



INFLUENCIA DE LA URBANIZACIÓN SOBRE AVES QUE HABITAN EN LAGUNAS DEL CORREDOR DE LA COSTA SANTAFESINA

Santiago Truchet

*Facultad de Humanidades y ciencias UNL
Instituto Nacional de Limnología INALI-UNL*

Juan Andrés Sarquis (Director)

Rodrigo Lorenzón (Codirector)

Área: Ciencias Biológicas

Palabras claves: aves, humedales, conservación.

INTRODUCCIÓN

La urbanización afecta negativamente la biodiversidad a diferentes escalas (Ceballos *et al.*, 2017). La urbanización rápida y poco planificada genera modificaciones en paisajes y sistemas naturales, como en Santa Fe, Rincón y Arroyo Leyes, ciudades costeras del litoral santafesino (Tucci & Clarke, 1998; Seto *et al.*, 2012). Las comunidades de aves son especialmente afectadas, con cambios en la diversidad taxonómica y funcional y por ende son estudiadas para evaluar efectos antrópicos en sistemas naturales (Louette *et al.*, 1995; Myczko *et al.*, 2014; Cristaldi *et al.*, 2017). Estudios en América Latina han identificado patrones donde la riqueza de especies aumenta con la vegetación y espacios verdes, pero disminuye con la actividad humana e infraestructura (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; Cruz & Piratelli, 2011; Leveau, 2013). En el corredor de la costa santafesina, la urbanización avanza a una tasa muy rápida sobre humedales fluviales propios de la planicie de inundación del río Paraná. En general, algunas partes bajas de la planicie tales como lagunas no son rellenadas y permanecen como ambientes naturales en el interior de los cascos urbanos. En el otro extremo del gradiente de urbanización se encuentran lagunas similares pero que se encuentran ubicadas en zonas aún no urbanizadas que mantienen el paisaje natural típico de la planicie.

Título del proyecto: CAMBIO CLIMÁTICO Y ÁREAS PROTEGIDAS: OPTIMIZACIÓN Y CONECTIVIDAD DE SISTEMAS DE RESERVAS USANDO VERTEBRADOS INDICADORES EN LA CUENCA DEL PLATA

Instrumento: PICT

Año convocatoria: 2020

Organismo financiador: ANPCyT

Director/a: Girauo, Alejandro Raúl

Esta situación actual brinda el escenario ideal para evaluar cómo los ensamblajes de aves de estos humedales fluviales son afectados por la urbanización, sobre todo de especies de aves acuáticas cuyas respuestas a la urbanización aún no han sido evaluadas o son muy poco conocidas.

OBJETIVOS

Objetivo general

- Evaluar las variaciones de los ensamblajes de aves de humedales en función del grado de urbanización del paisaje.

Objetivos específicos

- Comparar la estructura taxonómica de los ensamblajes de aves entre lagunas con diferentes grados de urbanización.
- Comparar la composición taxonómica de los ensamblajes de aves entre lagunas con diferentes grados de urbanización.

METODOLOGÍA

Se seleccionaron 18 lagunas clasificándolas como urbanas, si la laguna se encontraba dentro del casco o matriz urbana, y como no-urbana, si la laguna se encontraba fuera del casco urbano, ubicada en sus márgenes y en una matriz predominante de ambientes naturales. De esta manera se seleccionaron 9 lagunas urbanas y 9 lagunas no-urbanas, distribuidas a lo largo del corredor de la costa santafesina en las localidades de Santa Fe, Colastiné, Rincón y Arroyo Leyes. En cada una de estas lagunas se realizaron muestreos de aves mediante puntos de conteo de 10 minutos de duración y 100 m de radio durante las primeras 4 horas del día comenzando al amanecer, evitando días con lluvia y viento. En cada punto de conteo, se registraron todas las aves oídas y vistas. Los muestreos se realizaron durante dos períodos, tres durante primavera-verano y uno durante otoño-invierno, teniendo en cuenta que entre estos dos períodos se da la mayor variabilidad temporal de los ensamblajes de aves en ambientes asociados al sistema del río Paraná (Lorenzón *et al.*, 2019). De este modo, se obtuvo un total de 72 conteos (18 lagunas x 4 visitas a cada una).

