



SEMINARIO DE INVESTIGACION PARA OPTAR AL  
TITULO DE LICENCIADA EN CIENCIAS BASICAS CON  
ORIENTACION EN BIOLOGIA

**VARIACIONES ESPACIALES DE COMUNIDADES DE  
AVES EN AMBIENTES URBANOS DEL AREA  
METROPOLITANA DE MENDOZA, ARGENTINA**

POR

IARA FIGINI

Director

Sergio Ramón Camín

Codirector

Luis Marone

2019





## RESUMEN

La urbanización genera homogeneización biótica y extinción de especies, alterando las comunidades de aves. Analizamos la variabilidad espacial de los atributos de las comunidades de aves a lo largo de un gradiente de urbanización e identificamos qué rasgos biológicos les permiten a las especies tolerar entornos altamente urbanizados. La hipótesis de la perturbación intermedia (HPI) sugiere que niveles moderados de perturbación causan un incremento en la riqueza y diversidad de una comunidad. Comparamos la riqueza y diversidad de aves entre la matriz urbana (MU), matriz suburbana (MS) y matriz periurbana (MP) esperando que las comunidades de aves de MS fueran las más ricas y diversas. Los resultados apoyaron nuestras predicciones. La hipótesis de la tolerancia a la urbanización (HTU) postula que la urbanización actúa como un filtro sobre los rasgos biológicos de las especies que toleran la matriz urbana. Identificamos especies tolerantes urbanas (TU) y evasoras urbanas (EU) en función de sus densidades en MU, MS o MP y comparamos sus rasgos biológicos. Esperábamos que las especies TU tuvieran rasgos biológicos diferentes a las EU. Los resultados apoyaron, en general, nuestra predicción. El modelo hábitat-isla (MHI) postula que los parques de mayor tamaño albergan mayor riqueza y diversidad de especies. Comparamos la riqueza y diversidad entre parque grande (PG) y parque chico (PC) esperando que los PG tuvieran mayor riqueza y diversidad de especies de aves. Los resultados apoyaron parcialmente nuestras predicciones. Este trabajo aporta información útil para predecir la composición y distribución de las comunidades de aves en las ciudades y puede ser utilizado para establecer un manejo adecuado de los parques en entornos urbanos.

## ÍNDICE

INTRODUCCIÓN .....	5
MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
<i>Área de estudio</i> .....	10
<i>Diseño experimental</i> .....	11
<i>Muestreo</i> .....	12
<i>Análisis estadístico</i> .....	12
RESULTADOS .....	17
DISCUSIÓN.....	24
REFERENCIAS .....	30

## AGRADECIMIENTOS

A mi director, Sergio Camín y a mi codirector Luis Marone, por el espacio para llevar a cabo esta tesina, por las enseñanzas, la paciencia y la dedicación.

A la Universidad Nacional de Cuyo y a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, por la educación pública, gratuita y de excelencia.

A mis profesoras y profesores, por inspirarme la pasión en la ciencia y la biología.

A la Secretaría de Investigación, Internacionales y Posgrado, por la financiación del proyecto que dio lugar a mi tesina.

A mi familia, por el apoyo incondicional y la confianza.

A mi compañero de vida, por estar presente en cada momento.

A mis amigas y amigos, por tantas alegrías compartidas y por la compañía indispensable en esta gran aventura.



## INTRODUCCIÓN

El aprovechamiento de la tierra por parte del humano cambia los ecosistemas nativos y, a escala global, contribuye a la pérdida de biodiversidad, al cambio climático y a la degradación ambiental (Lambin et al. 2001). Desde la perspectiva de la conservación de la biodiversidad, se considera la urbanización como una de las principales causas de extinción de especies (Czech et al. 2000) ya que promueve el reemplazo o empobrecimiento de las comunidades nativas y la llegada de especies cosmopolitas, i. e. un proceso de homogeneización biótica que aumenta la similitud taxonómica entre comunidades (McKinney 2006). Aunque la urbanización parece ser un proceso en expansión en todo el mundo (Lepczyk et al. 2016), la mayoría de los estudios sobre sus efectos en ensambles de aves se han hecho en Europa y los Estados Unidos y mucho menos en América del Sur (Bellocq et al. 2017).

Se han utilizado varios enfoques para estudiar cómo afectan los entornos urbanos a la composición y abundancia de las comunidades de aves (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001). El más usado ha sido el enfoque de gradiente, según el cual la variación ambiental es continua, produciendo efectos también continuos sobre la estructura y función de los sistemas ecológicos (McDonnell et al. 1997). Otro enfoque es el de biogeografía de islas (MacArthur & Wilson 1967) en el cual, la diversidad se mide en parches de hábitat de diferente tamaño, e. g. parques, que también pueden estar distribuidos a lo largo del gradiente. El problema que estudia este enfoque es si las características propias de los parches de hábitat, e. g. tamaño o forma, afectan el número y tipo de especies de aves presentes. En cualquiera de los dos, se comparan variaciones en los atributos de la comunidad como la riqueza o diversidad, o en la composición gremial de la misma (Litteral & Shochat 2017).

Numerosos estudios en los que se ha utilizado el enfoque de gradiente muestran que la diversidad de especies alcanza su punto máximo en los niveles intermedios de urbanización. Este patrón es explicado por la hipótesis de la perturbación intermedia (HPI) (Connell 1978), que postula que los niveles moderados de perturbación ambiental aumentan la heterogeneidad del hábitat (i. e. los tipos de hábitats presentes), lo que provoca un aumento en la diversidad de especies. La idea que subyace a la HPI es que las áreas altamente urbanizadas y las áreas naturales poseen diferentes comunidades características (i. e. ciertas especies habitan áreas naturales en un extremo del gradiente de urbanización y las especies sinantrópicas e introducidas habitan el núcleo urbano), por lo que las áreas intermedias comparten porciones de ambas comunidades creando el pico de diversidad (Litteral & Shochat 2017). Muchos estudios apoyan la HPI (Blair 1996, Hennings & Edge 2003, Marzluff 2005, Lepczyk et al. 2008). Sin embargo, también hay estudios que sugieren que la diversidad se relaciona negativamente con el grado de urbanización (Clergeau et al. 1998, Clergeau et al. 2006). La relación negativa podría explicarse principalmente por la pérdida de vegetación y un aumento asociado en el área de pavimento, dos medidas usadas como indicadores del grado de urbanización (Mills et al. 1989, Donnelly & Marzluff 2004). En estudios llevados a cabo en ciudades argentinas, al poner a prueba la HPI en gradientes de urbanización, los resultados son dispares. Algunos resultados apoyan la HPI ya que la riqueza, diversidad y abundancia de las aves aumentan en las áreas suburbanas frente a las urbanas y periurbanas (Leveau & Leveau 2005, Leveau et al. 2018), pero otros muestran o bien una relación negativa entre la riqueza de especies y el grado de urbanización (Juri & Chani 2005, Garaffa et al. 2009), o bien valores más altos de riqueza en ambos extremos del gradiente (Faggi & Perepelizin 2006). Nuestro primer objetivo es estudiar la variación de las comunidades

de aves, utilizando medidas de diversidad, a lo largo de un gradiente de urbanización en el Área Metropolitana de Mendoza (AMM) bajo la hipótesis de que los niveles moderados de perturbación provocan un aumento en la diversidad de especies. Predecimos que las comunidades de aves alcanzarán el pico máximo de riqueza y de diversidad de especies en la matriz suburbana del AMM.

Empleando otro enfoque, los investigadores han encontrado relaciones positivas o negativas entre la intensidad de la urbanización y determinados rasgos biológicos de las aves (e. g. hábitos migratorios, tipo de dieta) (Litteral & Shochat 2017), de acuerdo con la hipótesis de la tolerancia a la urbanización (HTU) *sensu* Sol et al. (2014) (e. g. Clergeau et al. 2006, Kark et al. 2007, Croci et al. 2008). La HTU postula que dentro del “pool” regional de especies, algunas son más tolerantes al ambiente urbano y otras no, dependiendo de algunos rasgos biológicos que pueden aumentar esa tolerancia. La urbanización actuaría como un filtro sobre los rasgos de las especies. Esos rasgos podrían ayudar a distinguir *a priori* a las especies que toleran la urbanización de las que la evaden y a comprender las diferencias en composición entre comunidades rurales y urbanas (Clergeau et al. 2006, Kark et al. 2007, Croci et al. 2008). Algunos de los rasgos que explicarían la tolerancia de las especies a la urbanización serían una amplia distribución geográfica (i. e. una especie que ya se ha encontrado con una variedad de condiciones ambientales naturales), la dieta omnívora o granívora (i. e. capacidad de aprovechar los ítems alimenticios novedosos, tales como basura, frutos y granos de plantas exóticas y comederos), el hábito gregario (i. e. permite a los individuos aprender en conjunto, hallar comida rápidamente y evitar la depredación), el hábito sedentario (i. e. más tiempo para adaptarse a los desafíos urbanos) y los nidos cerrados ubicados a gran altura (i. e. permite disminuir la presión de depredación y la perturbación humana).

