, $P=0.052$; Simpson PCV=2.54, $P=0.306$; FDis SES PCV=0.04, $P=0.800$) (Tabla 3, Figura 3). Sin embargo, la diversidad de Shannon y abundancia de aves por punto fueron

Tabla 2. Listado de especies vistas en área residencial y bosque implantado de la localidad de Cariló, Argentina. Se presentan el número promedio de aves por punto de observación y la cantidad de puntos ocupados entre paréntesis (N=8 para cada hábitat).

Table 2. List of species seen in residential area and implanted forest in the Cariló city, Argentina. The average number of birds per observation point and the number of occupied points are presented in parentheses (N=8 for each habitat).

Nombre común	Nombre científico	Código	Residencial	Bosque
Taguató Común	<i>Rupornis magnirostris</i>	ruma	0.04 (1)	0.04 (1)
Gavilán Mixto	<i>Parabuteo unicinctus</i>	paun	0.08 (1)	0.00 (0)
Chiricote	<i>Aramides cajaneus</i>	arca	0.25 (4)	0.04 (1)
Paloma Doméstica	<i>Columba livia</i>	coli	0.90 (2)	0.00 (0)
Paloma Picazuró	<i>Patagioenas picazuro</i>	papi	3.13 (8)	2.46 (8)
Paloma Manchada	<i>Patagioenas maculosa</i>	pama	0.71 (6)	0.04 (1)
Torcaza Común	<i>Zenaida auriculata</i>	zeau	0.75 (8)	0.29 (5)
Yerutí Común	<i>Leptotila verreauxi</i>	leve	0.00 (0)	0.17 (4)
Picaflor Común	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	chlu	0.04 (1)	0.04 (1)
Picaflor Garganta Blanca	<i>Leucochloris albicollis</i>	leal	0.71 (7)	0.67 (7)
Carpintero Real	<i>Colaptes melanochloros</i>	come	0.08 (2)	0.04 (1)
Chimango	<i>Phalcoboenus chimango</i>	phch	1.42 (7)	0.63 (7)
Carancho	<i>Caracara plancus</i>	capl	0.04 (1)	0.00 (0)
Cotorra	<i>Myiopsitta monachus</i>	mymo	2.17 (6)	0.50 (6)
Hornero	<i>Furnarius rufus</i>	furu	0.88 (6)	0.29 (2)
Fío-Fío Pico Corto	<i>Elaenia parvirostris</i>	elpa	0.00 (0)	0.04 (1)
Piojito Común	<i>Serpophaga subcristata</i>	sesu	0.08 (2)	0.33 (4)
Benteveo Común	<i>Pitangus sulphuratus</i>	pisu	1.17 (8)	0.63 (7)
Surirí Real	<i>Tyrannus melancholicus</i>	tyme	0.17 (3)	0.00 (0)
Golondrina Doméstica	<i>Progne chalybea</i>	prch	0.04 (1)	0.00 (0)
Ratona Común	<i>Troglodytes aedon</i>	trae	0.75 (8)	0.67 (7)
Zorzal Colorado	<i>Turdus rufiventris</i>	turu	0.88 (8)	0.38 (5)
Calandria Grande	<i>Mimus saturninus</i>	misa	0.04 (1)	0.00 (0)
Estornino Pinto	<i>Sturnus vulgaris</i>	stvu	0.00 (0)	0.04 (1)
Pitiayumí	<i>Setophaga pitiayumi</i>	sepi	0.63 (7)	1.29 (8)
Jilguero Dorado	<i>Sicalis flaveola</i>	sifl	0.04 (1)	0.00 (0)
Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>	zoca	0.92 (8)	1.29 (8)
Tordo Renegrido	<i>Molothrus bonariensis</i>	mobo	0.10 (1)	0.00 (0)
Tordo Pico Corto	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	moru	0.25 (4)	0.00 (0)
Tordo Músico	<i>Agelaioides badius</i>	agba	0.58 (5)	0.13 (2)
Cabecitanegra Común	<i>Spinus magellanicus</i>	spma	0.04 (1)	0.17 (3)

Tabla 3. Modelos finales mostrando la relación entre hábitats y la riqueza de especies (especies/punto), diversidad de Shannon ($q=1$ /punto), diversidad de Simpson ($q=2$ /punto), abundancia (individuos/punto) y diversidad funcional (FDis SES/punto). EE: Error estándar. t: t de Student. Hábitat de bosque se encuentra en el intercepto.

Table 3. Final models showing the relationship between habitats and species richness (species/point), Shannon diversity ($q=1$ /point), Simpson diversity ($q=2$ /point), abundance (individuals/point), and functional diversity (FDis SES/point). SE: Standard error. t: Student's t. Forest habitat is found in the intercept.

Variable	Parámetro	Valor estimado	EE	t	P
Riqueza de especies ($q=0$)	Intercepto	2.56	0.07	36.99	<0.001
Diversidad de Shannon ($q=1$)	Intercepto	9.17	0.55	16.79	<0.001
	Hábitat - Residencial	1.73	0.77	2.24	0.042
Diversidad de Simpson ($q=2$)	Intercepto	8.16	0.39	20.94	<0.001
Abundancia	Intercepto	10.21	1.15	8.45	<0.001
	Hábitat - Residencial	6.67	1.63	4.09	0.001
Diversidad funcional (FDis SES)	Intercepto	0.10	0.20	0.51	0.620

