



**Universidad  
Rey Juan Carlos**

**GRADO EN BIOLOGÍA  
Curso Académico 2022/23  
Trabajo de Fin de Grado**

**IMPACTOS ECOLÓGICOS DE LA COTORRA ARGENTINA  
SOBRE LA AVIFAUNA NATIVA: COMPETENCIA POR EL  
ALIMENTO**

**Autor: Alatz Porrúa Fernández**

**Directores: Luis Cayuela Delgado e  
Isabel López Rull**

## ÍNDICE

<b>Resumen.....</b>	<b>1</b>
<b>Introducción.....</b>	<b>1</b>
<b>Materiales y métodos.....</b>	<b>4</b>
<b>Especie de estudio.....</b>	<b>4</b>
<b>Zona de estudio y diseño experimental.....</b>	<b>5</b>
<b>Observaciones de conducta.....</b>	<b>5</b>
<b>Análisis estadístico.....</b>	<b>6</b>
<b>Aporte al trabajo por parte del estudiante y relación del TFG con los ODS.....</b>	<b>7</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>7</b>
<b>Discusión.....</b>	<b>13</b>
<b>Conclusión.....</b>	<b>16</b>
<b>Líneas futuras de investigación.....</b>	<b>16</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>17</b>
<b>Anexo.....</b>	<b>21</b>

## RESUMEN

Actualmente las especies exóticas invasoras (EEI) son una de las causas más importantes de pérdida de biodiversidad en todo el mundo, y esta tendencia se ha ido agravando debido al comercio de animales. Una de las especies que más se ha comercializado y que más problemas está generando es la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*). El objetivo de este estudio es evaluar experimentalmente el impacto ecológico de las cotorras sobre la avifauna nativa en ambientes urbanos, viendo si las cotorras compiten por interferencia por el acceso a los recursos tróficos con las aves nativas. Nuestra predicción inicial fue que las agresiones e intimidaciones de cotorras hacia aves nativas serían más numerosas que las que sucederían de aves nativas hacia cotorras. Para ello, se realizaron observaciones en 27 parques de la ciudad de Madrid durante el invierno. Se colocaron 4 cebaderos a una distancia de 25m de los observadores. Las observaciones se realizaron durante 2 horas a partir de la llegada de la primera cotorra al comedero registrando las agresiones e intimidaciones que ocurrieron. Se analizaron los datos de las especies nativas que más coincidieron con las cotorras en los cebaderos: la urraca común (*Pica pica*), la paloma bravía (*Columba livia*) y el gorrión molinero (*Passer montanus*). Los resultados indicaron que las cotorras y las urracas se agredieron e intimidaron en igual medida, mientras que las palomas agredieron e intimidaron más a las cotorras que las cotorras a las palomas. No hubo agresiones de ningún tipo entre cotorras y gorriones molineros, sin embargo, sí que hubo intimidaciones de cotorras a gorriones, pero ninguna de gorriones a cotorras. En todos los modelos de nuestros análisis, no hubo efectos estadísticamente significativos de la interacción entre la abundancia y la dirección de la interacción, pero sí de la abundancia de aves en el cebadero. Solo en los casos de agresiones entre palomas y cotorras, y en las intimidaciones entre cotorras y gorriones molineros tuvo un efecto significativo la dirección en la que se daba la interacción (de que especie a que especie). Estos resultados no apoyan la idea de que las cotorras compiten con las aves nativas por los recursos tróficos, al menos en el caso de las urracas, gorriones y palomas. Este trabajo no implica necesariamente que las cotorras no estén ejerciendo competencia sobre la avifauna local, y deberían estudiarse los casos de las demás aves que no acudieron (o al menos no tanto) a los cebaderos con presencia de cotorras, ya que podría indicar algún tipo de competencia.

**Palabras clave:** especie exótica invasora, especies nativas, cotorra argentina, *Myiopsitta monachus*, competencia interespecífica, competencia intraespecífica, competencia por interferencia, competencia por alimento, cebadero.