Por el contrario, los rasgos característicos de las especies que evitan la urbanización serían una distribución restringida, la dieta insectívora o carnívora, el hábito solitario, el hábito migratorio y los nidos abiertos ubicados a baja altura o en el suelo (Kark et al. 2007, Croci et al. 2008). La HTU tiene evidencia a favor (Chace & Walsh 2006, Clergeau et al. 2006, Kark et al. 2007) y en contra (Park & Lee 2000, Kark et al. 2007, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2011). Los resultados de los estudios hechos en Argentina (Leveau & Leveau 2004, Leveau 2013) apoyan mayormente la HTU, ya que muestran que la urbanización afecta negativamente a las aves que anidan en el suelo, que tienen dietas insectívoras y carnívoras, que se alimentan en el aire y en la vegetación, y que tienen comportamiento solitario y migratorio (Bellocq et al. 2017). Nuestro segundo objetivo es identificar y examinar las diferencias biológicas entre especies tolerantes e intolerantes a la urbanización en el AMM. Nuestra hipótesis de trabajo es que la urbanización actúa como un filtro sobre los rasgos biológicos de las especies que toleran el ambiente urbano. Predecimos que (a) habrá un ensamble de especies tolerantes urbanas (TU) y otro de evasoras urbanas (EU), *sensu* Conole & Kirkpatrick (2011), (b) las TU prevalecerán o serán exclusivas de matriz urbana y suburbana y las EU de matriz periurbana, (c) en el ensamble de TU habrá un predominio de especies con distribución geográfica de mayor amplitud que la distribución geográfica de las especies EU, dieta granívora y/u omnívora, estructura social gregaria y sedentarias, con nidos cerrados a altura media o alta, ubicados a una altura superior a la altura de los nidos de las especies EU y (d) en el ensamble de EU habrá un predominio de especies con distribución geográfica restringida, dieta insectívora y/o carnívora, estructura social solitaria y migratorias, con nidos abiertos, a baja altura y ubicados a una altura inferior a las de los nidos de las especies TU.



El enfoque de la biogeografía de islas (MacArthur & Wilson 1967) se ha usado frecuentemente para estudiar las comunidades de aves en los parques urbanos. El modelo de hábitat-isla (MHI) (Fernández-Juricic 2000, Fernández-Juricic & Jokimäki 2001) explica el problema de la relación especies/área. El MHI sostiene que los parques urbanos pueden interpretarse como "hábitats isleños", por lo que su riqueza estaría determinada por un equilibrio entre la inmigración y la emigración de especies, parámetros que dependen del tamaño del área y de su distancia al "pool" regional (MacArthur & Wilson 1967). El MHI supone que las áreas más grandes tienden a ser más heterogéneas, con mayor diversidad de nichos potenciales (Martin et al. 1995), por lo que los parques grandes deberían proporcionar un mayor número de hábitats y de recursos (e. g. alimentos, sitios de nidificación) y, por lo tanto, albergar una mayor diversidad de especies (Suhonen & Jokimäki 1988, Fernández-Juricic & Jokimäki 2001). Resultados de estudios hechos en parques de Europa (Jokimäki 1999, Fernández-Juricic 2000, Husté et al. 2006, Murgui 2007, Chamberlain et al. 2007, Peris & Montelongo 2014, Dale 2017), Asia (Park & Lee 2000, Zhou & Chu 2012), Australia (Platt & Lill 2006), Norteamérica (Smith 2007) y Latinoamérica (Carbó-Ramírez & Zuria 2011) apoyan el MHI. En Argentina, solo hay dos trabajos realizados bajo este enfoque, uno de ellos soporta el MHI (Feninger 1983) y el otro no (Leveau & Leveau 2016). Nuestro tercer objetivo es estudiar la variación de las comunidades de aves en relación con el tamaño de los parques urbanos en el AMM bajo la hipótesis de que el tamaño incide positivamente en la diversidad de especies. Por lo tanto, predecimos que las comunidades de aves tendrán mayor riqueza y diversidad en los parques grandes que en los parques chicos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

En la porción centro-norte de la provincia de Mendoza ( $32^{\circ} 53' 0''$  S,  $68^{\circ} 50' 0''$  W) se encuentra el Área Metropolitana de Mendoza, el mayor centro urbano del centro oeste de Argentina con 1.086.633 habitantes, i. e. 68% de la población total de la provincia en el 0.16% de su territorio (Indec 2011). El área limítrofe al área urbanizada del AMM ha tenido durante décadas una vocación netamente agrícola, caracterizada como una zona rural cubierta casi en su totalidad por viñedos, frutales y chacras (Mesa & de Rosa 2005). El AMM es parte del ecosistema natural desértico conocido como la Provincia Biogeográfica del Monte, que ocupa un extenso territorio, i. e. más de 46 millones de ha, con forma de faja, de marcada extensión latitudinal, que corre al este de la cordillera de los Andes y que, hacia el sur, se ensancha hasta alcanzar el Océano Atlántico. A pesar de su extensión, la fisonomía y la composición florística del monte son muy homogéneas (López de Casenave 2001), con la presencia de estepas arbustivas de zigofiláceas, entre las que se intercalan bosques abiertos localizados de poca extensión (Morello 1958, Cabrera 1976). El AMM está conformada por los centros principales de los departamentos de Capital, Las Heras, Guaymallén, Godoy Cruz, Luján y Maipú. Si bien en el período 1990-2011 el crecimiento de población humana fue del 18%, el de la superficie urbanizada superó el 40% (Mesa & Giusso 2014). Esta acelerada expansión de la urbanización hace que el AMM sea un muy buen modelo para estudiar los impactos de la urbanización en las comunidades de aves.

### *Diseño experimental*

En primera instancia se definió el área de trabajo, para ello se recorrieron diversos gradientes urbanos-periurbanos de los distintos distritos departamentales del AMM, con el objetivo de definir tres tipos de matrices según la cobertura de usos primarios de la tierra (Leveau et al. 2015): (1) Matriz Urbana (MU): caracterizada por la concentración de edificios donde se realizan actividades comerciales y administrativas, calles asfaltadas y una media de cobertura del suelo con edificios superior al 60%, (2) Matriz Suburbana (MS): ubicada en la periferia de la MU compuesta principalmente por barrios de viviendas unifamiliares con jardines pequeños, vegetación manejada, calles asfaltadas y con una media de cobertura del suelo con edificaciones superior al 30%, (3) Matriz Periurbana (MP): situada en la periferia de la MS y lindante con las áreas rurales cultivadas o naturales. Compuesta principalmente por barrios con casas unifamiliares con jardines pequeños o barrios residenciales con casas con jardines grandes, vegetación manejada y una media de cobertura del suelo con edificaciones inferior al 25%.

Una vez definidas la MU, MS y MP se establecieron los ambientes de muestreo, estos fueron parques grandes (PG) y parques chicos (PC), cuyas superficies promedio difieren en al menos un orden de magnitud. La superficie de cada parque fue medida con Google Earth Pro. De este modo quedaron definidas 6 condiciones de muestreo, i. e. PGU; PCU; PGS; PCS; PGP; PCP las cuáles constituyen nuestras unidades de análisis (Fig. 1, Tabla 1).

### *Muestreo*

Los muestreos de aves se realizaron en las temporadas no reproductivas, i. e. junio-julio, de 2017 y 2018. Las aves fueron registradas por un mismo observador a lo largo de transectas de faja de 50 m de largo por 30 m de ancho (unidades de muestreo) dentro de las 4 horas posteriores a la salida del sol. Entre una transecta y otra se estableció una zona “buffer” de 15 m de ancho con el objeto de reducir la probabilidad de contar más de una vez a un mismo individuo. Cada transecta fue recorrida dos veces a pie durante el mismo muestreo, registrando las aves vistas u oídas, excluyendo aquellas que volaban alto y no se detenían. Para reconocer las especies se utilizaron binoculares y la guía de identificación de aves Narosky & Yzurieta (2010). El recorrido de cada transecta demandó aproximadamente 5 min y no se realizaron recorridos en días con temperaturas extremas, lluvias o vientos fuertes. Los valores obtenidos sobre una misma transecta (réplicas temporales de la misma) se promediaron, con el fin de evitar la pseudoreplicación (Marone et al. 1997). Cada transecta espacialmente independiente conforma una réplica (i. e. un dato) y se estableció en cada condición de muestreo un número de transectas similar.