La comparación de la estructura taxonómica de los ensamblajes de aves entre lagunas con diferentes grados de urbanización se realizó en base al cálculo de la riqueza de especies (número total de especies registradas por punto de conteo) y la abundancia (número total de individuos registrados por punto de conteo). Para comparar la composición, se consideraron las frecuencias (proporción del número de puntos de conteo en que la especie estuvo presente en relación con el número total de puntos de conteo) y las abundancias relativas de cada especie (proporción del número de individuos registrados de cada especie en relación con el número total de individuos registrados).

Para el análisis de los datos se utilizó el método de rarefacción basado en individuos, implementado mediante el paquete *iNEXT* (Hsieh *et al.*, 2022) en R (R Core Team, 2023) para comparar la riqueza de especies entre lagunas no-urbanas y urbanas. Para evaluar si existieron diferencias en la composición de los ensamblajes entre lagunas no-urbanas y urbanas se utilizó un análisis multivariado de la varianza (PERMANOVA) basado en permutaciones, implementado mediante el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2022) en R (R Core Team, 2023). Las permutaciones se limitaron dentro de cada laguna para considerar

muestras repetidas en el tiempo cuando se probó la significación estadística. A su vez se evaluó cuáles especies se asociaron a los ambientes no-urbanos y urbanos mediante un análisis de especies indicadoras (ISA, De Cáceres & Legendre, 2009). Para todos los análisis se estableció un nivel de significancia (α) del 0,05.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Se registró un total de 2025 individuos pertenecientes a 126 especies lo que corresponde a un 12% de la diversidad total del país y al 29% de la diversidad de aves de la provincia de Santa Fe. La familia Tyrannidae fue la más representada con 13 especies, seguida de Thraupidae, Furnariidae y Anatidae con 11, 10 y 9 especies respectivamente. A su vez las especies con más frecuencia en los muestreos fueron *Pitangus sulphuratus* (68%), *Furnarius rufus* (44%), *Zenaida auriculata* (36%), *Myiopsitta monachus* (34%), *Jacana Jacana* (29%) y *Chrysomus ruficapillus* (29%).

Al considerar las especies registradas por punto de conteo, se registró un promedio de $11,4 \pm 0,84$ especies en lagunas no-urbanas y $9,8 \pm 0,85$ especies en lagunas urbanas. *Spatula versicolor* (Pato capuchino) fue la especie más frecuente en lagunas no-urbanas, seguida de *Pitangus sulphuratus* (Benteveo), *Vanellus chilensis* (Tero común) y *Chrysomus ruficapillus* (Varillero congo). En lagunas urbanas la especie más frecuente fue *Pitangus sulphuratus* seguida de *Zenaida auriculata* (Torcaza), *Furnarius rufus* (Hornero) y *Myiopsitta monachus* (Cotorra).

En Lagunas no-urbanas se registraron un total de 1192 individuos con un promedio por laguna de $33,1 \pm 5,32$ individuos. En este tipo de ambiente la especie más abundante fue *Chrysomus ruficapillus*. Por otra parte, en lagunas urbanas se registraron 833 individuos con un promedio por laguna de $23,1 \pm 1,91$ individuos. Dentro de estas lagunas, *Myiopsitta monachus* fue la más abundante.

Al comparar la riqueza mediante rarefacción del número de individuos, no se encontraron diferencias entre lagunas no-urbanas y urbanas (i.e. se observó una superposición de los intervalos de confianza del 95%, los que fueron de 89 y 101 especies en lagunas no-urbanas y 85 y 93 spp en lagunas urbanas).

