

# MORTALIDAD DE AVES EN DORMIDEROS COMUNALES A CAUSA DE UNA TORMENTA SEVERA EN LA CIUDAD DE TULUMAYA, ARGENTINA

EVER TALLEI<sup>A\*</sup>, ANALÍA BENAVIDEZ<sup>B</sup>

<sup>a</sup> Biología de Aves, Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA), Centro Científico Tecnológico CONICET - Mendoza, Av. Ruiz Leal s/n, Parque General San Martín, 5500 Mendoza, Argentina.

<sup>b</sup> Centro Regional de Energía y Ambiente para el Desarrollo Sustentable, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional de Catamarca (CREAS-CONICET/UNCA), Prado 366, K4700AAP. San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca, Argentina.

\* evertallei@gmail.com (E. Tallei), analiab87@gmail.com (A. Benavidez)

**RESUMEN.-** Los eventos meteorológicos extremos pueden producir una alta mortandad de aves, en especial en regiones en donde los mismos suelen ser atípicos. En áreas urbanas, esta situación puede agravarse ya que las aves se concentran en espacios verdes que pueden ser utilizados como dormideros. En el departamento de Lavalle, se desarrolló una tormenta severa el día 16 de diciembre de 2021. Los objetivos de este estudio fueron cuantificar individuos muertos de aves afectadas por una tormenta severa en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina, e identificar dormideros comunales para estimar la mortalidad de individuos del área urbana impactada por la tormenta. Se registraron 163 individuos muertos de cinco especies de aves: *Patagioenas maculosa*, *Zenaida auriculata*, *Myiopsitta monachus*, *Columbina picui* y *Passer domesticus*. Se identificaron en total 13 parches forestales, de los cuales siete resultaron dormideros de aves. Se registraron en total 595 individuos de 19 especies arbóreas, y la composición y abundancia de árboles de los parches fue diferente. Los dormideros mostraron mayor diversidad taxonómica de árboles en relación al número efectivo de especies. Las especies de árboles seleccionadas por las aves como dormidero fueron *Platanus hispanica*, *Ulmus spp.* y *Morus alba*. La mortalidad estimada fue de 628 individuos de aves para el total de los dormideros. Debido a los escasos estudios en el Neotrópico sobre el impacto de las tormentas severas en las aves, es importante cuantificar el efecto sobre las especies de tales eventos para planificar intervenciones sobre los espacios en la gestión del riesgo urbano.

**PALABRAS CLAVE:** *aves urbanas, eventos meteorológicos extremos, parches forestales, selección de recursos, teledetección*

**ABSTRACT.-** BIRD MORTALITY IN COMMUNAL ROOSTS DUE TO A SEVERE STORM IN TULUMAYA CITY, ARGENTINA. Extreme weather events can produce high bird mortality, especially in regions where these events are usually atypical. In urban areas, this situation can be aggravated since birds concentrate in green spaces that can be used as roosts. In the department of Lavalle, a severe storm developed on December 16, 2021. The aims of this study were to quantify dead individuals of birds affected by a severe storm in Tulumaya city, Mendoza, Argentina, and to identify communal roosts to estimate mortality in the urban area impacted by the storm. We recorded 163 dead individuals of five bird species: *Patagioenas maculosa*, *Zenaida auriculata*, *Myiopsitta monachus*, *Columbina picui* and *Passer domesticus*. We identified 13 forest patches, seven of which were bird roosts and recorded a total of 595 trees from 19 species. Patches differed in tree abundance and composition. Roosts showed greater tree taxonomic diversity according to the effective number of species. Tree species selected as roosts by birds were *Platanus hispanica*, *Ulmus spp.*, and *Morus alba*. Estimated mortality was 628 individuals for the total number of roosts. Due to the limited number of studies in the Neotropics regarding the impact of severe storms on birds, it is important to quantify the effect of such events on avian species in order to plan interventions on spaces in urban risk management.

**KEYWORDS:** *extreme weather events, forest patches, remote sensing, resource selection, urban birds*

Recibido: 20 de julio de 2022; Aceptado: 20 de diciembre de 2022

La evidencia actual sugiere que el sistema climático está cambiando e incrementando la frecuencia de eventos meteorológicos extremos (e.g., huracanes, tormentas, inundaciones), que se caracterizan por su intensidad en un periodo corto de tiempo y su rareza (van de Pol et al. 2010, Bailey y van de Pol 2016, Ummenhofer y Meehl 2017). Los eventos extremos tienen un gran impacto en los sistemas biológicos al influir en la biología reproductiva de las especies e incrementar sus tasas de mortalidad (Moreno y Møller

2011). Estos efectos, pueden producirse tanto de forma directa como indirecta a través de impactos en las poblaciones y sus hábitats (Dinsmore y Farnsworth 2006, Newton 2007, Martin y Maron 2012).

Las tormentas severas son eventos meteorológicos extremos que tienen la capacidad de producir daños materiales importantes y/o muertes. Generalmente, las tormentas severas se conforman por lluvias intensas y vientos fuertes, pueden producir

granizo, rayos, inundaciones repentinas e, incluso, tornados (Prieto-Gonzales et al. 2014). Las aves son uno de los taxones de vertebrados más afectado por eventos de mortandad masivos producidos por tormentas severas, las cuales han incrementado su frecuencia en las últimas décadas (Fey et al. 2015a, Yang et al. 2021). Uno de los parámetros poblacionales más afectados es la supervivencia, asociada a la intensidad del evento (Newton 1998, Sæther y Bakke 2000, Julliard et al. 2004). Las consecuencias implican una reducción del tamaño de las poblaciones reproductoras que podrían tener efectos profundos en la dinámica poblacional de especies de comportamiento gregario (Sæther y Bakke 2000, Dionne et al. 2008, Zuberogoitia et al. 2016).