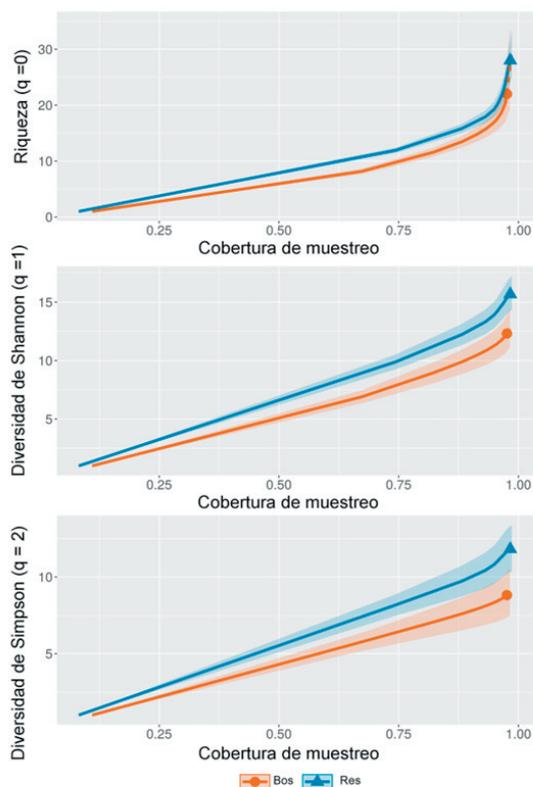


Figura 2. Curvas de rarefacción mostrando la acumulación de especies en relación a la cobertura de muestreo para a) la riqueza de especies, b) la diversidad de Shannon [q=1] y c) la diversidad de Simpson [q=2] en hábitats residencial (azul) y de bosque (naranja) de Cariló, Argentina. Las áreas sombreadas indican intervalos de confianza del 95%.

Figure 2. Rarefaction curves showing species accumulation in relation to sampling coverage for a) species richness, b) Shannon diversity [q=1] and c) Simpson diversity [q=2] in residential habitats (blue) and forest (orange) from Cariló, Argentina. Shaded areas indicate 95% confidence intervals.

significativamente mayores en el hábitat residencial (diversidad PCV=11.99, P=0.025; abundancia PCV=177.78, P<0.001) (Tabla 3, Figura 3).

La composición de especies varió significativamente entre hábitats (F=5.60,

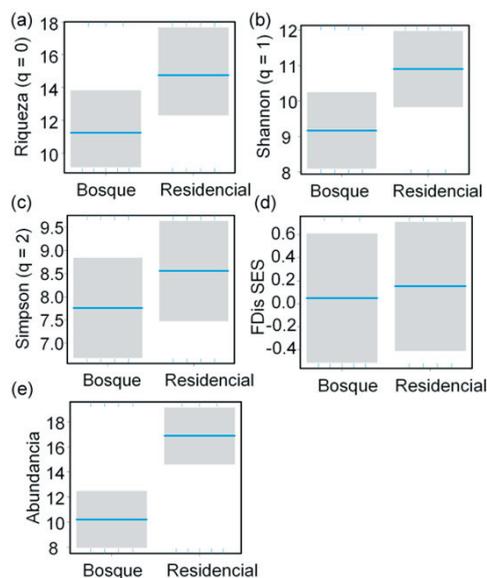


Figura 3. Diagramas de caja mostrando los valores medios (líneas azules) junto a sus intervalos de confianza del 95% correspondientes a: a) la riqueza de especies por punto, b) la diversidad de Shannon por punto, c) la diversidad de Simpson por punto, d) la diversidad funcional y e) la abundancia de aves por punto en los hábitats residencial y de bosque de Cariló, Argentina.

Figure 3. Box plots showing the mean values (blue lines) along with their 95% confidence intervals corresponding to: a) species richness per point, b) Shannon diversity per point, c) Simpson diversity per point, d) functional diversity and e) bird abundance per point in the residential and forest habitats of Cariló city, Argentina.

Tabla 4. Resultados del análisis SIMPER mostrando las especies que contribuyeron hasta un 80% en la disimilitud acumulada entre hábitats. Se indica el hábitat donde cada especie fue más abundante.

Table 4. SIMPER analysis results showing the species that contributed up to 80% of the cumulative dissimilarity between habitats. The habitat where each species was most abundant is indicated.

Especies	Hábitat	Contribución individual	Contribución acumulada
<i>Myiopsitta monachus</i>	Residencial	0.15	0.15
<i>Patagioenas picazuro</i>	Residencial	0.09	0.24
<i>Phalcoboenus chimango</i>	Residencial	0.07	0.31
<i>Furnarius rufus</i>	Residencial	0.07	0.38
<i>Columba livia</i>	Residencial	0.06	0.44
<i>Setophaga pitiayumi</i>	Bosque	0.05	0.49
<i>Patagioenas maculosa</i>	Residencial	0.05	0.54
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Residencial	0.05	0.59
<i>Turdus rufoventris</i>	Residencial	0.05	0.64
<i>Zonotrichia capensis</i>	Bosque	0.05	0.69
<i>Agelaioides badius</i>	Residencial	0.04	0.73
<i>Leucochloris albicollis</i>	Residencial	0.04	0.77
<i>Zenaida auriculata</i>	Residencial	0.04	0.81

$r^2=0.29$, $P=0.001$) (Figura 4). El análisis de simper mostró que 13 especies contribuyeron en un 80% en la disimilitud entre hábitats (Tabla 4). El Chimango (*Phalcoenus chimango*), la Paloma Picazuró, la Cotorra, el Benteveo (*Pitangus sulphuratus*), el Zorzal Colorado (*Turdus rufiventris*), el Hornero (*Furnarius rufus*) y la Torcaza Común (*Zenaida auriculata*) fueron más abundantes en el hábitat residencial (Figura 4). El Pitiayumí (*Setophaga pitiayumi*) y el Chingolo (*Zonotrichia capensis*) fueron más abundantes en el bosque (Figura 4).