## INTRODUCCIÓN

Las especies exóticas invasoras (EEI) son una de las cinco causas más importantes de pérdida de la biodiversidad (Mack et al., 2000). Una EEI es aquella especie que, de forma intencional o accidental, ha sido introducida en un nuevo hábitat fuera de su rango natural de distribución, es capaz de establecer una población reproductora por si sola (sin aporte extra de individuos), y que debido a su capacidad

colonizadora y de dispersión, coloniza nuevos territorios del nuevo hábitat en cuestión (Brochier et al., 2010; Duncan et al., 2003; Muñoz-Jiménez & Alcántara-Carbajal, 2017). Las EEI pueden ocasionar problemas de diversa índole: económicos y/o sociológicos, sanitarios y ecológicos, siendo estos últimos una amenaza para la biodiversidad local (Brochier et al., 2010). Si nos centramos en las EEI animales, a través de la depredación, la transmisión de enfermedades y parásitos, el pastoreo, la hibridación e introgresión con especies nativas, la alteración del hábitat y la competencia pueden acrecentar/acelerar o causar la extinción de especies nativas vulnerables (Duncan et al., 2003; Mack et al., 2000).

En los últimos años, el incremento del comercio de animales, tanto legal como ilegal, ha acrecentado considerablemente el movimiento de animales entre países, aumentando el riesgo de que se den invasiones biológicas (López-Ramírez & Muñoz, 2022). Esta relación entre el comercio internacional de mascotas y el éxito en las invasiones está bien documentada en el caso de las aves, que son uno de los grupos que cuenta con más especies invasoras a nivel mundial (Da Silva et al., 2010). De entre las aves comercializadas como mascotas, destacan las Psitaciformes (loros) (López-Ramírez & Muñoz, 2022) y, se sabe que, en muchos casos, provienen de capturas de individuos silvestres, por lo que tienen una alta probabilidad de volverse invasoras (Da Silva et al., 2010). De las 382 especies de loros existentes, la mayoría (336) han sido transportadas a través del comercio global de mascotas (Cardador et al., 2021). Ya sea por escapes o por sueltas deliberadas, la mitad de las especies transportadas (166) se han introducido en la naturaleza en 120 países, y actualmente más de 71 especies de loros viven fuera de su hábitat original, con poblaciones y rangos de distribución cada vez mayores (Preston & Pruet-Jones, 2021). Este es precisamente el caso de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*), un ave Psitaciforme originaria de Sudamérica que fue ampliamente transportada como mascota en la década de los 70 (López-Ramírez & Muñoz, 2022).

Los escapes y liberaciones de individuos cautivos de cotorra argentina han hecho que este ave haya sido capaz de colonizar diversos países de cuatro continentes, y que haya sido catalogada como EEI en 19 países, incluidos países dentro de su rango natural de distribución (Briceño et al., 2019; López-Ramírez & Muñoz, 2022). En Europa se describió por primera vez la existencia de individuos naturalizados en España, en 1975 (Briceño et al., 2019; Muñoz & Real, 2006), concretamente en la ciudad de Barcelona. Desde entonces las poblaciones han ido en aumento y actualmente España es el país europeo que más cotorras invasoras alberga, particularmente en Madrid donde se encuentra el 40% de las cotorras argentinas del país. Se tiene constancia de ejemplares naturalizados en Andalucía, Islas Baleares, Cataluña, Levante, Murcia y Madrid, habiéndose encontrado también pequeñas poblaciones o individuos dispersos por el resto del territorio (del Moral, 2003)