El crecimiento de la población humana ha propiciado que los ecosistemas naturales sean reemplazados por paisajes urbanos (Bolund y Hunhammar 1999). Varias especies de aves han colonizado las ciudades y algunas de ellas son más exitosas en ambientes urbanos que en sus hábitats naturales (Luniak 2004). Las aves urbanas muestran mayor plasticidad ecológica, fisiológica y comportamental que sus congéneres de ambientes rurales, lo cual les permite tolerar una mayor amplitud en las condiciones ambientales incluyendo hábitats alterados o degradados (Bonier et al. 2007). La cobertura vegetal y la superficie de los espacios verdes en las ciudades son factores claves que determinan la abundancia y composición de las comunidades de aves urbanas (Melles et al. 2003, Faggi y Perepelizin 2006, Møller et al. 2012). Se ha observado que en espacios verdes con mayor diversidad de especies vegetales se incrementa la riqueza de aves, ya que se benefician de los recursos que ofrecen las ciudades (Sovrano 2017, Guachamín-Paladines 2021). Los árboles de gran tamaño, por ejemplo, son recursos muy utilizados para pernoctar en las urbes (Leveau y Leveau 2004, Fey et al. 2015b).

El paisaje urbano presenta un mosaico de espacios verdes y aislados inmersos en una matriz de estructuras antropogénicas (Niemelä 1999). Estos espacios verdes, consisten en parches de vegetación de diferente tamaño, forma, disposición, estructura, composición, diversidad, y calidad de hábitat para la avifauna urbana (Davis et al. 2014, Wang et al. 2017). Los parches representan un suministro de recursos esenciales para numerosas especies de aves, ya que aumentan las probabilidades de que las mismas encuentren hábitats adecuados para alimentación, nidificación y refugio (Sulaiman et al. 2013). Los estudios

de ecología urbana han descrito la diversidad de aves y los requerimientos de hábitat en distintos tipos de parches (Bolund y Hunhammar 1999, Barbosa et al. 2011, Oliver et al. 2011, Pineda-López et al. 2013, Strohbach et al. 2013, Nielsen et al. 2014). Estos parches de vegetación son muy importantes porque ayudan a mantener una riqueza de especies de diversos taxones y contribuyen a la calidad ambiental de los ecosistemas urbanos (Bolund y Hunhammar 1999, Knapp et al. 2008, Nielsen et al. 2014).

Actualmente existe escasa información sobre la mortalidad de aves que producen las tormentas en Sudamérica. Además, la información existente suele ser anecdótica o incompleta (Marzluff 2017). Los trabajos apuntan en general a áreas costeras del hemisferio norte, evaluando el efecto de huracanes sobre especies migratorias (Tavares et al. 2020). Los objetivos de este estudio fueron: i) cuantificar individuos muertos de aves afectadas por una tormenta severa en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina, e ii) identificar dormideros comunales para estimar la mortalidad de individuos del área urbana impactada por la tormenta. Debido a que se proyecta un incremento en los eventos meteorológicos extremos como consecuencia del cambio climático (Grimm 2011, Cai et al. 2014), se espera que la supervivencia de las aves urbanas a dichos eventos esté condicionada por la calidad del hábitat y sus rasgos de historias de vida, en particular la etología y demografía de las especies (Fernández-Juricic 2004, Dionne et al. 2008, Zuberogoitia et al. 2016).

## MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se desarrolló en la ciudad de Tulumaya, departamento de Lavalle, provincia de Mendoza, Argentina (Fig. 1; 32°43'18"S 68°35'44"O). La ciudad se encuentra a 600 msnm, en la ecorregión del Monte de Llanuras y Mesetas (Oyarzabal et al. 2018). El clima es árido a semiárido, con temperaturas medias de 22°C en verano y 8°C en invierno (González-Loyarte et al. 2009). Las precipitaciones son de régimen estival con una media de 200 mm anuales (Norte 2000). El 4% de la superficie de la provincia está cubierta por oasis (zonas cultivadas por riego artificial). Tulumaya se encuentra inserta en el oasis norte, alimentado por los ríos Mendoza y Tunuyán (Balter 2015). Tulumaya es el distrito más poblado de Lavalle, con cerca de 8000 habitantes (Griffone 2019).



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio en la ciudad de Tulumaya, provincia de Mendoza, Argentina. En el polígono delimitado (c) puede observarse los parches forestales (verde) identificados mediante teledetección.

En la ciudad, se delimitó un polígono de 154 ha (Fig. 1) que comprende el casco céntrico del área urbana, excluyendo de esta manera la matriz agrícola y de monte nativo de los alrededores. En los espacios verdes urbanos predominan las especies arbóreas exóticas (Martínez-Carretero 2022). El desarrollo de dichas especies en una región con escasas precipitaciones, fue posible debido al sistema de riego por acequias y canales que trazan la ciudad, de forma análoga al resto de los asentamientos de la provincia de Mendoza (Prieto et al. 2008).

### Descripción de la tormenta severa

La tormenta, cuyos efectos se analizan en el presente trabajo, se inició a las 20:57 h y finalizó a las 21:10 h el día 16 de diciembre de 2021 (obs. pers. Tallei). La misma presentó precipitaciones en forma de agua y granizo, y ráfagas de viento huracanado (obs. pers. Tallei). Según la clasificación de la intensidad de los vientos del Sistema Meteorológico Nacional, la velocidad del viento podría haber superado los 89 km/h

(temporal muy fuerte) ya que entre las consecuencias se produjeron daños en edificios y caídas de árboles (Anexo 1). Las precipitaciones fueron de 33.79 mm/día y se registró una temperatura media de 17.7°C (NASA).

### Colecta de datos

*Mortalidad de aves.* Se realizó una parcela de 100 x 100 m en un parche forestal a la mañana siguiente de la tormenta (17 de diciembre de 2021) para registrar individuos muertos de aves (Anexo 2). Se cuantificaron todos los individuos que se encontraron en el suelo y se identificaron a nivel de especie. El parche forestal tenía una superficie total de 1.88 ha, una riqueza de 14 especies arbóreas y una densidad de 92.5 individuos/ha de árboles.