El análisis de la cuarta esquina mostró que el hábitat residencial tuvo mayores densidades de especies que se alimentan en el suelo y el estrato de copas de árboles (Figura 5). El bosque tuvo menos abundancia de especies que se alimentan en estratos bajos e intermedios de vegetación y en el aire. Rasgos

como la dieta, estatus migratorio y tamaño de puesta no tuvieron una relación fuerte con el tipo de hábitat.

DISCUSIÓN

Las comunidades de aves en el barrio residencial y el bosque implantado tuvieron valores similares de riqueza, diversidad de Simpson y diversidad funcional, aunque la diversidad de Shannon y la abundancia de aves fueron significativamente mayores en el hábitat residencial. Por otra parte, la composición de especies y funcional mostraron cambios significativos entre hábitats.

El hábitat residencial mostró menores valores de cobertura de árboles, arbustos y vegetación herbácea que el hábitat de bosque. Sin embargo, el hábitat residencial presentó valores mayores de césped y de edificios. Estos

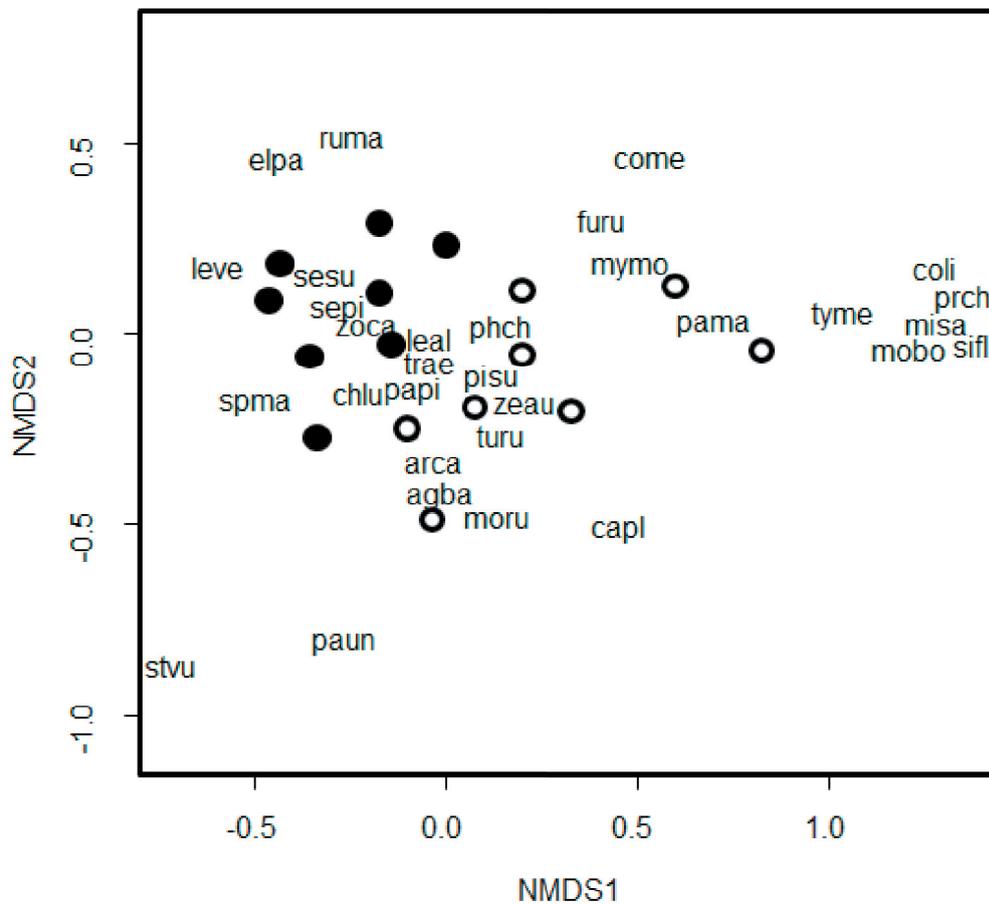


Figura 4. Escalamiento no métrico multidimensional mostrando el ordenamiento de los puntos y las especies de acuerdo a los hábitats residencial (puntos blancos) y de bosque (puntos negros) (Stress=0.14) en Cariló, Argentina. Los códigos correspondientes a cada especie se encuentran en la Tabla 2.

Figure 4. Non-metric multidimensional scaling showing the ordering of points and species according to residential (white points) and forest (black points) habitats (Stress=0.14) in Cariló, Argentina. The codes corresponding to each species are found in Table 2.