El rápido crecimiento de las poblaciones de cotorra argentina en España trae consigo impactos económicos, sanitarios y ecológicos (Martín, 2006). Dentro de los impactos económicos podemos encontrar los asociados al uso del patrimonio natural: estragos en los cultivos, contaminación sonora en

ciudades debido a la proximidad de los nidos, problemas y peligros debido a nidos situados en postes de alta tensión, destrucción de árboles ornamentales debido a su utilización en la construcción de nidos y deterioro de zonas urbanas debido a los excrementos (Brightsmith & Kiacz, 2021), además de que los nidos pueden llegar a ocasionar la caída de ramas y del propio árbol debido al peso que pueden llegar a tener (Rodríguez-Pastor et al., 2012). Por otro lado, podrían ocasionar problemas sanitarios, ya que pueden actuar como vectores de enfermedades como la psitacosis, causada por la bacteria *Chlamydophila psittaci* (Stewardson & Grayson., 2010). Por último, dentro de los daños de carácter ecológico caben destacar el parasitismo y la competencia. Respecto al primero, las cotorras pueden ser transmisoras de enfermedades y parásitos (ecto- y endoparásitos), como el piojo sudamericano (*Paragoniocytes fulvofasciatus*), el ácaro mordedor (*Ornithonyssus brusa*), la enfermedad de Newcastle (causada por *Paramyxovirus*) y la ya mencionada *Chlamydophila psittaci* (que genera la ornitosis en aves) (Crowley, 2021; Mori & Menchetti, 2021), entre otros. Respecto a la competencia, es sabido que en muchos casos las EEI compiten de diversas formas con las especies nativas por los recursos disponibles en el medio y que esta competencia se puede observar de diversas formas en la naturaleza, por ejemplo, mediante el acoso a especies autóctonas (Batllori & Nos, 1985; Macgregor-Fors et al., 2011; Mori & Menchetti, 2021), o competencia trófica sobre las especies nativas (Batllori & Nos, 1985; Calzada Preston et al., 2021). Algunas especies nativas ven sus poblaciones mermadas debido a que su capacidad de forrajeo es menor que el de la especie invasora (Mack et al., 2000). También puede ocurrir competencia por interferencia (agresiones directas) entre EEI y especies nativas. Sin embargo, pese a que la competencia con la fauna local es uno de los impactos ecológicos más nombrados en la literatura, la evidencia no es uniforme. Por ejemplo, mientras que algunos estudios han encontrado que las cotorras son agresivas hacia la fauna nativa (Macgregor-Fors et al., 2011; Menchetti & Mori, 2014; Dangoisse, 2009), otros encuentran que son tolerantes y que conviven pacíficamente con las especie locales (Briceño et al., 2019; Di Santo et al., 2017; Eberhard, 1998). Este estudio se pretende ampliar el conocimiento actual sobre la interacción de competencia entre las cotorras invasoras y la avifauna nativa.

El objetivo principal de este estudio es evaluar de manera experimental el impacto ecológico de las cotorras invasoras sobre la avifauna nativa en ambientes urbanos. En concreto se analizará si las cotorras argentinas compiten por interferencia por el acceso al alimento con las aves nativas, entendiendo competencia por interferencia aquella competencia que implique una acción directa de los implicados ya sea de forma activa (ataques directos/conductas agresivas) o pasiva (intimidaciones). Si la competencia por los recursos tróficos es una amenaza para la avifauna nativa, esperamos un mayor número de agresiones/intimidaciones de cotorras hacia aves nativas que de aves nativas hacia cotorras. Para poner a prueba esta hipótesis se colocaron cebaderos en diversos parques de Madrid y se realizaron observaciones de conducta registrado las especies de aves que acuden a los cebaderos y las interacciones de agresión/intimidación que se dan entre ellas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Especie de estudio