*Identificación de parches forestales.* Se utilizó una imagen satelital del sensor Sentinel-2, European Space Agency, correspondiente a la fecha del evento meteorológico (diciembre 2021). Se aplicó un índice

espectral denominado índice de clorofila verde ( $GCI = NIR / GREEN - 1$ ) para identificar los parches forestales. GCI se utiliza para estimar el contenido de clorofila de las hojas, reflejando el estado fisiológico de las plantas y siendo útil para discriminar tipos de vegetación (Sarker et al. 2021). Se realizó una clasificación no supervisada, ya que esta técnica permite definir clases considerando la similitud entre píxeles y calcular la superficie (Paruelo 2014). Se definieron tres tipos de clases o coberturas: parche forestal, espacio verde general, y urbana (infraestructura y área edificada). El suelo  $\geq 0.1$  ha de cobertura de árboles se clasificó como parche forestal (Wang et al. 2017). El suelo con la combinación de distintos elementos vegetales (i.e., herbáceas, arbustos, y árboles) y suelo desnudo, se clasificó como espacio verde general. En cada parche forestal, se procedió a validar dicha clasificación en el terreno y a cuantificar la abundancia absoluta y composición de las especies arbóreas  $\geq 20$  cm de DAP (diámetro a la altura del pecho). Las imágenes fueron procesadas utilizando las herramientas del sistema de información geográfica del software Quantum GIS versión 3.16.4 (QGIS Development Team 2021).

*Dormideros de aves.* Una vez identificados los parches forestales mediante teledetección, se procedió a validarlos como dormideros. Se definió como dormideros comunales a aquellos parches forestales que fueron usados para pernoctar por las especies de aves de interés (i.e., aquellas que fueron registradas muertas por la tormenta: *Patagioenas maculosa*, *Zenaida auriculata*, *Myiopsitta monachus*, *Columbina picui* y *Passer domesticus*), independientemente si eran usados por otras especies de aves, y en los cuales se cuantificó un mínimo de 163 individuos de aves por ha (valor de referencia = valor observado de individuos muertos por la tormenta). Se realizaron cinco visitas en distintos días (10, 11, 13, 16 y 17) durante el mes de mayo de 2022 a cada parche forestal (visitando el total de parches por día). Los parches fueron recorridos por dos observadores a una velocidad mínima constante a pie, trazando una transecta de longitud variable por 100 m de ancho en el área central de cada parche (Bibby et al. 2000). Se identificaron las especies de aves vistas u oídas, y se registró la abundancia de las especies de interés de este estudio por cada árbol (Ralph et al. 1996). Los muestreos se realizaron entre las 18 y 19:30 h, en coincidencia cuando las aves arriban a los dormideros para pernoctar. En cada visita, se alteró el orden de recorrido de los parches para evitar sesgos en los horarios de llegada de las aves.

### Análisis estadísticos

Se estimó el número y superficie de área (ha) de los parches forestales, y de cada tipo de cobertura. Se utilizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para analizar diferencias en los parches forestales que eran usados como dormideros de aquellos que no. Las ordenaciones se llevaron a cabo utilizando datos cuantitativos (basados en la abundancia de cada especie de árbol) y el índice de Bray-Curtis. Se aplicó un análisis de similitud (ANOSIM) para evaluar diferencias significativas en la composición y abundancia de árboles entre los parches. Para comparar la diversidad de especies arbóreas, se utilizaron curvas de rarefacción basadas en el número de individuos y la interpolación/extrapolación de los números de Hill (número efectivo de especies; Chao et al. 2014). Éste método, permite analizar una o varias comunidades a partir de la riqueza de especies ( $q = 0$ ), diversidad de Shannon ( $q = 1$ , exponencial de entropía de Shannon) y diversidad de Simpson ( $q = 2$ ; inversa de la dominancia de Simpson) (Moreno et al. 2017).

Se estimó la proporción de árboles usados por las aves como dormideros y la disponibilidad de los mismos en los parches. Los datos de disponibilidad y uso fueron analizados utilizando el índice de selección de Manly ( $W_i$ ). Un índice  $W_i > 1$  indica selección a favor de ese recurso, un índice  $W_i = 1$  indica que no hay selección, mientras que un índice  $W_i < 1$  indica evitación o rechazo (Manly et al. 2002). El uso aleatorio o selectivo se evaluó mediante intervalos de confianza del 95%. Debido a que las condiciones de mínima luz al atardecer disminuyen la detectabilidad de las aves generando sesgos en los conteos (Bibby et al. 2000, Esquivel y Peris 2008), se utilizaron datos de presencia/ausencia para evaluar el uso y la selección de los árboles como dormideros a nivel de ensamble de aves.

La estimación de la abundancia de cada especie de ave se expresó como individuos por hectárea (ind/ha). Se extrapoló el número de individuos muertos a la superficie total de los dormideros identificados. Los análisis fueron realizados mediante los paquetes *stats*, *tidyverse*, *vegan*, *iNEXT* y *ggplot2* en el software R versión 4.0.1 (R Development Core Team 2020).