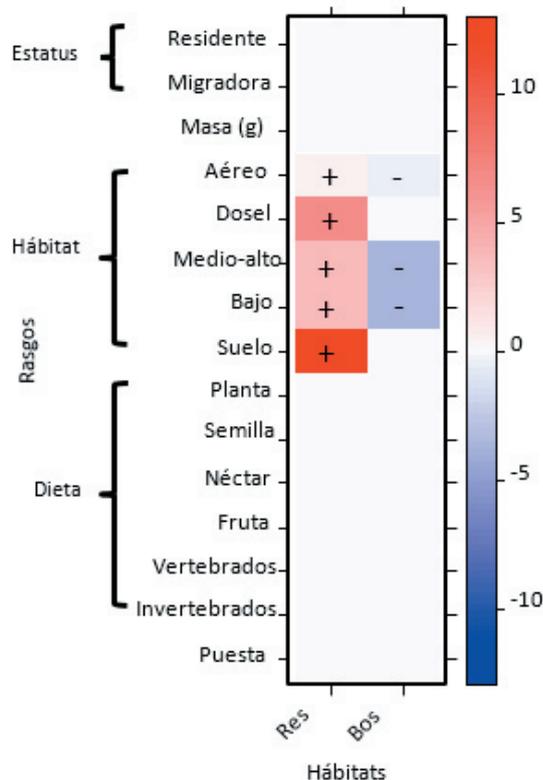


Figura 5. Análisis de la cuarta esquina que muestra la relación entre los hábitats y los rasgos funcionales de las aves en Cariló, Argentina. Los cuadrados rojos muestran relaciones positivas, mientras que los cuadrados azules muestran relaciones negativas. Res: Residencial. Bos: Bosque. Masa: Masa corporal (g). Puesta: Tamaño de puesta.

Figure 5. Fourth corner analysis showing the relationship between habitats and functional traits of birds in Cariló, Argentina. Red squares show positive relationships, while blue squares show negative relationships. Res: Residential. Bos: Forest. Masa: Body mass (g). Puesta: Clutch size.

incrementos en las coberturas de césped y edificios aumentaron la diversidad estructural del hábitat residencial respecto al hábitat de bosque. A mayor variedad de estratos de vegetación y componentes del hábitat, mayor variedad de sitios de nidificación, forrajeo y alimentos para las aves (MacArthur 1964; Tews et al. 2004). Este incremento de diversidad de estratos seguramente favoreció una mayor diversidad de Shannon en el hábitat residencial. Aunque los valores de riqueza y diversidad de Simpson fueron mayores en el hábitat residencial respecto al bosque, las diferencias no fueron significativas. Los resultados obtenidos contrastan con otros estudios en ambientes urbanos en los que se encontró una relación positiva entre riqueza de aves y la diversidad de los hábitats (Vale and Vale 1976; González-Oreja et al. 2012; Leveau

2013b; Yang et al. 2014; Tryjanowski et al. 2017). Sin embargo, el efecto positivo de la diversidad estructural del hábitat en el hábitat residencial pudo haber sido contrarrestado por otros factores ambientales que perjudicarían a las aves.

En ese sentido, el hábitat residencial mostró mayores valores de ruido y peatones. Mayor ruido puede afectar negativamente a las especies al generar estrés y disminuir su capacidad de comunicación mediante el canto (Reijnen et al. 1995; Fernández-Juricic 2000a; da Silva et al. 2021; Curzel et al. 2021), afectando otros rasgos comportamentales (Francis and Barber 2013), inmunitarios (Ardie et al. 2010), reproductivos (Bernat-Ponce et al. 2021) o incluso al envejecimiento (Dorado-Correa et al. 2018). El ruido también puede afectar la detectabilidad de las especies. Por otra parte, la presencia de peatones puede tener efectos negativos o positivos sobre las aves. El efecto negativo de la presencia de peatones está relacionado con un menor tiempo de forrajeo para las aves (Fernández-Juricic 2000b). El efecto positivo de la presencia de peatones está relacionado con la disponibilidad de alimento proporcionado de manera intencional o indirecta a las aves (Fernández-Juricic 2000b). Otro factor no medido en este estudio es la presencia de perros y de gatos domésticos, que pueden depredar las aves (van Heezik et al. 2010; Rebolo-Ifrán et al. 2021).

La abundancia de aves fue mayor en el hábitat residencial. Es probable que este patrón esté relacionado con una mayor disponibilidad de recursos tróficos en el hábitat residencial. Por ejemplo, actividades de riego y uso de fertilizantes a lo largo del año pueden favorecer una mayor oferta temporal de recursos para las aves (Lepczyk et al. 2004; Leong and Roderick 2015; Leveau 2018). La posible presencia de comederos también puede favorecer una mayor abundancia de aves (Arizmendi et al. 2008; Jones and James Reynolds 2008; Tryjanowski et al. 2015; Ramírez-Segura 2016). Por último, la presencia de diversas especies de árboles y plantas exóticas ornamentales en el hábitat residencial puede proveer una mayor cantidad y variedad de frutos y néctar en comparación con el bosque (Montaldo 1984; Corlett 2005; Leveau and Leveau 2011).

La composición de especies y funciones mostró cambios significativos entre hábitats. Por un lado, el Chimango, la Paloma Picazuró, la Cotorra, el Benteveo, el Zorzal Colorado,

el Hornero y la Torcaza Común fueron más abundantes en el hábitat residencial. Estas especies están ampliamente distribuidas en la Argentina o, como en el caso de la Paloma Picazuró y el Zorzal Colorado, se encuentran en expansión (Roda and Danti 2015; López-Lanús 2020; Narsoky and González-Táboas 2021). Otros estudios realizados en áreas urbanas de la Región Pampeana también encontraron densidades elevadas de estas especies en barrios residenciales suburbanos, periurbanos y en parques urbanos (Leveau and Leveau 2004; Faggi and Perepelizzin 2006; Leveau 2019; Haag et al. 2020). En general, son especies de áreas semi-abiertas que se alimentan en el suelo y anidan en árboles (de la Peña 2013). En este sentido, la menor cobertura de árboles en el hábitat residencial puede favorecer su presencia. La presencia de áreas con césped en el hábitat residencial también les puede servir como sitio de alimentación. En el caso particular del Chimango, que puede consumir huevos y pichones de otras aves (de la Peña 2010), la mayor densidad de aves en el hábitat residencial puede constituir una mayor oferta de alimento. La presencia de casas en el sector residencial pudo haber favorecido a la Golondrina Doméstica (*Progne chalybea*), la cual anida en huecos de edificios y se alimenta en el aire (de la Peña 2010, 2013).