La EEI de estudio fue la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*), un ave psitaciforme de origen sudamericano, invasora en muchos países del mundo, entre ellos España. Se trata de un loro de tamaño medio, con una longitud media de 28cm y una masa corporal de 110–130g, siendo los machos adultos un 1,5-3,5% más grandes que las hembras adultas en promedio (Avery, 2020). Una característica distintiva de la cotorra argentina frente al resto de psitácidas es su capacidad de construir nidos (Briceño et al., 2019). Éstos suelen ser nidos comunales con diversas cámaras, y les sirven de protección frente a depredadores y condiciones climáticas adversas, por lo que ésta es probablemente una de las características de la especie que la convierten en tan buena invasora (Muñoz & Real, 2006). Además, tener este tipo de nidos les evita cualquier tipo de competencia por los huecos libres para anidar (López-Ramírez & Muñoz, 2022). Otra característica que potencia su carácter invasor es que se trata de una especie generalista y gregaria, que está adaptada a explotar una amplia gama de plantas autóctonas e introducidas en ambientes urbanos (López-Ramírez & Muñoz, 2022). La época de reproducción para esta especie se da en primavera y verano, y parece estar controlada principalmente por el fotoperiodo (Navarro et al., 1992). La dieta varía a lo largo del año, y solo en el periodo comprendido entre mediados de diciembre y marzo se alimentan a base de semillas (Hyman & Pruett-Jones, 1995; South & Pruett-Jones, 2000). A partir de marzo, los brotes se vuelven su fuente principal de alimento (Hyman & Pruett-Jones, 1995; South & Pruett-Jones, 2000), por ello la mejor época para registrar a las cotorras en el suelo es la comprendida entre finales de diciembre y marzo.

Como especies de avifauna nativa, inicialmente se incluyeron en el estudio todas las especies que acudieron a los cebaderos, sin embargo, puesto que no todas las especies se registraron en todos los parques y, en muchos casos, la frecuencia de visitas a los cebaderos fue baja, además de que no todas las especies que acudieron a los cebaderos coincidían en muchos casos con las cotorras (Tabla 1), los análisis estadísticos incluyen únicamente las tres especies más abundantes, que más coincidieron con las cotorras argentinas, y presentes en la gran mayoría de las observaciones: la urraca (*Pica pica*), la paloma bravía (*Columba livia*) y el gorrión molinero (*Passer montanus*). La lista completa de especies que se registró en cada parque se puede consultar en el Tabla 1. La urraca común es un ave generalmente gregaria, que mide entre 43 y 50 cm y que presenta un peso promedio de 193g, siendo los machos más grandes que las hembras (Gabriel Martínez & Varela, 2011), y que presenta una dieta omnívora (Gabriel Martínez & Varela, 2011). La paloma bravía tiene una longitud media de 32,5cm y un peso promedio de 270g (Gibbs et al., 2001), y también presenta dimorfismo sexual en cuanto al tamaño, siendo los machos de mayores dimensiones que las hembras (Gibbs et al., 2001). Se trata de un ave generalmente gregaria, sobre todo a la hora de alimentarse (Gibbs et al., 2001), y su dieta consiste de semillas de cereales, legumbres, plantas herbáceas y brotes entre otros, pudiendo llegar a alimentarse de

invertebrados muy de vez en cuando (Gibbs et al., 2001). Por último, el gorrión molinero, el más pequeño de las especies de estudio, no supera los 14cm y los 19,82g de media (en Madrid) (García-Navas, 2012). Se trata de una especie omnívora que, a diferencia del resto de especies de gorriones de la Península, su principal fuente de alimento durante el invierno son las plantas herbáceas, en lugar de semillas cultivadas y cereales (García-Navas, 2012).

### **Zona de estudio y diseño experimental**

Este estudio forma parte de un proyecto de doctorado industrial sobre la ecología y gestión de la cotorra argentina en Madrid, llevado a cabo por la URJC en colaboración con la empresa Matinsa. Uno de los objetivos de este proyecto era determinar la preferencia de los diferentes cebos usados por la empresa para atraer a las cotorras a las trampas, para lo cual se realizó un diseño experimental en donde se dispusieron cuatro cebos diferentes en diferentes parques y jardines de Madrid: fruta (manzana troceada), mixtura (comida para loros), pan (pan troceado) y una mezcla de todo lo anterior (fruta + mixtura + pan). La propuesta de este TFG centrada en el estudio de la competencia por los recursos tróficos se enmarca dentro de este experimento, ya que las aves nativas también son atraídas a los cebos.