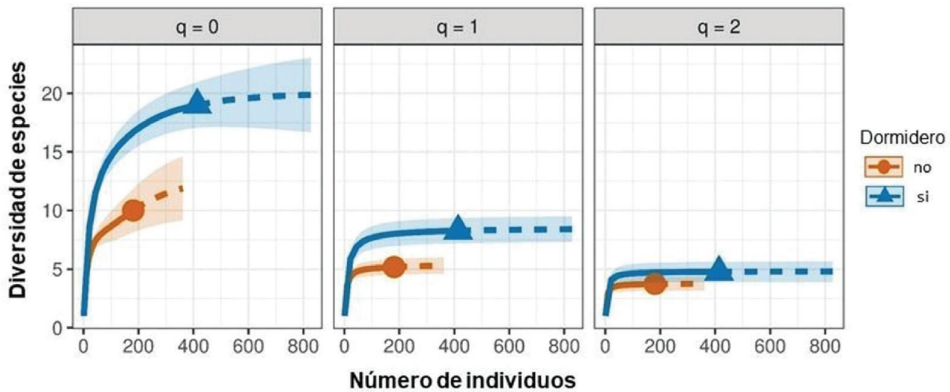
una superficie de  $0.52 \pm 0.23$  ha (media  $\pm$  EE) y una densidad de árboles de  $126.92 \pm 29.37$  ind/ha. Los parches que no resultaron dormideros tuvieron una superficie de  $0.34 \pm 0.06$  ha y una densidad de árboles de  $111.17 \pm 27.38$  ind/ha. La diversidad de árboles fue mayor en los parches que resultaron dormideros para los índices  ${}^0D = 19 \pm 3.57$  (IC 19-27) y  ${}^1D = 8.27 \pm 0.46$  (IC 7.58-9.37), en comparación a  ${}^0D = 10 \pm 1.42$  (IC 10.2-15.77) y  ${}^1D = 5.18 \pm 0.38$  (IC 4.63-6.11) de los parches que no lo fueron (Fig. 3).

Diez especies de arboles fueron usadas como dormideros (Fig. 4). Las especies que presentaron mayores proporciones de disponibilidad en los parches forestales fueron Eucalipto (*Eucalyptus spp.*), Álamo Blanco (*Populus alba*) y Pino (*Pinus spp.*). Las especies de árboles que fueron seleccionadas como dormideros fueron *Platanus hispanica* ( $W_i = 3.15$  [IC 1.75-9.41]), *Ulmus spp.* ( $W_i = 3.25$  [IC 1.28-8.47]) y *Morus alba*

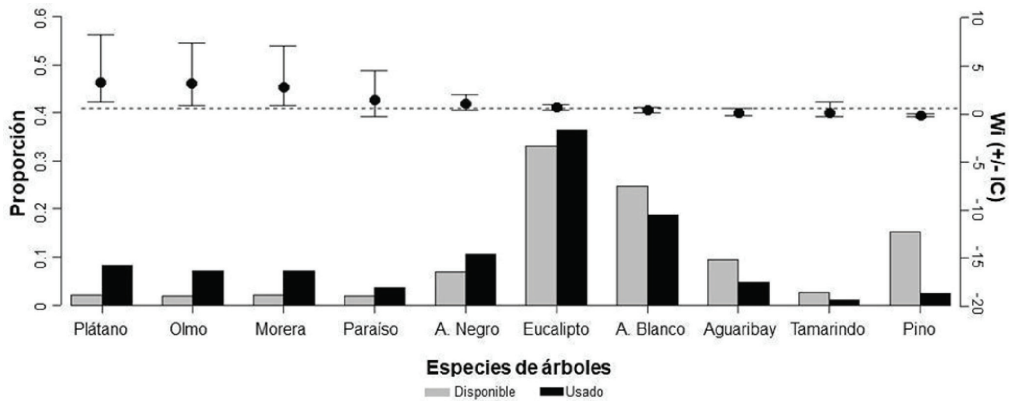
( $W_i = 2.95$  [IC 1.26-8.13]); mientras que se observó un rechazo por las especies *Schinus molle* ( $W_i = 0.26$  [IC 0.13-0.98]) y Pino ( $W_i = 0.11$  [IC 0-0.35]). Por otra parte, el resto de las especies de árboles usadas no resultaron seleccionadas ni rechazadas ( $W_i = 1$ ; Fig. 4).

**DISCUSIÓN**

Este es el primer estudio que evidencia el efecto letal de una tormenta severa sobre especies de aves urbanas en Sudamérica (Marzluff 2017). De acuerdo a nuestros resultados, se registraron cinco especies de aves afectadas, las cuales se caracterizan por estar adaptadas a ambientes urbanos (especies sinantrópicas) y presentan una alta abundancia en ciudades (Leveau 2013a). Se encontró un uso diferencial de los parches forestales y especies de árboles para pernoctar, y esto podría deberse al tamaño del parche y



**Figura 3.** Diversidad de especies de árboles en parches forestales que resultaron dormideros de aves y aquellos que no, en términos de riqueza ( $q = 0$ ), especies comunes ( $q = 1$ ) y especies dominantes ( $q = 2$ ) en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina. Se muestra una porción de la curva de rarefacción interpolada (línea continua), una porción extrapolada (línea discontinua) y los intervalos de confianza al 95%.



**Figura 4.** Proporciones de uso y disponibilidad (eje izquierdo) e índice de selección de Manly ( $W_i$ ; eje derecho) de las especies de árboles usadas como dormideros de aves en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina. Se muestra  $W_i$  con un punto y sus intervalos de confianza del 95%. Referencias: Eucalipto = *Eucalyptus spp.*; Plátano = *Platanus hispanica*; Pino = *Pinus spp.*; Álamo blanco = *Populus alba*; Álamo negro = *Populus nigra*; Aguaribay = *Schinus molle*; Morera = *Morus alba*; Olmo = *Ulmus spp.*; Paraíso = *Melia azedarach*; Tamarindo = *Tamarix galica*.

la diversidad de especies arbóreas que presentaron los dormideros (Evans et al. 2009, Chang y Lee 2016). Los eventos de mortandad en masa producidos por las tormentas severas, podrían afectar la dinámica poblacional de ciertas especies de aves que ocupan determinados hábitats en una ciudad (Newton 2007). La cobertura de parches forestales mostró una superficie relativamente baja (Juri y Chani 2005, Leveau 2013b), y esto debería tenerse en cuenta en el manejo y diseño de la configuración espacial del paisaje urbano, para contribuir a la supervivencia de las aves y evitar la pérdida de biodiversidad (Hansen y Urban 1992, Frank y Wissel 1998).