Por otro lado, el bosque tuvo mayores densidades de Pitiayumí y de Chingolo. El Pitiayumí está asociado a sitios con alta cobertura de árboles (Cueto and Lopez de Casenave 2000), habitando los estratos superiores (Cueto and Lopez de Casenave 2002). Por lo tanto, la mayor densidad del Pitiayumi en el bosque puede estar relacionada con su mayor cobertura de árboles. El Chingolo es una especie que anida en el suelo o vegetación arbustiva (de la Peña 2013), en sitios con alta cobertura de vegetación herbácea (King 1973; Jara et al. 2020) que puede proteger la nidada de la depredación o del parasitismo de cría (de la Peña 2013; Jara et al. 2020). En este sentido, el bosque tuvo una mayor cobertura de vegetación herbácea espontánea que el hábitat residencial, probablemente favoreciendo la nidificación del Chingolo. El Pitiayumí se alimenta principalmente de invertebrados (de la Peña 2010; Wilman et al. 2014), que pueden ser más abundantes en la vegetación herbácea predominante del bosque

en comparación con las áreas de césped del hábitat residencial (Francouer et al. 2021). Por otra parte, el posible uso de insecticidas también podría afectar la disponibilidad de insectos en el hábitat residencial.

Los resultados del presente estudio deberían ser tomados con cautela debido al bajo número de muestras utilizado. En este sentido, se requieren futuros estudios de mayor extensión geográfica que puedan analizar un mayor número de muestras.

CONCLUSIONES

Nuestros resultados sugieren que el avance de la urbanización sobre los bosques de pinos implantados provocará cambios significativos en la composición de las comunidades de aves. Estos cambios estarían relacionados con un recambio de especies, promoviendo el aumento en la densidad de especies asociadas a ambientes semi-abiertos que forrajean en el suelo, y con la reducción de especies asociadas a ambientes cerrados con alta cobertura de árboles o presencia de vegetación herbácea. Desde el punto de vista de la conservación de aves, las especies de ambientes semi-abiertos están ampliamente distribuidas en la Argentina y se han expandido en la región debido a las transformaciones del pastizal pampeano causadas por la agricultura (Horlent et al. 2003; Leveau and Leveau 2004). Por otra parte, la expansión de casas sobre los bosques implantados afectarían a especies típicas de bosques nativos costeros, como el Pitiayumí o la Yerutí Común (*Leptotilla verreauxi*) (Horlent et al. 2003), o a especies que anidan en el suelo, como el Chingolo. Por lo tanto, se sugiere evitar la reducción de la cobertura arbórea, así como también la reducción de la cobertura de vegetación herbácea espontánea, la cual podría brindar refugio y alimento a las especies de bosques implantados no urbanizados.

AGRADECIMIENTOS. Agradezco la ayuda de Paloma García Orza en las tareas de campo. Los comentarios realizados por dos revisores han mejorado sustancialmente la calidad del manuscrito. El estudio fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación, proyecto PICT-2018-03871.