### *Análisis estadístico*

Para poner a prueba la primera hipótesis (i. e. los niveles moderados de perturbación provocan un aumento en la diversidad de especies) se compararon la riqueza y la diversidad de especies entre las tres matrices. La riqueza se estimó como el número de especies de aves registrado en cada matriz. La diversidad de especies de cada matriz se estimó a partir del Índice de Shannon-Weaver,  $H' = -\sum p_i \ln p_i$ , donde  $p_i$  es la proporción del total de la muestra correspondiente a la especie  $i$  (Ricklefs 1998). Para eliminar los posibles efectos ligados a la diferencia de tamaño entre PG y PC, en esta

instancia se trabajó únicamente con los datos de los PG. En cada matriz se seleccionaron tres PG y en cada uno de ellos se localizaron 5 transectas (i. e. 15 transectas por matriz). La riqueza y la diversidad de especies de cada matriz fueron comparadas con una prueba de ANOVA o de Kruskal-Wallis (Zar 1996) según los datos cumplieren o no los supuestos de la estadística paramétrica y, en cualquiera de los casos se emplearon test *a posteriori* para determinar entre qué matrices había diferencias.

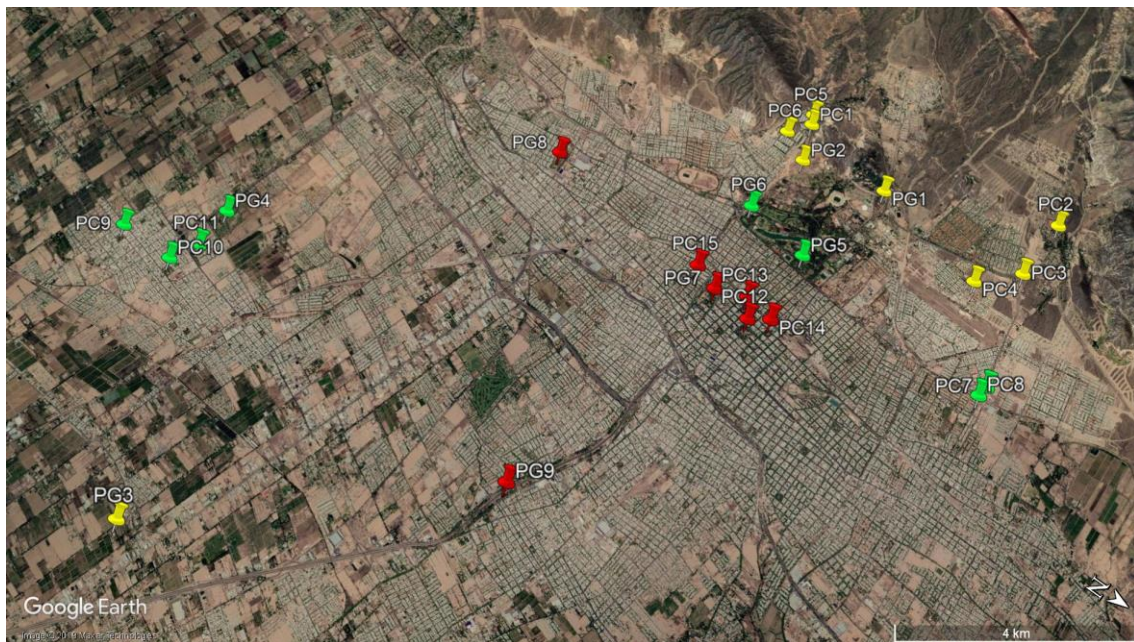


Fig. 1. Parques grandes (PG) y parques chicos (PC) en matriz urbana (rojo), suburbana (verde) y periurbana (amarillo) en el Área Metropolitana de Mendoza. Nombre de los PG y PC en Tabla 1.

Tabla 1. Nombres y características de los parques grandes (PG) y parques chicos (PC) de la matriz urbana (MU), matriz suburbana (MS) y matriz periurbana (MP) del Área Metropolitana de Mendoza seleccionados para este estudio. A los parques sin denominación oficial se les asignaron nombres “*ad hoc*”.

<i>Nombre</i>	<i>Matriz</i>	<i>Área (ha)</i>
<i>Parque de los Pueblos Originarios (PG1)</i>	MP	8,54
<i>Parquecito de las Cascadas (PG 2)</i>	MP	6,47
<i>Camping Sindicato de la Alimentación (PG3)</i>	MP	3,31
<i>Parque Metropolitano Sur (PG4)</i>	MS	35,5
<i>“Parque Cancha independiente” (PG5)</i>	MS	6,17
<i>“Parque Museo Moyano” (PG6)</i>	MS	12,23
<i>Parque Cívico (PG7)</i>	MU	9,08
<i>Parque San Vicente (PG8)</i>	MU	8,43
<i>“Parque Carrefour (Shopping)” (PG9)</i>	MU	7,10
<b>Media PG</b>		<b>10,76 ± 3,01</b>
<i>“Parquecito Supe I” (PC1)</i>	MP	2,3
<i>“Parquecito Suizo” (PC2)</i>	MP	0,98
<i>Rotonda Fogones del Challao (PC3)</i>	MP	1,68
<i>“Plaza Alto Mendoza” (PC4)</i>	MP	0,77
<i>“Plaza Supe I” (PC5)</i>	MP	0,27
<i>“Parquecito Supe II” (PC6)</i>	MP	0,87
<i>Rotonda Hilario Cuadros (PC7)</i>	MS	1,63
<i>“Parquecito Walmart” (PC8)</i>	MS	0,69
<i>Plaza Maipú (PC9)</i>	MS	1,4
<i>Museo Nacional del Vino y la Vendimia (PC10)</i>	MS	2,55
<i>Paseo de los Leones (PC11)</i>	MS	1,34
<i>Plaza Independencia (PC12)</i>	MU	4,92
<i>Plaza Italia (PC13)</i>	MU	1,23
<i>Plaza Chile (PC14)</i>	MU	1,19
<i>Plaza Belgrano (PC15)</i>	MU	0,82
<b>Media PC</b>		<b>1,51 ± 0,28</b>

Para poner a prueba la segunda hipótesis (i.e. la urbanización actúa como un filtro sobre los rasgos biológicos de las especies que toleran el ambiente urbano) se comparó la densidad (n° de individuos/ha) de cada especie en los PG ubicados en las tres matrices del gradiente de urbanización (i.e. MU, MS, MP) (Martella et al. 2012). En cada matriz se seleccionaron tres PG y en cada uno de ellos se localizaron 5 transectas (i. e. 15 transectas por matriz). La densidad de las especies fue calculada para cada matriz como el promedio de la densidad en cada transecta. La densidad de cada especie en cada una de las matrices fue comparada con una prueba de ANOVA o de Kruskal-Wallis (Zar 1996) según los datos cumplieren o no los supuestos de la estadística paramétrica y, en cualquiera de los dos casos se emplearon test *a posteriori* para determinar entre qué matrices había diferencias de densidad. Para categorizar a las especies según su prevalencia en las distintas matrices del gradiente se siguió el criterio de Conole & Kirkpatrick (2011), restringiendo el análisis a las especies que fueron registradas en al menos 10% del total de las transectas y a aquellas comúnmente indicadas como sinantrópicas, e. g. *Columba livia* (Leveau & Leveau 2004). Las especies que alcanzaron mayor densidad en la MU y/o MS que en la MP se clasificaron como TU y aquellas que alcanzaron mayor densidad en la MP que en la MU fueron consideradas EU. Para cada una de las especies asignadas a esas categorías se consideraron cinco rasgos relacionados con su distribución geográfica y biología general. La amplitud de la distribución se estimó según el número de zonas ornitogeográficas de Argentina (Narosky & Yzurieta 2010) que ocupa cada especie. Se consideró que una especie de ave tenía una distribución restringida cuando ocupaba como máximo 2 regiones y amplia cuando ocupaba por lo menos 3 regiones. Los rasgos biológicos de las especies fueron compilados a partir de la literatura (Narosky &