Los parches usados como dormideros resultaron con mayor diversidad de especies arbóreas, y la complejidad estructural y composición de la vegetación son factores determinantes de la ocupación de especies de aves en áreas urbanas (Melles et al. 2003, Fernández-Juricic 2004, Barbosa et al. 2011). Las especies seleccionadas para pernoctar (i.e. Plátano, Olmo, y Morera) son árboles exóticos de gran tamaño con cierta similitud estructural como el desarrollo de una copa amplia irregular en comparación a otras especies como *Pinus spp.* o *Populus spp.* (Martínez et al. 2013, Martínez et al. 2014, Martínez-Carretero 2022). Las características de esta arquitectura, influye en el número de perchas lo cual favorece una mayor disponibilidad de refugios para las aves (McClanahan y Wolfe 1993, Shiels y Walker 2003). Estos árboles, además, presentan mayor área foliar en comparación a especies de hojas compuestas como los algarrobos y aguaribays, o especies de hojas aciculares como los pinos (Martínez et al. 2014, Martínez-Carretero 2022). Dichos atributos estructurales, podrían brindar mayor protección contra condiciones climáticas adversas (precipitaciones, vientos, etc.) y depredadores como los gatos domésticos (Evans et al. 2009, Girini et al. 2014, Loss et al. 2015).

La Paloma Manchada y la Cotorra han colonizado numerosas ciudades y utilizan los árboles de gran porte para descansar y reproducirse, entre ellos Eucaliptos y Plátanos (Volpe y Aramburú 2011, Rodríguez-Maturino et al. 2018). Por otro lado, el Gorrión usa oquedades para anidar, e incluso de árboles de Plátano, Eucalipto y Olmo, y en zonas donde la disponibilidad de cavidades es limitada, puede ubicar sus nidos en el ramaje de los árboles o en nidos de otras especies de aves como las cotorras (Murgui 2011, Hernández-Brito et al. 2021). Si bien el ensamble de aves no mostró selección hacia el Eucalipto, este árbol fue la especie más abundante y usada para pernoctar. De esta manera, en

relación a la cobertura del follaje, podría proporcionar refugios estables durante todo el año para las aves ya que es una especie perenne (Pérez 2004).

Las especies que perecieron por la tormenta, son aves granívoras, omnívoras, y oportunistas, de forma análoga a varias urbes del Neotrópico (Leveau 2013b, Montenegro-Pazmiño 2015). Además, las especies registradas se caracterizan por presentar poblaciones densas y estables en estos ambientes (Juri y Chani 2005). El tamaño poblacional les permitiría una mayor resiliencia y recuperación de la estructura comunitaria ante eventos meteorológicos extremos (Newton 2007). Las palomas podrían tener una alta mortandad debido a su elevada abundancia en la zona y su ecología comportamental (Calamari et al. 2011). Las mismas, suelen perchar en el canopeo de los árboles (obs. pers. Tallei y Benavidez), comportamiento que podría exponerlas al impacto del granizo y arrastre por vientos, en comparación a las aves medianas o pequeñas que se refugian debajo del dosel, a menor altura o en huecos (Fernández-Maldonado et al. 2017). A pesar de que las cotorras tienen mayor protección en sus nidos cerrados, ante vientos intensos los mismos son susceptibles al desprendimiento y caída debido a su gran tamaño y peso (Volpe y Aramburú 2011). Se ha encontrado que la mortalidad de las aves se incrementa en relación a la frecuencia de los eventos de vientos extremos (Louzao et al. 2019).

El menor registro de individuos muertos de especies de aves de menor tamaño como las torcacitas y gorriones, puede deberse a que los cuerpos pequeños resultan más fáciles de remover por animales de las urbes como perros, gatos, comadreas (*Didelphis albiventris*), y ratas (Loss et al. 2015). Al atardecer, la detectabilidad de las especies de menor tamaño corporal en los dormideros, también puede resultar menor por las condiciones mínimas de luz (Bibby et al. 2000). Estas limitaciones, junto al restringido esfuerzo de muestreo, pueden sesgar las estimaciones de mortalidad de las especies como también del uso de hábitat en este trabajo (Husby 2016). Por otra parte, los dormideros pueden variar estacionalmente en relación a la fenología de la vegetación, al comportamiento de los ensambles de aves, a los hábitos de descanso y a la selección del hábitat que puede diferir entre especies (Pérez 2004, Jirinec et al. 2016, Stanley et al. 2021). Sin embargo, los trabajos que abordan los efectos de los eventos meteorológicos extremos suelen presentar varias limitaciones en el diseño de muestreo, y esto principalmente se encuentra asociado a la baja ocurrencia de los mismos y a las dificultades que

conlleva cuantificar sus efectos en el momento en el que ocurren (Bailey y van de Pol 2016, Ummenhofer y Meehl 2017).

Aunque aún no hay mucho consenso sobre las proyecciones y modelos de los eventos climáticos extremos en Sudamérica (Grimm 2011), los mismos pueden representar un factor significativo de pérdida tanto de individuos como de hábitat para las aves. Como consecuencia del evento del presente estudio, Defensa Civil Mendoza intervino en más de 170 situaciones, entre ellas más de 100 árboles y ramas caídas en la ciudad de Tulumaya. Por otro lado, las poblaciones de numerosas especies de animales pueden ser resistentes al impacto de eventos extremos debido a la baja frecuencia de ocurrencia (Newton 2007). Sin embargo, dado que se proyecta un incremento en la frecuencia y severidad de estos eventos como consecuencia del cambio climático (Parry et al. 2007, Cai et al. 2014), es necesario comprender y caracterizar la respuesta de las poblaciones ante eventos extremos no solo para evaluar los impactos, sino para orientar los planes de mitigación y ordenación de las áreas verdes urbanas (Berget 2006).