REFERENCIAS

- Arizmendi, M., E. López-Saut, C. Monterrubio-Solís, L. Juárez, I. Flores-Moreno, and C. Rodríguez-Flores. 2008. Efecto de la presencia de bebederos artificiales sobre la diversidad y abundancia de los colibríes y el éxito reproductivo de dos especies de plantas en un parque suburbano de la ciudad de México. *Ornitología Neotropical* 19:491-500.
- Ardia, D. R., J. H. Pérez, and E. D. Clotfelter. 2010. Experimental cooling during incubation leads to reduced innate immunity and body condition in nestling tree swallows. *Proc R Soc B* 277:1881-1888. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.2138>.
- Baird, R. C. 2009. Coastal urbanization: the challenge of management lag. *Management of Environmental Quality: An International Journal* 20:371-382. <https://doi.org/10.1108/14777830910963726>.
- Barragán, J. M., and M. de Andrés. 2016. Expansión urbana en las áreas litorales de América Latina y Caribe. *Revista de Geografía Norte Grande* 64:129-149. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022016000200009>.
- Belloq, M. I., K. Carreras, and A. Rubio. 2006. Elaboración de un plan para garantizar la sustentabilidad ecológica y paisajística de Parque Cariló. Informe inédito.
- Bernat-Ponce, E., J. A. Gil-Delgado, and G. M. López-Iborra. 2021. Recreational noise pollution of traditional festivals reduces the juvenile productivity of an avian urban bioindicator. *Environ Pollut* 286:117247. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117247>.
- Bernat-Ponce, E., J. A. Gil-Delgado, and G. M. López-Iborra. 2022. Efectos de las características de las ciudades occidentales contemporáneas sobre la avifauna urbana. *Ecosistemas* 31(1):2158. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2158>.
- Brown, A. M., D. I. Warton, N. R. Andrew, M. Binns, G. Cassis, and H. Gibb. 2014. The fourth-corner solution-using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods Ecol Evol* 5:344-352. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12163>.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., and A. M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84:45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Celsi, C. E., and J. Athor. 2016. La vegetación de las dunas costeras pampeanas. *La Costa Atlántica de Buenos Aires. Naturaleza y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara 116-138.
- Clergeau, P., J. P. L. Savard, G. Mennechez, and G. Falardeau. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor* 100:413-425. <https://doi.org/10.2307/1369707>.
- Corlett, R. T. 2005. Interactions between birds, fruit bats and exotic plants in urban Hong Kong, South China. *Urban Ecosystems* 8:275-283. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-3260-x>.
- Cueto, V. R., and J. Lopez de Casenave. 2000. Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. *The Wilson Bulletin* 112:395-402. [https://doi.org/10.1676/0043-5643\(2000\)112\[0395:BAOPAE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1676/0043-5643(2000)112[0395:BAOPAE]2.0.CO;2).
- Cueto, V. R., and J. Lopez de Casenave. 2002. Foraging behavior and microhabitat use of birds inhabiting coastal woodlands in eastcentral Argentina. *The Wilson Bulletin* 114:342-348. [https://doi.org/10.1676/0043-5643\(2002\)114\[0342:FBAMUO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1676/0043-5643(2002)114[0342:FBAMUO]2.0.CO;2).
- Curzel, F. E., and L. M. Leveau. 2021. Bird taxonomic and functional diversity in three habitats in Buenos Aires City, Argentina. *Birds* 2: 217-229. <https://doi.org/10.3390/birds2020016>.
- Curzel, F. E., Belloq, M. I., and L. M. Leveau. 2021. Local and landscape features of wooded streets influenced bird taxonomic and functional diversity. *Urban Forestry and Urban Greening* 66:127369. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127369>.
- da Silva, B. F., J. C. Pena, A. B. Viana-Junior, M. Vergne, and M. A. Pizo. 2021. Noise and tree species richness modulate the bird community inhabiting small public urban green spaces of a Neotropical city. *Urban Ecosystems* 24:71-81. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01021-2>.
- Dadon, J. R., and S. D. Matteucci. 2006. Patrones de desarrollo costero en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural: el caso de la ecorregión pampeana, Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires. Pp. 251-278.
- de la Peña, M. R. 2010. Los alimentos de las aves [CD-ROM]. Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral de la Peña, M. R. 2013. Nidos y reproducción de las aves argentinas. Ediciones Biológica. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N° 8. Santa Fe, Argentina. Pp. 590.
- Donnelly, R., and J. M. Marzluff. 2004. Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology* 18:733-745. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00032.x>.
- Dorado-Correa, A. M., S. Zollinger, B. Heidinger, and H. Brumm. 2018. Timing matters: traffic noise accelerates telomere loss rate differently across developmental stages. *Frontiers in Zoology* 15:29. <https://doi.org/10.1186/s12983-018-0275-8>.
- Faggi, A., and J. Dadon. 2011. La vegetación de la franja costera urbana turística. Pp. 271-292 en J. Dadon (ed.). Ciudad, Paisaje, Turismo. Frentes urbanos costeros. Buenos Aires: Gestión de espacios costeros (GEC), FADU, UBA y Nobuko.
- Faggi, A., and P. Perepelizin. 2006. Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 8: 289-297. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.8.327>.
- Faggi, A., P. Perepelizin, and J. Dadon. 2010. South Atlantic tourist resorts: predictors for changes induced by