Yzurieta 2010; De la Peña 2011, 2013, 2016): (1) Dieta: carnívoros (consumidores de carne), folívoros (consumidores de hojas), frugívoros (consumidores de frutos), granívoros (consumidores de semillas), insectívoros (consumidores de insectos) y omnívoros (consumidores de por lo menos 3 de los ítems anteriores); (2) Estructura social: solitaria (forrajeo y descanso individual o en pareja) o gregaria (forrajeo y descanso en grupos de 3 o más individuos); (3) Estatus migratorio: sedentario o migrante; (4) Nidificación (4.1) Apertura del nido: cerrado (forma globular, ovoide en ramas de árboles y arbustos y forma de plataforma, semiesfera hueca en cavidades o edificaciones) o abierto (forma de plataforma y semiesfera hueca en ramas de árboles y arbustos) y (4.2) Altura del nido: altura baja (de 0 m a 1,99 m), altura media (2 m a 3,99 m) y altura alta (> 4 m). Para determinar si había diferencias en los rasgos cuantitativos, distribución geográfica de las especies y altura de nidos, entre el grupo de especies TU y el grupo de especies EU se realizó una prueba *t* de student o de Wilcoxon según los datos cumplieren o no los supuestos de la estadística paramétrica (Zar 1996).

Para probar la tercera hipótesis (i. e. el tamaño del parque incide positivamente en la diversidad de especies y, por lo tanto, las comunidades de aves tendrán más riqueza y diversidad en los parques grandes que en los parques chicos) se utilizaron los datos de riqueza e índices de Shannon-Weaver (Ricklefs 1998) calculados previamente para cada matriz. Se seleccionaron 9 PG (i. e. 15 transectas por matriz) y 15 PC (i. e. 10-11 transectas por matriz) divididos entre las tres matrices. Las diferencias en la riqueza y diversidad entre PG y PC de cada matriz fueron analizadas estadísticamente mediante test de ANOVA o Kruskal-Wallis (Zar 1996) según los datos cumplieren o no los supuestos de la estadística paramétrica.





## RESULTADOS

Se registraron un total de 975 individuos correspondientes a 28 especies de aves, incluyendo dos especies exóticas, *C. livia* y *Passer domesticus* (Tabla 2). De estas 28 especies, 17 fueron registradas en la MU, 24 en la MS y 22 en la MP del AMM. De las 24 especies registradas en MS, *C. livia*, *Elaenia albiceps*, *Mimus patagonicus*, *Sappho sparganura* y *Zonotrichia capensis* solo estuvieron presentes en MS, *Carduelis maguellanica* estuvo en MU y MS y *Columbina picui*, *Milvago chimango* y *Phytotoma rutila* en MS y MP (Tabla 2). La riqueza y diversidad de especies variaron entre las tres matrices del gradiente de urbanización. En el año 2017 la riqueza de aves fue significativamente mayor en MS que en MU y MP. La diversidad de especies fue significativamente más alta en MS y MP que en MU. En el año 2018 ni la riqueza ni la diversidad de especies se modificaron entre matrices (Tabla 3).

Tabla 2. Especies de aves detectadas (1) o no (0) en parques grandes de la matriz urbana (MU), matriz suburbana (MS) y matriz periurbana (MP) del Área Metropolitana de Mendoza durante las temporadas no reproductivas 2017 y 2018.

<i>Especie</i>	2017			2018		
	MU	MS	MP	MU	MS	MP
<i>Anairetes sp.</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Carduelis maguellanica</i>	0	0	0	1	1	0
<i>Colaptes melanochloros</i>	1	1	1	1	0	0
<i>Columba livia</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Columbina picui</i>	0	1	1	0	1	0
<i>Elaenia albiceps</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Furnarius rufus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Machetornis rixosa</i>	1	0	1	1	1	0
<i>Milvago chimango</i>	0	1	1	0	1	1
<i>Mimus patagonicus</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Mimus saturninus</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Myiopsitta monachus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Passer domesticus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Patagioenas maculosa</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Phytotoma rutila</i>	0	1	1	0	0	1
<i>Pitangus sulphuratus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Pseudosseisura lophotes</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Sappho sparganura</i>	0	1	0	0	1	0
<i>Sicalis flaveola</i>	1	1	1	0	0	0
<i>Thraupis bonariensis</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Troglodytes musculus</i>	0	1	1	1	1	1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Turdus chiguanco</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Turdus rufiventris</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Vanellus chilensis</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Zenaida auriculata</i>	1	1	1	1	1	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	1	0	0	0	0
<b>N° de especies</b>	<b>15</b>	<b>22</b>	<b>20</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>15</b>

Tabla 3. Riqueza (n° de especies) e Índices de Shannon-Weaver ( $H'$ ) en parques grandes de la matriz urbana (MU), matriz suburbana (MS) y matriz periurbana (MP) durante las temporadas no reproductivas 2017 y 2018. Los valores son promedios  $\pm$  EE.

Se muestran los estadísticos de Kruskal-Wallis (H) y ANOVA (F) que indican diferencias estadísticas entre los parques de las distintas matrices \*:  $p < 0.01$ , \*\*:  $p < 0.001$ , ns: no significativo. Diferentes letras indican diferencias significativas entre matrices (prueba paramétrica y no paramétrica de Tukey,  $P < 0.05$ ).

		MU	MS	MP	H	F
2017	Riqueza	5,67 $\pm$ 0,64 a	8,8 $\pm$ 0,48 b	6,6 $\pm$ 0,55 a	-	8,26 **
	$H'$	1,45 $\pm$ 0,11 a	1,89 $\pm$ 0,06 b	1,74 $\pm$ 0,09 b	10,15 *	-
2018	Riqueza	4,87 $\pm$ 0,44	5,93 $\pm$ 0,58	5,20 $\pm$ 0,57	1,79 ns	-
	$H'$	1,37 $\pm$ 0,11	1,51 $\pm$ 0,11	1,41 $\pm$ 0,13	-	0,46 ns

Del total de 28 especies registradas en PG del AMM, 18 estuvieron presentes en al menos 10% del total de las transectas (Tabla 4). Los resultados confirmaron, en general, nuestra predicción. De las 18 especies analizadas, 11 (61%) mostraron diferencias consistentes de densidad poblacional entre alguna de las matrices de urbanización en uno o los dos años de estudio. De estas 11 especies, 6 (54%) alcanzaron mayores densidades en la MU y/o MS que en la MP, siendo categorizadas como TU (*Zenaida auriculata*, *Patagioenas maculosa*, *Furnarius rufus*, *Pitangus sulphuratus*, *Molothrus bonariensis* y *Myiopsitta monachus*). Cinco especies (46%) alcanzaron mayores densidades en la MP que en la MU, siendo categorizadas como EU (*C. picui*, *Troglodytes musculus*, *Colaptes melanochloros*, *Vanellus chilensis*, *M. chimango*) (Tabla 4 y 5).

Algunas de estas especies EU (*C. picui*, *C. melanochloros*, *V. chilensis*) alcanzaron mayores densidades en MP que en MU solo en uno de los dos años de estudio, por lo que, su categorización se realizó en base al año en que mostraron diferencias estadísticas significativas entre las matrices.

Siete (39%) de las 18 especies no mostraron picos ni diferencias significativas de densidad entre las tres matrices y, por lo tanto, no pudieron ser categorizadas como TU o EU (*C. livia*, *Machetornis rixosa*, *P. domesticus*, *Pseudosseisura lophotes*, *Sicalis flaveola*, *Turdus amaurochalinus*, *T. rufiventris*).

Las especies TU ocupan, en promedio, un número de regiones ornitogeográficas ( $6,5 \pm 0,7$ ) similar al número ocupado ( $7,4 \pm 1,02$ ) por las especies EU ( $W = 34,5$ ;  $P = 0,44$ ), siendo el 100% especies con distribución geográfica amplia. El 83% de las especies TU son omnívoras y granívoras (omnívoras 33%, granívoras 50%), 67% gregarias y 100% sedentarias. El 50% de las especies TU construye nidos cerrados o semi-cerrados ubicados a una altura media ( $4,07 \pm 0,97$ ) superior a la altura media ( $1,97 \pm 1,2$ ) de nidificación de las especies EU ( $T = -3,04$ ;  $P = 0,016$ ) y el 17% parasita nidos (i. e. *M. bonariensis*). Mientras que, el 80% de especies EU construye nidos abiertos, el 80% son insectívoras y carnívoras (60% insectívoras, 20% carnívoras), el 100% tienen comportamiento social solitario y el 100% son sedentarias (Tabla 5, Fig. 2).