Nuestros resultados evidencian que la tormenta afectó a cinco especies de aves urbanas, y en este sentido la supervivencia podría depender de sus rasgos de historias de vida (Dionne et al. 2008, Zuberogoi et al. 2016) y las características estructurales y de composición que presentan sus hábitats (Evans et al. 2009). Debido a los escasos estudios en el Neotrópico sobre el efecto de las tormentas severas en las aves, identificar los impactos en las especies y sus hábitats podría contribuir a dilucidar los mecanismos que confieren resiliencia a las poblaciones (Ummenhofer y Meehl 2017). Esto es importante para planificar intervenciones sobre los espacios en la gestión del riesgo urbano (Bonier et al. 2007), ya que los espacios verdes no solo favorecen a la biodiversidad, sino que tienen efectos positivos en la salud humana (Chiesura 2004, Mitchell y Popham 2008, Goddard et al. 2017, Wang et al. 2017).

#### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos por colaborar con el trabajo de campo a Eva Tallei. Este trabajo fue realizado con fondos del Grupo Águila Coronada (Naturalistas de Mendoza). ET y AB son becarios postdoctorales de CONICET.

#### BIBLIOGRAFÍA CITADA

- BAILEY LD Y VAN DE POL M (2016) Tackling extremes: challenges for ecological and evolutionary research on extreme climatic events. *Journal of Animal Ecology* 85:85-96
- BALTER J (2015) *Sustentabilidad de edificios en altura en ciudades-oasis: Características arquitectónicas y ambientales para el caso de la ciudad de Mendoza*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, Argentina
- BARBOSA MC, DONATELLI RJ Y BATISTA GT (2011) Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* 15:111-131
- BERGET C (2006) Efecto del tamaño y de la cobertura vegetal de parques urbanos en la riqueza y diversidad de la avifauna de Bogotá, Colombia. *Gestión y ambiente* 9:45-60
- BIBBY CJ, BURGESS ND, HILL DA Y MUSTOE S (2000) *Bird Census Techniques*. Elsevier, Academic Press, London
- BOLUND P Y HUNHAMMAR S (1999) Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics* 29:293-301
- BONIER F, MARTIN PR Y WINGFIELD JC (2007) Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology letters* 3:670-673
- CAI W, BORLACE S, LENGAINNE M, VAN RENSCH P, COLLINS M, VECCHI G, TIMMERMANN A, SANTOSO A, MCPHADEN MJ, WU L, ENGLAND MH, WANG G, GUILYARDI E Y JIN FF (2014) Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature climate change* 4:111-116
- CALAMARI NC, DARDANELLI S, Y CANAVELLI SB (2011) Variaciones en la abundancia poblacional de palomas medianas a lo largo del tiempo. *INTA EEA Paraná. Serie Extensión* 64:23-28
- CHANG HY Y LEE YF (2016) Effects of area size, heterogeneity, isolation, and disturbances on urban park avifauna in a highly populated tropical city. *Urban ecosystems* 19:257-274
- CHAO A, GOTELLI, NJ, HSIEH TC, SANDER EL, MA KH, COLWELL RK, Y ELLISON AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs* 84(1):45-67
- CHIESURA A (2004) The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and urban planning* 68:129-138
- DAVIS A, MAJOR RE TAYLOR CE (2014) Distribution of tree-hollows and hollow preferences by parrots in an urban landscape. *Emu - Austral Ornithology* 114:295-303
- DINSMORE SJ Y FARNSWORTH A (2006) The changing seasons: weatherbirds. *North American Birds* 60:14-26



- DIONNE M, MAURICE C, GAUTHIER J Y SHAFFER F (2008) Impact of Hurricane Wilma on migrating birds: the case of the Chimney Swift. *The Wilson Journal of Ornithology* 120:784-792
- ESQUIVEL A Y PERIS S (2008) Influence of time of day, duration and number of counts in point count sampling of birds in an Atlantic Forest of Paraguay. *Ornitología Neotropical* 19:229-242
- EVANS KL, NEWSON SE Y GASTON KJ (2009) Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151:19-39
- FAGGI A Y PERPELIZIN P (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
- FERNÁNDEZ-JURICIC E (2004) Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain): implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69:17-32
- FERNÁNDEZ-MALDONADO VN, GORLA DE Y BORGHI CE (2017) Características del paisaje que influyen en la selección de sitios de nidificación de *Columba livia* y *Patagoenas maculosa* en una ciudad de desierto en América del Sur. *El Hornero* 32:257-268
- FEY SB, SIEPIELSKI AM, NUSSLÉ S, CERVANTES-YOSHIDA K, HWAN J, HUBER ER, FEY A Y CARLSON SM (2015a) Recent shifts in the occurrence, cause, and magnitude of animal mass mortality events. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:1083-1088
- FEY K, VUORISALO T, LEHIKONEN A SELONEN V (2015b) Urbanisation of the wood pigeon (*Columba palumbus*) in Finland. *Landscape and Urban Planning* 134:188-194
- FRANK K Y WISSEL C (1998) Spatial aspects of metapopulation survival—from model results to rules of thumb for landscape management. *Landscape ecology* 13:363-379
- GIRINI JM, PALACIO FX, DEL HUERTO MDC Y KUZMANICH N (2014) Selección de dormideros por el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) en La Plata, Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 29:23-28
- GODDARD MA, IKIN K Y LERMAN SB (2017) Ecological and social factors determining the diversity of birds in residential yards and gardens. Pp. 371-397 en: Murgui E y Hedblom M (eds) *Ecology and conservation of birds in urban environments*. Springer, Cham
- GONZÁLEZ-LOYARTE MM, MENENTI M Y DIBLASI AM (2009) Mapa bioclimático para las Travesías de Mendoza (Argentina) basado en la fenología foliar. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo* 1:105-122
- GRIFFONE N (2019) Plan Municipal de Ordenamiento Territorial. Municipalidad de Lavalle, Mendoza
- GRIMM AM (2011) Interannual climate variability in South America: impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 25: 537-554
- GUACHAMÍN-PALADINES GM (2021) *Influencia de la vegetación, temperatura, humedad relativa y ruido sobre la comunidad de aves en dos parques urbanos: Metropolitano Las Cuadras y Lineal Machángara—tramo 8, Distrito Metropolitano de Quito-Ecuador*. Tesis de Licenciatura, Universidad Central del Ecuador, Ecuador
- HANSEN AJ Y URBAN DL (1992) Avian response to landscape pattern: the role of species' life histories. *Landscape Ecology* 7:163-180
- HERNÁNDEZ-BRITO D, CARRETE M, BLANCO G, ROMERO-VIDAL P, SENAR JC, MORI E, WHITE TH, LUNA A Y TELLA JL (2021) The role of monk parakeets as nest-site facilitators in their native and invaded areas. *Biology* 10: 683
- HUSBY M (2016) Factors affecting road mortality in birds. *Ornis Fennica* 93(4):212-224
- JIRINEC V, VARIAN CP, SMITH CJ, Y LEU M (2016) Mismatch between diurnal home ranges and roosting areas in the Wood Thrush (*Hylocichla mustelina*): Possible role of habitat and breeding stage. *The Auk: Ornithological Advances* 133:1-12
- JULLIARD R, JIGUET F Y COUVET D (2004) Evidence for the impact of global warming on the long-term population dynamics of common birds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271:S490-S492
- JURI MD Y CHANI JM (2005) Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 49:49-57
- KNAPP S, KÜHN I, MOSBRUGGER V Y KLOTZ S (2008) Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity Conservation* 17:1595-1612
- LEVEAU LM (2013a) Bird traits in urban-rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology* 154:655-662
- LEVEAU LM (2013b) Relaciones aves-hábitat en el sector suburbano de Mar del Plata, Argentina. *Ornitología Neotropical* 24:201-212
- LEVEAU LM Y LEVEAU CM (2004) Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El Hornero* 19:13-21
- LOSS SR, WILL T Y MARRA PP (2015) Direct mortality of birds from anthropogenic causes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46:99-120
- LOUZAO M, GALLAGHER R, GARCÍA-BARÓN I, CHUST G, INTXAUSTI I, ALBISU J, BRERETON T Y FONTÁN A (2019) Threshold