Por otro lado, la composición de los ensambles de aves varió entre lagunas no-urbanas y urbanas (PERMANOVA: $F_{1,71}: 5,7; p=0,001$). Las especies asociadas a lagunas no-urbanas fueron: *Spatula versicolor* ($p=0,005$), *Vanellus chilensis* ($p=0,005$), *Chrysomus ruficapillus* ($p=0,005$), *Phimosus infuscatus* ($p=0,005$), *Himantopus mexicanus* ($p=0,005$), *Plegadis chihi* ($p=0,010$), *Gallinago paraguaiae* ($p=0,020$), *Pardirallus sanguinolentus* ($p=0,025$), *Hymenops perspicillatus* ($p=0,025$), *Calidris melanotos* ($p=0,030$) y *Rostrhamus sociabilis* ($p=0,045$). Mientras que en lagunas urbanas, las especies de aves asociadas fueron: *Pitangus sulphuratus* ($p=0,005$), *Zenaida auriculata* ($p=0,005$), *Sicalis flaveola* ($p=0,005$), *Saltator coerulescens* ($p=0,015$), *Agelaiodes badius* ($p=0,025$), *Turdus rufiventris* ($p=0,030$), *Turdus amaurochalinus* ($p=0,045$) y *Colaptes melanochloros* ($p=0,05$).

Al evaluar los ensambles de aves de humedales en función del grado de urbanización del paisaje los resultados sugieren que el grado de urbanización influye solamente sobre la composición, y no en la estructura, de los ensambles de aves que habitan en el corredor de la costa santafesina.

BIBLIOGRAFÍA BÁSICA

Carbó-Ramírez, P., & Zuria, I., 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100:213–222

- Ceballos, G., Ehrlich, P. R. & Dirzo, R.**, 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, E6089–E6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Cristaldi, M. A., Giraudo, A. R., Arzamendia, V., Bellini, G. P., & Claus, J.**, 2017. Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. *Journal of Natural History*, 51, 1–20. <https://doi.org/10.1080/00222933.2017.1371803>.
- Cruz, B.B., & Piratelli, A.J.**, 2011. Avifauna associated to an urban extend of the Sorocaba river, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 11:255–264
- De Cáceres M., Legendre P.**, 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90, 3566–3574. doi:10.1890/08-1823.1 <<https://doi.org/10.1890/08-1823.1>>.
- Hsieh T.C., Ma K.H., & Chao A.**, 2022. *iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity*. R package version 3.0.0, <<https://CRAN.R-project.org/package=iNEXT>>.
- Leveau, L. M.**, 2013. Bird traits in urban–rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology*, 154(3), 655–662. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0928-x>
- Lorenzón, R. E., Beltzer, A. H., Olguin, P. F., León, E. J., Sovrano, L. V., Antoniazzi, C. E., & Ronchi-Virgolini, A. L.**, 2019. Temporal variation of bird assemblages in dynamic fluvial wetlands: seasonality and influence of water level and habitat availability. *Revista de Biología Tropical*, 67(6), 1131–1145.
- Louette M, Bijens L, Upoki Agenong'a D., & Fotso RC.**, 1995. The utility of birds as bioindicators: case studies in equatorial Africa. *Belgian Journal of Zoology* 125(1): 157–165.
- Myczko, L., Rosin, Z. M., Skórka, P., & Tryjanowski, P.**, 2014. Urbanization level and woodland size are major drivers of woodpecker species richness and abundance. *PloS One*, 9(4), e94218. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094218>
- Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara R., Solymos P., Stevens M., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Cáceres M., Durand S., Evangelista H., FitzJohn R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., McGlenn D., Ouellette M., Ribeiro Cunha E., Smith T., Stier A., Ter Braak C., Weedon J.**, 2022. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- R Core Team**, 2023. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R.**, 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1211658109>.
- Tucci, C. E. M. & Clarke, R. T.**, 1998. Environmental Issues in the la Plata Basin. *International Journal of Water Resources Development*, 14:2, 157–173, DOI: [10.1080/07900629849376](https://doi.org/10.1080/07900629849376)