La riqueza y diversidad de aves varió según el tamaño de parque, confirmando parcialmente nuestra predicción. En el año 2017, en la MS y MP tanto la riqueza como la diversidad de especies alcanzaron valores significativamente más altos en PG que en PC, mientras que en la MU no hubo diferencias significativas. En el año 2018 las diferencias entre PG y PC no fueron significativas en ninguna matriz (Tabla 6).

Tabla 4. Densidad promedio (n° de individuos/ha) ± EE de aves en parques grandes de la matriz urbana (MU), matriz suburbana (MS) y matriz periurbana (MP) del Área Metropolitana de Mendoza. Se muestra el estadístico de Kruskal-Wallis (H) que indica diferencias significativas entre las diferentes matrices para las especies que se encontraron en al menos 10% de las transectas \*: p < 0,1; \*\*: p < 0,05; \*\*\*: p < 0,01. Diferentes letras indican diferencias significativas entre matrices (test no paramétrico de Tukey, P < 0,1).

Especie	2017				2018			
	MU	MS	MP	H	MU	MS	MP	H
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,44 ± 0,44 a	3,11 ± 0,89 b	2,22 ± 0,84 a, b	3,65 *	0,89 ± 0,6	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,52
<i>Columba livia</i>	0,00 ± 0,00	3,11 ± 2,14	0,00 ± 0,00	0,52	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	-
<i>Columbina picui</i>	0,00 ± 0,00 a	0,44 ± 0,44 a	2,22 ± 1,06 a	1,72 *	0,00 ± 0,00 a	5,33 ± 4,42 a	0,00 ± 0,00 a	1,17 **
<i>Furnarius rufus</i>	7,55 ± 1,43 a	14,22 ± 2,42 b	9,33 ± 2,03 a, b	4,34 *	12,89 ± 3,15	12,00 ± 2,45	6,67 ± 1,3	2,93
<i>Machetornis rixosa</i>	0,89 ± 0,6	0,00 ± 0,00	1,33 ± 0,71	0,91	1,33 ± 0,71	0,44 ± 0,44	0,00 ± 0,00	0,91
<i>Milvago chimango</i>	0,00 ± 0,00 a	3,55 ± 1,57 a	1,77 ± 0,79 a	2,82 *	0,00 ± 0,00 a	2,66 ± 1,09 a	2,22 ± 0,84 a	3,27 **
<i>Molothrus bonariensis</i>	9,33 ± 5,95 a	25,33 ± 10,35 b	2,66 ± 0,87 a	6,71 **	8,44 ± 7,98	10,22 ± 9,29	2,67 ± 0,87	1,35
<i>Myiopsitta monachus</i>	4,44 ± 0,84 a, b	7,11 ± 1,02 b	4,88 ± 2,2 a	4,5 **	2,22 ± 0,84 a	8,00 ± 1,33 b	2,22 ± 0,84 a	12,19 ***
<i>Passer domesticus</i>	3,11 ± 0,89	2,22 ± 0,84	2,22 ± 1,06	0,71	3,11 ± 0,89	1,78 ± 0,79	1,33 ± 0,71	1,7
<i>Patagioenas maculosa</i>	14,66 ± 5,56 a	22,22 ± 4,67 b	9,77 ± 2,33 a	5,38 *	4,89 ± 1,21	15,11 ± 5,72	13,33 ± 7,8	3,02
<i>Pitangus sulphuratus</i>	4,88 ± 0,79 a	6,66 ± 0,00 a	4,44 ± 0,84 a	2,74 *	6,22 ± 0,79	5,78 ± 0,6	4,00 ± 0,87	2,47
<i>Pseudosseisura lophotes</i>	1,33 ± 0,71	2,22 ± 0,84	2,22 ± 0,84	0,52	1,78 ± 0,79	1,78 ± 0,79	1,78 ± 0,79	0
<i>Sicalis flaveola</i>	1,78 ± 0,79	2,67 ± 1,81	0,44 ± 0,44	0,9	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	-
<i>Troglodytes musculus</i>	0,00 ± 0,00 a	1,77 ± 0,79 a	2,22 ± 0,84 a	2,74 *	0,89 ± 0,6	0,44 ± 0,44	1,33 ± 0,71	0,39
<i>Turdus amaurochalinus</i>	3,11 ± 1,82	5,78 ± 2,75	3,11 ± 1,7	0,52	1,33 ± 0,96	2,67 ± 1,09	4,44 ± 1,91	1,64
<i>Turdus rufiventris</i>	2,22 ± 1,24	8,89 ± 3,23	5,33 ± 2,27	2,58	3,56 ± 1,28	0,89 ± 0,89	3,55 ± 1,94	2,19
<i>Vanellus chilensis</i>	2,22 ± 1,8	2,67 ± 1,09	1,33 ± 0,96	1	0,44 ± 0,44 a	5,77 ± 3,94 a, b	4,88 ± 2,2 b	3,69 *
<i>Zenaida auriculata</i>	10,22 ± 3,25 b	12,44 ± 3,37 b	0,44 ± 0,44 a	11,53 ***	4,00 ± 3,17	2,22 ± 2,22	0,00 ± 0,00	0,39

Tabla 5. Rasgos biológicos de especies tolerantes urbanas (TU) y evasoras urbanas (EU) del Área Metropolitana de Mendoza.

<i>Especie</i>	<i>Distribución</i>		<i>Dieta</i>	<i>Hábito social</i>	<i>Nidificación</i>		<i>Hábito migratorio</i>
	<i>Categoría geográfica</i>	<i>NR</i>			<i>Altura media (m)</i>	<i>Tipo</i>	
<i>Furnarius rufus</i>	TU	5	I	S	3,86	C	R
<i>Molothrus bonariensis</i>	TU	8	G	Gr	Parásito de nido		R
<i>Myiopsitta monachus</i>	TU	5	O	Gr	5,38	C	R
<i>Patagioenas maculosa</i>	TU	5	G	Gr	3,92	A	R
<i>Pitangus sulphuratus</i>	TU	7	O	S	4,52	C	R
<i>Zenaida auriculata</i>	TU	9	G	S-Gr	2,7	A	R
<i>Colaptes melanochloros</i>	EU	4	I	S	2,53	A	R
<i>Columbina picui</i>	EU	6	G	S-Gr	2,01	A	R
<i>Milvago chimango</i>	EU	9	C	S	3,22	A	R
<i>Troglodytes musculus</i>	EU	9	I	S	2,09	C	R
<i>Vanellus chilensis</i>	EU	9	I	S	0	A	R

Numero de regiones (NR). Dieta: omnívora (O), granívora (G), insectívora (I), carnívora (C). Hábito social: gregaria (Gr), solitaria (S). Abertura del nido: cerrado (C), abierto (A). Hábito migratorio: residente/sedentaria (R), migratoria (M).

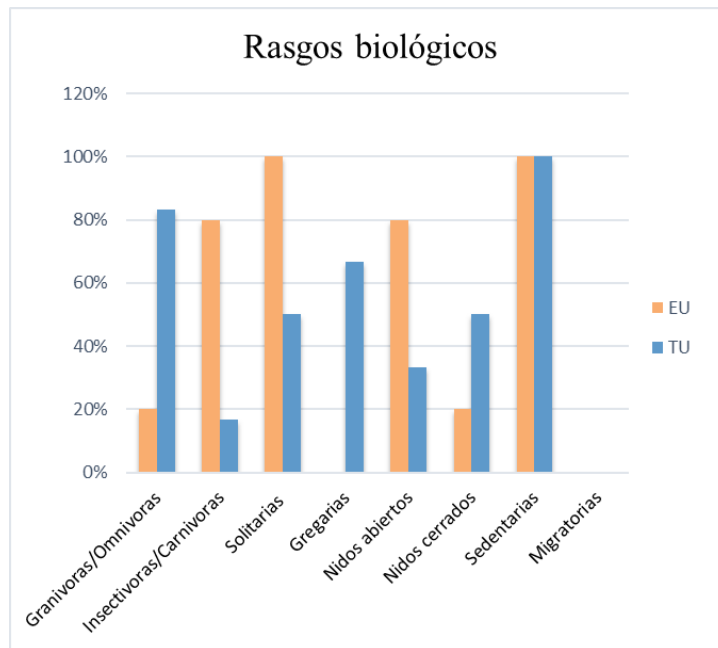


Fig. 2. Porcentaje de especies tolerantes urbanas (TU) y evasoras urbanas (EU) con rasgos biológicos dicotómicos (i. e. dieta, hábito social, apertura de nido, hábito migratorio).