- responses in bird mortality driven by extreme wind events. *Ecological Indicators* 99:183-192
- LUNIAK M (2004) Synurbization—adaptation of animal wildlife to urban development. Pp 50-55 en: Shaw EE, Harris LK y Larry V (eds) Proceedings 4th international urban wildlife symposium. Tucson: University of Arizona
- MANLY B, McDONALD L, THOMAS D, McDONALD T Y ERICKSON W (2002) *Resource selection by animals*. Statistical design and Analysis for field studies. Kluwer Academic Publishers, London
- MARTIN TE Y MARON JL (2012) Climate impacts on bird and plant communities from altered animal–plant interactions. *Nature Climate Change* 2:195-200
- MARTÍNEZ-CARRETERO E (2022) *Árboles del bosque urbano de Mendoza y San Juan*. Primera edición. Inca Editorial, Mendoza
- MARTÍNEZ CF, CANTÓN MA Y JUÑENT FAR (2014) Incidencia del déficit hídrico en el crecimiento de árboles de uso urbano en ciudades de zonas áridas. Caso de Mendoza, Argentina. *Inter ciencia* 39:890-897
- MARTÍNEZ CF, CAVAGNARO JB, ROIG JUÑENT FA Y CANTÓN MA (2013) Respuesta al déficit hídrico en el crecimiento de forestales del bosque urbano de Mendoza. Análisis comparativo en árboles jóvenes. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo* 45:47-64
- MARZLUFF JM (2017) A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159:1-13
- McCLANAHAN TR Y WOLFE RW (1993) Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7:279-288
- MELLES S, GLENN S Y MARTIN K (2003) Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7:5
- MITCHELL R Y POPHAM F (2008) Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *The lancet* 372:1655-1660
- MØLLER AP, DIAZ M, FLENSTED-JENSEN E, GRIM T, IBÁÑEZ-ÁLAMO JD, JOKIMÄKI J, RAIVO MÄND R, MARKÓ G Y TRYJANOWSKI P (2012) High urban population density of birds reflects their timing of urbanization. *Oecologia* 170:867-875
- MONTENEGRO-PAZMIÑO EC (2015) *Diversidad de aves en áreas verdes de la ciudad de Quito, Ecuador*. Tesis de Licenciatura, Universidad San Francisco de Quito, Ecuador
- MORENO CE, CALDERÓN-PATRÓN JM, ARROYO-RODRÍGUEZ V, BARRAGÁN F, ESCOBAR F, GÓMEZ-ORTIZ Y, MARTÍN-REGALADO N, MARTÍNEZ-FALCÓN AP, MARTÍNEZ-MORALES MA, MENDOZA E, ORTEGA-MARTÍNEZ IJ, PÉREZ-HERNÁNDEZ CX, PINEDA E, PINEDA-LÓPEZ R, LUCERO RÍOS-DÍAZ C, RODRÍGUEZ P, ROSAS F, SCHONDUBE JE ZURIA I (2017) Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. *Biodiversity and Conservation* 26:2993-2998
- MORENO J Y MØLLER AP (2011) Extreme climatic events in relation to global change and their impact on life histories. *Current Zoology* 57:375-389
- MURGUI E (2011) Gorrión común -*Passer domesticus*. En: Salvador A y Morales MB (eds) *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid
- NEWTON I (1998) *Population limitation in birds*. Academic press, London
- NEWTON I (2007) Weather-related mass-mortality events in migrants. *Ibis* 149:453-467
- NIELSEN AB, VAN DEN BOSCH M, MARUTHAVEERAN S Y VAN DEN BOSCH CK (2014) Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban ecosystems* 17:305-327
- NIEMELÄ J (1999) Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8:119-131
- NORTE F (2000) Mapa climático de Mendoza. Pp. 25-27 en: Abraham ME y Rodríguez-Martínez F (eds.). *Argentina. Recursos y Problemas Ambientales de la Zona Árida. Primera Parte. Provincias de Mendoza, San Juan y La Rioja*. Vol.I-II. PAN/SDSyPA-INTA-GTZ, IADIZA, Universidad de Granada. Mendoza, Argentina
- OLIVER AJ, HONG-WA C, DEVONSHIRE J, OLEA KR, RIVAS GF Y GAHL MK (2011) Avifauna richness enhanced in large, isolated urban parks. *Landscape and Urban Planning* 102:215-225
- OYARZABAL M, CLAVIJO JR, OAKLEY LJ, BIGANZOLI F, TOGNETTI PM, BARBERIS IM, MATURO HM, ARAGÓN R, CAMPANELLO PI, PRADO D, OESTERHELD M Y LEÓN RJC (2018) Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28:40-63
- PARRY ML, CANZIANI O, PALUTIKOF J, VAN DER LINDEN P Y HANSON C (2007) Climate change 2007-impacts, adaptation and vulnerability: working group II contribution to the fourth assessment report of the IPCC. Volume 4. Cambridge University Press, United Kingdom
- PARUELO (2014) Clasificación de datos espectrales. Pp. 161-185 en: Di Bella CM, Paruelo J y Milkovic M (eds) *Percepción remota y sistemas de información geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales*. Ediciones Hemisferio Sur, Buenos Aires
- PÉREZ MR (2004) *Comportamiento del loro barranquero (Cyanoliseus patagonus) al dirigirse al dormidero comunal urbano, en la ciudad de Bahía Blanca*. Tesina de