- afforestation. *Urban Biodiversity and Design* 363-379. <https://doi.org/10.1002/9781444318654.ch19>.
- Fernández-Juricic, E. 2000a. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conserv Biol* 14:513-521. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98600.x>.
- Fernández-Juricic, E. 2000b. Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *Condor* 102:247-255. <https://doi.org/10.1093/condor/102.2.247>.
- Fontana, C. S., M. I. Burger, and W. E. Magnusson. 2011. Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems* 14:341-360. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0156-9>.
- Francis, C. D., and J. R. Barber. 2013. A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. *Frontiers in Ecology and Environment* 11:305-313. <https://doi.org/10.1890/120183>.
- Francoeur, X. W., D. Dagenais, A. Paquette, J. Dupras, and C. Messier. 2021. Complexifying the urban lawn improves heat mitigation and arthropod biodiversity. *Urban Forestry and Urban Greening* 60:127007. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127007>.
- González-Oreja, J. A., A. L. Barillas-Gómez, C. Bonache-Regidor, D. Buzo-Franco, J. García Guzmán, and L. Hernández-Santín. 2012. Does Habitat Heterogeneity Affect Bird Community Structure in Urban Parks. *Urban Bird Ecology and Conservation. Studies in Avian Biology* 45. University of California Press, Berkeley. Pp. 1-14.
- Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai, and J. M. Briggs. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756-760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>.
- Haag, L. M., A. Jauregui, E. González, M. A. Colombo, and L. N. Segura. 2020. Efecto de la alteración del hábitat en la comunidad de aves de la localidad balnearia de Cariló, Argentina. *El Hornero* 35:36-46. <https://doi.org/10.56178/eh.v35i1.456>.
- Horlent, N., M. C. Juárez, and M. Arturi. 2003. Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves de los talares del noreste de la provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral* 13(2):173-182.
- Jara, R. F., R. D. Crego, M. D. Samuel, R. Rozzi, and J. E. Jiménez. 2020. Nest-site selection and breeding success of passerines in the world's southernmost forests. *PeerJ* 8:e9892. <https://doi.org/10.7717/peerj.9892>.
- Jones, D. N., and J. S. Reynolds. 2008. Feeding birds in our towns and cities: a global research opportunity. *Journal of Avian Biology* 39:265-271. <https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2008.04271.x>.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.
- Juárez, V., L. Cortizo, and F. Isla. 2001. Evolución urbana del sector costero sur de General Pueyrredón. *Revista Geográfica* 129:143-156.
- Kembel, S. W., P. D. Cowan, M. R. Helmus, M. R., Cornwell, W. K., Morlon, H., Ackerly, D. D., Blomberg, S. P., and C. O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26(11):1463-1464. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq166>.
- King, J. R. 1973. The annual cycle of the Rufous-collared sparrow (*Zonotrichia capensis*) in three biotopes in north-western Argentina. *Journal of Zoology* 170:163-188. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1973.tb01373.x>.
- Kontsiotis, V. J., E. Valsamidis, and V. Liordos. 2019. Organization and differentiation of breeding bird communities across a forested to urban landscape. *Urban Forestry and Urban Greening* 38:242-250. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.007>.
- Laliberté, E., and P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>.
- Laliberté, E., P. Legendre, B. Shipley, and M. E. Laliberté. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package ver. 1.0-11.
- Leong, M., and G. K. Roderick. 2015. Remote sensing captures varying temporal patterns of vegetation between human-altered and natural landscapes. *PeerJ* 3:e1141. <https://doi.org/10.7717/peerj.1141>.
- Lepczyk, C. A., A. G. Mertig, and J. Liu. 2004. Assessing landowner activities related to birds across rural-to-urban landscapes. *Environmental Management* 33:110-125. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0036-z>.
- Leveau, C. M., and L. M. Leveau. 2005. Avian community response to urbanization in the Pampean region, Argentina. *Ornitología Neotropical* 16:503-510.
- Leveau, L. M. 2013a. Bird traits in urban-rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology* 154:655-662. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0928-x>.
- Leveau, L. M., 2013b. Relaciones aves-habitat en el sector suburbano de Mar del Plata, Argentina. *Ornitología Neotropical* 24:201-212.
- Leveau, L. M. 2018. Urbanization, environmental stabilization and temporal persistence of bird species: a view from Latin America. *PeerJ* 6:e6056. <https://doi.org/10.7717/peerj.6056>.
- Leveau, L. M. 2019. Primary productivity and habitat diversity predict bird species richness and composition along urban-rural gradients of central Argentina. *Urban Forestry and Urban Greening* 43:126349. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.05.011>.
- Leveau, L. M. 2021a. Consistency in bird community assembly over medium-term along rural-urban gradients in Argentina. *Ecological Processes* 10:1-10. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00302-8>.
- Leveau, L. M. 2022. Temporal persistence of taxonomic and functional composition in bird communities of urban areas: an evaluation after a 6-year gap in data collection. *Urban Ecosystems* 25:9-20. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01132-4>.

- Leveau, L. M., and C. M. Leveau. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El Hornero* 19:13-21.
- Leveau, L. M., and C. M. Leveau. 2011. Nectarivorous feeding by the Bay-winged Cowbird (*Agelaioides badius*). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 46:173-175. <https://doi.org/10.1080/01650521.2011.616410>.
- Leveau, L. M., and C. M. Leveau. 2020. Street design in suburban areas and its impact on bird communities: considering different diversity facets over the year. *Urban Forestry and Urban Greening* 48:126578. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126578>.
- Li, D. 2018. hillR: taxonomic, functional, and phylogenetic diversity and similarity through Hill Numbers. *J Open Source Softw* 3:1041. <https://doi.org/10.21105/joss.01041>.
- Li, P., P. Ding, and K. J. Feeley. 2010. Patterns of species diversity and functional diversity of breeding birds in Hangzhou across an urbanization gradient. *Avian Research* 1:1-8. <https://doi.org/10.5122/cbirds.2009.0020>.
- López-Lanús, B. 2017. Guía Audiornis de las Aves de Argentina, fotos y sonidos. Identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes. 2da Ed. Audiornis Producciones. Buenos Aires, Argentina.
- MacArthur, R. H. 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. *American Naturalist* 98:387-396. <https://doi.org/10.1086/282334>.
- Magurran, A. E. 2005. Biological diversity. *Current Biology* 15:R116-R118. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2005.02.006>.
- Matteucci, S. D. 2006. La sustentabilidad del sistema humano-natural en el norte y noreste de la Provincia de Buenos Aires. Pp. 83-122 *en* S. Matteucci, J. Morello and G. Buzai (eds.). Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural. El caso de la ecorregión pampeana. Orientación Gráfica Editora.
- Melles, S., S. Glenn, and K. Martin. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7:1. <https://doi.org/10.5751/ES-00478-070105>.
- Merlotto, A., M. M. C. Piccolo, and G. R. Bértola. 2012. Crecimiento urbano y cambios del uso/cobertura del suelo en las ciudades de Necochea y Quequén, Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande* 53:159-176. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022012000300010>.
- Montaldo, N. H. 1984. Asociación de dos especies de picaflores con árboles del género *Eucalyptus* (Myrtaceae) en la provincia de Buenos Aires. *El Hornero* 12:159-162.
- Morelli, F., Y. Benedetti, T. Su, B. Zhou, D. Moravec, P. Šímová, and W. Liang. 2017. Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary uniqueness in bird communities of Beijing's urban parks: effects of land use and vegetation structure. *Urban Forestry and Urban Greening* 23:84-92. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.009>.
- Narosky, T., and F. Gonzales Táboas. 2021. Aves de la Provincia de Buenos Aires: guía de campo. Ecoval Ediciones, Córdoba.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. Stevens, E. Szoecs, and H. Wagner. 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. URL: CRAN.R-project.org/package=vegan.
- Oliveira Hagen, E., O. Hagen, J. D. Ibañez-Álamo, O. L. Petchey, and K. L. Evans. 2017. Impacts of urban areas and their characteristics on avian functional diversity. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5:84. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00084>.
- Ortega-Álvarez, R., and I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90:189-195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.003>.
- Oyarzabal, M., J. R. Clavijo, L. J. Oakley, F. Biganzoli, P. M. Tognetti, I. M. Barberis, et al. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28:40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>.
- Palacio, F. X., L. M. Ibañez, R. E. Maragliano, and D. Montalti. 2018. Urbanization as a driver of taxonomic, functional, and phylogenetic diversity losses in bird communities. *Canadian Journal of Zoology* 96:1114-1121. <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0008>.
- Palacio, F. X. 2020. Urban exploiters have broader dietary niches than urban avoiders. *Ibis* 162:42-49. <https://doi.org/10.1111/ibi.12732>.
- Pauw, A., and K. Louw. 2012. Urbanization drives a reduction in functional diversity in a guild of nectar-feeding birds. *Ecology and Society* 17:2. <https://doi.org/10.5751/ES-04758-170227>.
- Pinho, P., O. Correia, M. Lecoq, S. Munzi, S. Vasconcelos, P. Gonçalves, et al. 2016. Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. *Environmental Research* 147:601-610. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.025>.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: R-project.org.
- Ramírez-Segura, O. 2016. Un inocente bocadito? Alimentando a las aves urbanas, revisión del caso de los colibríes. *En* A. Y. Ramírez-Bautista and R. Pineda-López (eds.). Fauna nativa en ambientes antropizados. Querétaro: CONACYT-UAQ.
- Rebolo-Ifrán, N., L. Zamora-Nasca, and S. A. Lambertucci. 2021. Cat and dog predation on birds: The importance of indirect predation after bird-window collisions. *Perspectives in Ecology and Conservation* 19:293-299. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.05.003>.
- Reijnen, R., R. Foppen, C. Ter Braak, and J. Thissen. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32:187-202. <https://doi.org/10.2307/2404428>.