Tabla 6. Riqueza (n° de especies) e Índices de diversidad de Shannon-Weaver ( $H'$ ) en parques grandes (PG) y parques chicos (PC) de la matriz urbana (MU), matriz suburbana (MS) y matriz periurbana (MP) del Área Metropolitana de Mendoza. Los valores son promedio  $\pm$  EE. Se muestran los estadísticos de Kruskal-Wallis (H) y ANOVA (F) con \*:  $p < 0,05$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*\*\*:  $p < 0,001$ ; ns: no significativo, indicando diferencias entre los parques del año 2017 y 2018.

	2017				2018				
		PG	PC	H	F	PG	PC	H	F
Riqueza	MU	5,66 $\pm$ 0,63	5 $\pm$ 0,44	-	0,59 ns	4,86 $\pm$ 0,44	5 $\pm$ 0,42	0,11 ns	-
	MS	8,8 $\pm$ 0,48	5,81 $\pm$ 0,51	-	14,54 ***	5,93 $\pm$ 0,58	5,9 $\pm$ 0,56	-	1,3 ns
	MP	6,6 $\pm$ 0,55	4,6 $\pm$ 0,4	-	7,08 *	5,2 $\pm$ 0,57	5,4 $\pm$ 0,45	-	0,42 ns
$H'$	MU	1,45 $\pm$ 0,1	1,32 $\pm$ 0,11	0,31 ns	-	1,36 $\pm$ 0,1	1,19 $\pm$ 0,09	-	1,28 ns
	MS	1,89 $\pm$ 0,06	1,6 $\pm$ 0,08	-	7,51 *	1,51 $\pm$ 0,11	1,68 $\pm$ 0,09	-	1,30 ns
	MP	1,74 $\pm$ 0,09	1,46 $\pm$ 0,96	-	4,29 *	1,41 $\pm$ 0,13	1,54 $\pm$ 0,11	-	0,42 ns

## DISCUSIÓN

La riqueza y diversidad de especies de aves tendieron a alcanzar valores superiores en MS e inferiores en MU y MP del AMM (Tabla 3), resultados que apoyan, en general, la hipótesis de la perturbación intermedia. El ensamble de aves de MS estuvo formado en un 21% por especies registradas únicamente en MS y en un 79% por especies también presentes en MP y/o MU, apoyando la idea de que las comunidades de aves de las áreas intermedias comparten porciones de las comunidades adyacentes (Litteral & Shochat 2017).

Patrones similares fueron reportados en Finlandia (Jokimäki & Suhonen 1993) y Estados Unidos (Blair 1996, Marzluff 2005, Lepczyk et al. 2008). En Argentina, se han reportado resultados similares en centros urbanos de la región pampeana (Leveau & Leveau 2005, Leveau et al. 2018, Leveau 2019) y diferentes en ciudades de la región chaqueña y pampeana (Juri & Chani 2005, Garaffa et al. 2009). En estas últimas ciudades, la diversidad y la riqueza de especies de aves decrecen linealmente a medida que aumenta el desarrollo urbano (Juri & Chani 2005, Garaffa et al. 2009).

Filloy et al. (2018) estudiaron gradientes de diversidad en la ciudad de Puerto Iguazú, provincia de Misiones, ubicada en bioma húmedo y en la ciudad de General Roca, provincia de Río Negro, ubicada en bioma árido. Encontraron que en Puerto Iguazú ocurrió una pérdida gradual de especies con respecto al ambiente natural, mientras que en General Roca la riqueza de aves aumentó desde las áreas naturales, alcanzando una meseta en las áreas moderadamente desarrolladas. Filloy et al. (2018) sugirieron que no solo el tipo de uso del suelo sino también el bioma donde se desarrollan las ciudades influye en la respuesta de las especies a un gradiente de urbanización. El patrón general observado es que la riqueza de aves se encuentra





positivamente relacionada con la cobertura de vegetación (Filloy et al. 2018). En el AMM los parques poseen cobertura de árboles, especies de arbustos y áreas de pasto mantenidos con riego artificial (Correa et al. 2006, Stocco et al. 2017). De este modo, al igual que en otras ciudades situadas en ambientes semiáridos, la productividad primaria aumenta especialmente en las áreas medianamente urbanizadas (Blair 1996, Imhoff et al. 2000), lo que se traduce en un incremento de la riqueza y diversidad de aves (Leveau et al. 2018, Filloy et al. 2018).

Las especies de aves en el AMM respondieron diferencialmente a los desafíos urbanos, de acuerdo con la hipótesis de la tolerancia a la urbanización. Nuestro análisis fue capaz de distinguir especies de aves TU y EU a lo largo del gradiente de urbanización, mayormente en el sentido predicho por la HTU. Otras especies no pudieron ser categorizadas ya que no alcanzaron picos ni tendencias de aumento de densidad en ninguna matriz en particular (Tabla 4).

De las especies categorizadas como TU, el 100% fueron nativas, mientras que otros estudios reportan al menos un 3% de especies exóticas entre las TU quienes, además, suelen ser abundantes y cosmopolitas (e. g. *C. livia*) (e. g. Blair 1996, Conole & Kirkpatrick 2011). La mayoría (83%) de las especies TU del AMM (i. e. *F. rufus*, *P. maculosa*, *M. bonariensis*, *M. monachus*, *Z. auriculata*) también han sido categorizadas como explotadoras o adaptadoras urbanas en la región pampeana de Argentina (Leveau et al. 2018). El 100% de las EU también fueron nativas. Un 80% de las EU (i. e. *C. picui*, *V. chilensis*, *M. chimango*, *T. musculus*) del AMM también mostraron tendencias significativas de mayor densidad en las áreas periurbanas o fueron categorizadas como evasoras urbanas en la región pampeana (Leveau & Leveau 2004, Leveau et al. 2018).

Sol et al. (2014) compilaron datos de abundancia de aves en 22 regiones del mundo y sugirieron que, las especies relacionadas filogenéticamente comparten determinadas características que afectan su tolerancia a la urbanización y por lo tanto responden de manera similar a los efectos de esta. Esto podría estar ocurriendo en el AMM, donde la mayoría (83%) de los miembros del ensamble de TU fueron de las familias Columbidae (i. e. *P. maculosa*, *Z. auriculata*) y Passeridae (*M. bonariensis*, *F. rufus* y *P. sulphuratus*). Por el contrario, en el ensamble de especies EU, sólo el 40% de las especies fueron colúmbidos (i. e. *C. picui*) y passéridos (i. e. *T. musculus*).

Un grupo de especies no pudieron ser clasificadas como TU o EU ya que estuvieron ausentes en una o más matrices (i. e. *C. livia*, *M. rixosa*, *S. flaveola*) o bien ocuparon el gradiente en densidades similares (i. e. *P. domesticus*, *P. lophotes*, *T. amaurochalinus* y *T. rufiventris*). *Columba livia* y *P. domesticus*, que suelen ser registradas en altos niveles de ocupación en muchos centros urbanos de otras partes del mundo (e. g. Blair 1996, Clergeau et al. 1998) y de Argentina (Leveau & Leveau 2004, Juri & Chani 2005, Leveau & Leveau 2012, Leveau et al. 2018, Leveau 2019) no mostraron diferencias significativas entre MU, MS y MP en el AMM. *Columba livia* mostró muy baja densidad en el año 2017 y en 2018 no fue registrada y *P. domesticus* ocupó todas las matrices del gradiente con densidades similares en los dos años estudiados. En los trabajos realizados en centros urbanos de Argentina (Leveau & Leveau 2004, Juri & Chani 2005, Leveau & Leveau 2012, Leveau et al. 2018, Leveau 2019) las transectas se ubicaron en calles mientras que en este estudio se ubicaron en parques. Fernández-Juricic (2001) encontró que *P. domesticus* y *C. livia* eran más abundantes en los bordes de grandes parques arbolados en Madrid, España, y sugirió que esto podría deberse a las mayores oportunidades de alimentación (e. g. basura,

alimentación deliberada) y disponibilidad de sitios de anidación en edificios adyacentes para ambas especies. Aunque no contamos con datos que lo corroboren, es probable que nuestros muestreos en las zonas centrales de los PG no hayan detectado a *C. livia* por esa particular manera de ocupar los espacios urbanos muy intervenidos.