- grado Licenciatura en Biología, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca
- PINEDA-LÓPEZ R, MALAGAMBA A, ARCE I Y OJEDA JA (2013) Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México. *Huitzil* 14:56-67
- PRIETO M, ABRAHAM E Y DUSSEL P (2008) Transformaciones de un ecosistema palustre. La Gran Ciénaga del Bermejo, Mendoza, SIGLOS XVIII Y XIX. *Multequina* 17:147-164
- PRIETO-GONZALES R, AVENDAÑO GARCÍA A Y MATÍAS RAMÍREZ ML (2014) Tormentas severas (URL: <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/189-FASCCULOTORMENTASSEVERAS.PDF>)
- QGIS DEVELOPMENT TEAM (2021) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project (URL: <http://qgis.osgeo.org>)
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- RALPH CJ, GEUPEL GR, PYLE P, MARTIN TE, DeSANTE DF Y MILÁ B (1996) *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, United State Department of Agriculture, Albany, California, USA
- RODRÍGUEZ-MATURINO JA, FERNÁNDEZ-GARCÍA JA, VIGGERS CARRASCO MG, GÓMEZ-ESPINOZA A, RÍOS-GURROLA MG, ARENIVAS-VILLA DE Y GUERRERO-GUERRERO EA (2018) Distribución de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Durango, México. *Acta Zoológica Mexicana* 34:e341251
- SARKER MNU, ULFAT F, SIDDIQUE MZA Y FARAH T (2021) Unsupervised Learning-based Vegetation change detection with Landsat 8 data. Pp. 368-372 en: 2021 International Conference on Artificial Intelligence and Smart Systems (ICAIS). IEEE
- SÆTHER BE Y BAKKE Ø (2000) Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81:642-653
- SHIELS AB Y WALKER LR (2003) Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* 11:457-465
- SOVRANO LV (2017) Riqueza de aves en el parque ecológico municipal José Gazzano (Paraná, Entre Ríos, Argentina). *FABICIB* 20:123-132
- STANLEY CQ, DUDASH MR, RYDER TB, SHRIVER WG, SERNO K, ADALSTEINSSON S Y MARRA PP (2021) Seasonal variation in habitat selection for a Neotropical migratory songbird using high-resolution GPS tracking. *Ecosphere* 12:e03421
- STROHBACH MW, LERMAN SB Y WARREN PS (2013) Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston. *Landscape and Urban Planning* 114:69-79
- SULAIMAN S, MOHAMED NH Y IDILFRITI S (2013) Contribution of vegetation in urban parks as habitat for selective bird community. *Procedia-Social and Behavioral Sciences* 85:267-281
- TAVARES DC, MOURA JF, MERICO A Y SICILIANO S (2020) Mortality of seabirds migrating across the tropical Atlantic in relation to oceanographic processes. *Animal Conservation* 23:307-319
- UMMENHOFER C Y MEEHL GA (2017) Extreme weather and climate events with ecological relevance: A review. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biological Sciences* 372:20160135
- VAN DE POL M, ENS BJ, HEG D, BROUWER L, KROL J, MAIER M, EXOL KM, OOSTERBEEK O, LOK T, EISINGG CM Y KOFFIJBERG K (2010) Do changes in the frequency, magnitude and timing of extreme climatic events threaten the population viability of coastal birds? *Journal of Applied Ecology* 47:720-730
- VOLPE NL Y ARAMBURÚ RM (2011) Preferencias de nidificación de la cotorra Argentina (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de Argentina. *Ornitología Neotropical* 22:111-119
- WANG J, LIU H, WU Z Y LI Y (2017) Landscape pattern analysis of the urban forest and green network structure in the Pudong district of Shanghai, China. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 23:457-473
- YANG D, YANG A, YANG J, XU R Y QIU H (2021) Unprecedented migratory bird die-off: A citizen-based analysis on the spatiotemporal patterns of mass mortality events in the western United States. *GeoHealth* 5:e2021GH000395
- ZUBEROGOITIA I, ZABALA J, ETXEZARRETA J, CRESPO A, BURGOS G Y ARIZAGA J (2016) Assessing the impact of extreme adverse weather on the biological traits of a European storm petrel colony. *Population Ecology* 58:303-313

## APENDICE



**Anexo 1.** Impactos de la tormenta severa (diciembre 2021) sobre la infraestructura y vegetación de la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina.



**Anexo 2.** Individuos muertos de aves por el impacto de la tormenta severa (diciembre 2021) en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina. En las imágenes se observan las siguientes especies: *Patagioenas maculosa* (superior e inferior, izquierda y derecha), *Zenaida auriculata* (superior medio) y *Myiopsitta monachus* (inferior izquierdo y medio).