- Roda, M. A., and C. F. Danti. 2015. Nuevos registros de aves para Saladillo, provincial de Buenos Aires. *Nuestras Aves* 60:32-38.
- Sánchez-Sotomayor, D., A. Martín-Higuera, J. Gil-Delgado, Á. Gálvez, and E. Bernat-Ponce. 2022. Artificial grass in parks as a potential new threat for urban bird communities. *Bird Conservation International* 1-8. <https://doi.org/10.1017/S0959270922000119>.
- Schütz, C., and C. H. Schulze. 2015. Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution* 5:5230-5239. <https://doi.org/10.1002/ece3.1778>.
- Shanahan, D. F., M. W. Strohbach, P. S. Warren, and R. A. Fuller. 2014. The challenges of urban living. Pp. 3-20 *en* D. Gil and H. Brumm (eds.). *Avian Urban Ecology Behavioural and Physiological Adaptations*. Oxford University Press, Oxford. <https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199661572.003.0001>.
- Shannon, C. E., and W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL. EE.UU.
- Silva, C. P., C. E. García, S. A. Estay, and O. Barbosa. 2015. Bird richness and abundance in response to urban form in a Latin American city: Valdivia, Chile as a case study. *PLoS ONE* 10:e0138120. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138120>.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager, and F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79-92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>.
- ToolsDev. 2016. Sound Meter - Decibel Meter and Noise Meter. URL: tinyurl.com/yckjzx9c.
- Tryjanowski, P., P. Skórka, T. H. Sparks, W. Biaduń, T. Brauze, T. Hetmański, et al. 2015. Urban and rural habitats differ in number and type of bird feeders and in bird species consuming supplementary food. *Environmental Science and Pollution Research* 22:15097-15103. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4723-0>.
- Tryjanowski, P., F. Morelli, P. Mikula, A. Krištín, P. Indykiewicz, G. Grzywaczewski, et al. 2017. Bird diversity in urban green space: a large-scale analysis of differences between parks and cemeteries in Central Europe. *Urban Forestry and Urban Greening* 27:264-271. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.08.014>.
- United Nations. 2018. *The World's Cities in 2018*. Department of Economic and Social Affairs; Social Affairs, P.D.; United Nations: New York. USA.
- Vale, T. R., and G. R. Vale. 1976. Suburban bird populations in west-central California. *Journal of Biogeography* 3: 157-165. <https://doi.org/10.2307/3038144>.
- Valente-Neto, F., F. D. O. Roque, C. F. Pauliquevis, A. K. M. D. Oliveira, D. B. Provet, J. K. Szabo, and F. L. Souza. 2021. Loss of Cultural and Functional Diversity Associated With Birds Across the Urbanization Gradient in a Tropical City. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9:615797. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.615797>.
- van Heezik, Y., A. Smyth, A. Adams, and J. Gordon. 2010. Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? *Biological Conservation* 143:121-130. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.013>.
- Wang, Y., U. Naumann, D. Eddelbuettel, D. Warton, J. Byrnes, S. Silva, J. Niku, I. Renner, and S. Wright. 2018. Package 'mvabund'. Statistical methods for analysing multivariate abundance data.
- Wilman, H., J. Belmaker, J. Simpson, C. de la Rosa, M. M. Rivadeneira, and W. Jetz. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: *Ecological Archives* E095-178. *Ecology* 95:2027-2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>.
- Yang, G., J. Xu, Y. Wang, X. Wang, E. Pei, X. Yuan, et al. 2015. Evaluation of microhabitats for wild birds in a Shanghai urban area park. *Urban Forestry and Urban Greening* 14:246-254. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.02.005>.