En el AMM la urbanización actuó como un filtro para las aves de acuerdo con sus rasgos biológicos. Los rasgos predichos por la HTU estuvieron presentes en altos porcentajes (i. e. 50% al 100%) en las especies TU. Estos resultados fortalecen la idea de que hay rasgos que podrían ayudar a distinguir *a priori* adaptadores urbanos de evasores urbanos (Crocì et al. 2008). Estos rasgos fueron la dieta (e. g. omnivoría, granivoría), el hábito social (e. g. gregarismo) y la nidificación (e. g. nidos cerrados, a altura media o alta) (Tabla 5). La distribución geográfica y el hábito migratorio, en cambio, no fueron útiles para discriminar entre especies tolerantes e intolerantes a la urbanización. Dado que, tanto las especies TU como EU tuvieron estos rasgos (Tabla 5), resulta curioso que *C. picui* una paloma con rasgos biológicos muy similares a *P. maculosa* y *Z. auriculata* no fue TU sino EU. Esto sugiere la necesidad de extender y profundizar estos estudios en el AMM.

La puesta a prueba del modelo hábitat-isla arrojó resultados poco concluyentes. Si bien la riqueza y diversidad de aves fueron mayores en los PG suburbanos y periurbanos que en los PC, esto ocurrió sólo en el año 2017 (Tabla 6). Además, nunca hubo diferencia en esas variables entre los PG y PC de la MU (Tabla 6). Estos resultados apoyan solo parcialmente el MHI, esto es, que la riqueza de los parques urbanos estaría determinada por un equilibrio entre la inmigración y la emigración de especies, parámetros que dependen del tamaño del área y de su distancia al “pool” regional (MacArthur & Wilson 1967). Leveau & Leveau (2016), en un estudio realizado

en parques de la ciudad de Mar del Plata, tampoco encontraron relación entre la riqueza de especies y el tamaño del parque. Leveau & Leveau (2016) sugirieron que sus resultados podrían deberse al bajo rango de tamaño de parque considerado (i. e. de 1 a 4 ha), o bien, a que los parques tenían poca heterogeneidad de hábitats. Sin embargo, en el presente estudio, a pesar de que la diferencia entre PG y PC fue de casi un orden de magnitud (i. e. 10,76 ha vs 1,51 ha) las diferencias en riqueza y diversidad entre ellos tampoco fueron concluyentes.

El MHI ha sido ampliamente debatido y modificado como consecuencia de los nuevos resultados y enfoques conceptuales (Brown & Lomolino 1998, Lomolino 2000). Las principales críticas al MHI en lo concerniente a explicar la distribución de los animales han sido el desconocimiento de: (a) la importancia del paisaje circundante (Wiens 1996, Haila 2002), (b) el efecto de la estacionalidad, e. g. la mayoría de las investigaciones en aves se han hecho en estaciones reproductivas (Nour et al. 1999) y (c) la interacción entre atributos del parche y las fluctuaciones estacionales de las poblaciones de aves, e. g. los parches más pequeños pueden estar menos protegidos contra los efectos abióticos (Murcia 1995) y por lo tanto pueden soportar menos especies de aves en invierno que en la temporada de reproductiva (Nour et al., 1999). Además, el MHI no contempla que en la temporada no reproductiva puede haber un aumento de especies transitorias (Levey & Stiles 1992, Tellería & Santos 1997) o que la dispersión natal (Baker 1993) podría provocar que las aves ocupen parches de forma impredecible (Murgui 2007). Todas o algunas de estas causas podrían explicar el escaso apoyo al MHI en el AMM y abren nuevas rutas de investigación al respecto.

Bajo una mirada conservacionista, se busca mantener o incluso aumentar la biodiversidad en los parques urbanos, ya que son los reservorios más importantes de



especies dentro de las ciudades (Zhou & Chu 2012, Nielsen et al. 2014). Sin embargo, el aumento de los espacios verdes en la ciudad de Mendoza no ha sido proporcional al aumento poblacional y urbano (Cantón et al. 2003). Los resultados de este trabajo permiten generalizar que, en PG del AMM la riqueza y diversidad de aves aumenta en las MS donde el desarrollo urbano es intermedio. Al analizar las respuestas individuales de las especies, se pudieron categorizar especies como TU y EU según sus prevalencias en las distintas matrices y en líneas generales se identificaron rasgos biológicos que ayudarían a predecir la composición de las comunidades de aves en el futuro.

Finalmente, se observó que los parques de mayor tamaño, en general, albergan mayor número de especies, excepto cuando los niveles de urbanización circundante son muy altos (i. e. en la MU). Este trabajo aporta información sobre las comunidades de aves en el AMM del mayor centro urbano del centro oeste de Argentina (Indec 2011) y se suma a los escasos estudios sobre la riqueza, composición y distribución de las comunidades de aves en ambientes urbanos de zonas áridas (e. g. Emlen 1974, Mills et al. 1989, Carbó-Ramírez & Zuria 2011). Dado el rápido avance de la urbanización, es importante conocer y comprender los factores que afectan a las comunidades de aves, por lo que, estudios de este tipo podrían aportar información útil, que eventualmente contribuya a la planificación urbana y a la creación de planes de manejo que tiendan a preservar la biodiversidad en estos entornos (Clergeau et al. 2001, Carbó-Ramírez & Zuria 2011).



## REFERENCIAS

- Baker, R.R. (1993) The function of post-fledging exploration: a pilot study of three species of passerines ringed in Britain. *Ornis Scandinavica* 24:7-79.
- Bellocq, M.I., Leveau, L.M., & Filloy, J. (2017) Urbanization and bird communities: spatial and temporal patterns emerging from Southern South America. In: Murgui E, Hedblom M (eds) Ecology and conservation of birds in urban environments. Springer, Heidelberg, pp 35-54.
- Blair, R. B. (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506-519.
- Brown, J.H. & Lomolino, M.V. (1998) Biogeography. 2° ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Cabrera, A.L. (1976) Regiones fitogeográficas argentinas. En: Kugler WF (ed) Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Acme, Buenos Aires, pp 1-85.
- Cantón, M.A. Mesa, A. Cortegoso, J.L. & De Rosa, C. (2003) Assessing the solar resource in forested urban environments: results from the use of a photographic-computational method. *Architectural Science Review* 46:2.
- Carbó-Ramírez, P. & Zuria, I. (2011) The value of small urban green spaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100:213-222.
- Chace, J.F. & Walsh, J.J. (2006) Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74:46-69.
- Chamberlain, D.E., Gough, S., Vaughan, H., Vickery, J.A. & Appleton, G.F. (2007) Determinants of bird species richness in public green spaces. *Bird Study* 54:87-97.

- Clergeau, P., Jokimäki, J. & Savard, J.L. (2001) Are urban communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38:1122-1134.
- Clergeau, P., Savard, J.P.L., Mennechez, G. & Falardeau, G. (1998) Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: A comparative study between two cities on different continents. *The Condor* 100:413-425.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. & Dinetti, M. (2006) Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127:336-344.
- Connell, J.H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Conole, L.E. & Kirkpatrick, J.B. (2011) Functional and spatial differentiation of urban bird assemblages at the landscape scale. *Landscape and Urban Planning* 100:11-23.
- Correa, E., Martínez, C, Lessino G, De Rosa C. & Cantón, A. (2006) Impact of Urban Parks on the Climatic Pattern of Mendoza's Metropolitan Area, in Argentina. PLEA 2006 - The 23rd Conference on Passive and Low Energy Architecture, Geneva, Switzerland.
- Croci, S., Butet, A. & Clergeau, P. (2008) Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits. *Condor* 110:223-240.
- Czech, B., Krausman, P.R., & Devers, P.K. (2000) Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *BioScience* 50:593-601.
- Dale, S. (2017) Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. *Urban Ecosystems* 21:1-14.

- De la Peña, M.R. (2011) Observaciones de Campo en la Alimentación de las Aves. *FAVE* 15:99-107.
- 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.
- De la Peña, M.R. (2016) Aves argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y distribución. Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino. Santa Fe.
- Donnelly, R. & Marzluff, J.M. (2004) Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology* 18:733-745.
- Emlen, J.T. (1974) An urban bird community in Tucson, Arizona. Derivation, structure, regulation. *Condor* 76:184-197.
- Faggi, A. & Perepelizin, P. (2006) Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales* 8:289-297.
- Feninger, O. (1983) Estudios cuantitativos sobre aves en áreas urbanas de Buenos Aires con densa población urbana. *Hornero Número Extraordinario*:174-191.
- Fernández-Juricic, E. (2000) Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size, and isolation. *Ecological Research* 15:373-383.
- Fernández-Juricic, E. (2001) Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation* 10:1303-1316.
- Fernández-Juricic, E. & Jokimäki, J. (2001) An habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10:2023-2043.



- Filloy, J., Zurita, G.A. & Bellocq, M.I. (2018) Bird Diversity in Urban Ecosystems: The Role of the Biome and Land Use Along Urbanization Gradients. *Ecosystems* 22:213-227.
- Garaffa, P.I., Filloy, J. & Bellocq, M.I. (2009) Bird community responses along urban-rural gradients: does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90:33-41.
- Haila, Y. (2002) A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12:321-334.
- Hennings, L.A. & Edge, W.D. (2003) Riparian bird community structure in Portland, Oregon: habitat, urbanization, and spatial scale patterns. *Condor* 105:288-302.
- Husté, A, Selmi, S., & Boulinier, T. (2006) Bird communities in suburban patches near Paris: determinants of local richness in a highly fragmented landscape. *Ecoscience* 13:249-257.
- Indec (2011) Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas, D.E.I.E.
- Imhoff, M.L., Tucker, C.J., Lawrence, W.T. & Stutzer, D.C. (2000) The use of multisource satellite and geospatial data to study the effect of urbanization on primary productivity in the United States. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 38:2549-56.
- Jokimäki, J. (1999) Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3:21-34.
- Jokimäki, J. & Suhonen, J. (1993) Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: A biogeographical comparison. *Ornis Fennica* 70:71-77.

- Juri, M.D. & Chani, J.M (2005) Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 49:49-57.
- Kark, S., Iwaniuk, A., Schalimtzek, A. & Banker, E. (2007) Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* 34:638-651.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., et al. (2001) The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261-269.
- Lepczyk, C.A., Flather, C.H., Radeloff, V.C., Pidgeon, A.M., et al. (2008) Human impacts on regional avian diversity and abundance. *Conservation Biology* 22: 405-416.
- Lepczyk, C.A., La Sorte, F., Aronson, M., Goddard, M., et al. (2016) Global patterns and drivers of urban birds. In: Murgui E, Hedblom M (eds) Ecology and conservation of birds in urban environments. Springer, Heidelberg, pp 13-34.
- Leveau, C. (2013) Bird traits in urban–rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology* 153:655-662.
- Leveau, L. (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.
- Leveau, L.M. & Leveau, C.M. (2004) Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El Hornero* 19:13-21.
- Leveau, C.M. & Leveau, L.M. (2005) Avian community response to urbanization in the Pampean region, Argentina. *Ornitología Neotropical* 16:503-510.

- Leveau, L.M. & Leveau, C.M. (2012) The role of urbanization and seasonality on the temporal variability of bird communities. *Landscape and Urban Planning* 106:271-276.
- Leveau, L.M. & Leveau, C.M. (2016) Does urbanization affect the seasonal dynamics of bird communities in urban parks? *Urban Ecosystems* 19:631-647.
- Leveau, L.M., Isla, F.I. & Bellocq, M.I. (2015) Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystems* 18:1461-1476.
- Leveau, L.M., Isla, F.I. & Bellocq, M.I. (2018) Predicting the seasonal dynamics of bird communities along an urban-rural gradient using NDVI. *Landscape and Urban Planning* 177:103-113.
- Levey, D.G. & Stiles, F.G. (1992) Evolutionary precursors of long-distance migration: resources availability and movement patterns in Neotropical landbirds. *The American Naturalist* 140:447-476.
- Litteral, J. & Shochat, E. (2017) The Role of Landscape-Scale Factors in Shaping Urban Bird Communities. In: Murgui E, Hedblom M (eds) Ecology and conservation of birds in urban environments. Springer, Heidelberg, pp 135-160.
- Lomolino, M.V. (2000) A species-based theory of insular zoo-geography. *Global Ecology and Biogeography* 9:39-58.
- López de Casenave, J. (2001) Estructura gremial y organización de un ensamble de aves del desierto del monte. Biblioteca digital FCEN-UBA  
<https://digital.bl.fcen.uba.ar>.
- MacArthur R.H. & Wilson, E.O. (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton NJ, USA.

- Marone, L., Lopez de Casenave, J. & Cueto, V.R. (1997) Patterns of habitat selection by wintering and breeding granivorous birds in the central Monte desert, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 70:73-81.
- Martella, M.B., Trumper, E. Bellis, L.M., Renison, D. et al. (2012) Manual de Ecología Poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres. *Reduca (Biología) Serie Ecología* 5:1-31.
- Martin, J.L., Gaston, A. & Hitier, S. (1995) The effect of island size and isolation on old growth forest habitat and bird diversity in Gwaii Haanas (Queen Charlotte Islands: Canada). *Oikos* 72:115-131.
- Marzluff, J.M. (2005) Island biogeography for an urbanizing world how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosystems* 8:157-177.
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., Groffman, P., Bohlen, P., et al. (1997) Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* 1:21-36.
- McKinney, M.L. (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation* 127:247-260.
- Mesa, A. & de Rosa, C. (2005) Estudio de los patrones de apropiación del suelo urbano por la expansión de las áreas residenciales. Análisis del Área Metropolitana de Mendoza. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*.
- Mesa, A. & Giusso, C. (2014) La urbanización del piedemonte andino del área metropolitana de Mendoza. *Revista Iberoamericana de Urbanismo* 11:63-77.
- Mills, G.S., Dunning, Jr. J.B. & Bates, J.M. (1989) Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor* 91:416-428.
- Morello, J. (1958) La Provincia Fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana* 2:1-155.

- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19:58-62.
- Murgui, E. (2007) Effects of seasonality on the species–area relationship: a case study with birds in urban parks. *Global Ecology and Biogeography* 16:319-329.
- Narosky, T. & Yzurieta, D. (2010) Guía para la Identificación de las Aves de Argentina y Uruguay. 16ª edición. Vázquez Mazzini (eds). Buenos Aires, pp 432.
- Nielsen, A.B. van den Bosch, M., Maruthaveeran, S. & van den Bosch, C.K. (2014) Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems* 17:305-327.
- Nour N., Van Damme, D., Matthysen, R. & Dhondt, A. (1999) Forest birds in forest fragments: are fragmentation effects independent of season? *Bird Study* 46: 279-288.
- Ortega-Álvarez, R. & MacGregor-Fors, I. (2011) Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning* 101:1-10.
- Park, C.H. & Lee, W.S. (2000) Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning* 51:29-36.
- Peris, S. & Montelongo, T. (2014) Birds and small urban parks: a study in a high plateau city. *Turkish Journal of Zoology* 38:316-325.
- Platt, A. & Lill, A. (2006) Composition and conservation value of bird assemblages of urban “habitat islands”: Do pedestrian traffic and landscape variables exert an influence? *Urban Ecosystem* 9:83-97.

- Ricklefs, R. (1998) *Invitación a la Ecología*. 4th ed Editorial Médica Panamericana S.A, pp 1-692.
- Smith, P.G.R. (2007) Characteristics of urban natural areas influencing winter bird use in southern Ontario, Canada. *Environmental Management* 39:338-352.
- Sol, D., González-Lagos, C. & Moreira, D. (2014) Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters* 17:942-995.
- Stocco, S., Cantón, M. A. & Correa, E. (2017) Espacios verdes en ciudades de zonas áridas. Diagnóstico de la situación actual de plazas de la ciudad de Mendoza, Argentina. Cuaderno urbano. Espacio, Cultura, Sociedad. N°23 pp 61-84.
- Suhonen, J. & Jokimäki, J. (1988) A biogeographical comparison of the breeding bird species assemblages in twenty Finnish urban parks. *Ornis Fennica* 65:76-83.
- Tellería, J.L. & Santos, T. (1997) Seasonal and interannual occupation of a forest archipelago by insectivorous passerines. *Oikos* 78:239-248.
- Wiens, A.J. (1996) Metapopulations dynamics and landscape ecology. Metapopulation biology. Ecology, genetics, and evolution. Hanski I., Gilpin M.E. (eds). Academic Press, New York, pp 43-62.
- Zar, J.H. (1996) *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall: Upper Saddle River, NJ, pp 1-695.
- Zhou, D. & Chu, L.M. (2012) How would size, age, human disturbance, and vegetation structure affect bird communities of urban parks in different seasons? *Journal of Ornithology* 153:1101-1112.