El estudio se llevó a cabo del del 26/01/2023 al 21/05/2023 en 27 parques situados dentro de la ciudad de Madrid (Anexo 1) en la franja horaria de 7:00-10:00h. Los parques se eligieron teniendo en cuenta la información que aportó la empresa Matinsa, la cual había realizado un censo de los nidos ocupados por cotorras argentinas antes de que comenzara este estudio. Cada día se trabajó en un único parque. En cada parque se eligió una zona para colocar los cebaderos procurando que todas las zonas fueran similares en cuanto a la estructura espacial: césped uniforme, con árboles en la zona, pudiendo estar o no sobre los cebaderos. El alimento se disponía a 25 m de los observadores, formando una “X” con la disposición de los 4 cebos (fruta/mixtura/pan/todo), de forma que cada observador pudiera divisar dos cebaderos al mismo tiempo usando prismáticos (Anexo 2). El alimento se dispersaba de forma uniforme por el suelo, tratando de cubrir un área de 2m<sup>2</sup> aproximadamente por cada tipo de cebo. La posición en la que se colocaban los cebos se aleatorizaba cada día de muestreo. En tres parques (Pradolongo, Fuente del Berro y Emperatriz María de Austria) se realizaron dos muestreos separados en el tiempo por un mínimo de 12 días, sumando un total de 120 observaciones (30 réplicas x 4 cebos por réplica).

### **Observaciones de conducta**

Las observaciones de conducta se hacían en cada punto de muestreo media hora tras el amanecer. Esto se hizo por dos razones: 1) las cotorras son animales diurnos, y desde el momento en el que sale el sol hasta pasada una hora, todos los individuos de los nidos salen a alimentarse (Martín, 2006); 2) a pesar de que la actividad de la cotorra no varía significativamente entre la mañana y la tarde (Di Santo et al., 2013), por las mañanas hay menos actividad humana en los parques, lo que facilitaba la recogida de datos. Cada día, dos observadores (Alatz Porrúa y Jon Blanco) hacían observaciones de 2 horas a partir

de la llegada de la primera cotorra del día a cualquiera de los cebaderos. Las observaciones consistieron en muestreos de barrido cada 5 minutos, registrando: número de cotorras que acuden al cebadero, número de aves nativas de cada especie que acuden al cebadero, número de agresiones intra- e interespecíficas que ocurren en el cebadero y ocurrencia/no ocurrencia de intimidaciones, registrando entre que especies ocurre y cuál es la especie subordinada. Se consideró agresión cuando hubo un ataque directo o una conducta agresiva de un ave hacia otra. Se consideró intimidación cuando un ave mostró un comportamiento subordinado como respuesta a la mera presencia otra ave. Se consideró un comportamiento subordinado cuando ocurriese alguno de los siguientes escenarios: 1) una ave que se encontraba en el cebadero huía cuando llegaba otra ave (sin importar si más tarde volvía o no), 2) una ave mostraba curiosidad por entrar al cebadero, pero no lo hacía o se mantenía en la periferia de este mientras otra/s ave/s se alimentaban dentro, 3) una ave se desplazase a otra zona del cebadero cuando otra ave se aproximaba hacia ella, y 4) una ave se asustaba por una agresión entre otras aves del cebadero, implicando un cambio en su comportamiento, ya sea sobresaltándose, desplazándose a otra parte del cebadero, yéndose del cebadero, o varios de los comportamientos descritos simultáneamente. Finalmente, para evaluar la relación de la densidad de aves en el cebadero con el número de aves que acudían a los mismos, se recogieron también datos del número máximo de aves de cada especie que acudían simultáneamente al cebadero en periodos de cinco minutos. Esto solo se hizo en los últimos tres parques, y solo con las aves más representativas registradas hasta el momento (las que más interacciones tuvieron), la cotorra argentina, la urraca común (*Pica pica*) y la paloma bravía (*Columba livia*). Para el caso del gorrión molinero (*Passer montanus*) no fue posible medir esta variable debido a su forma de alimentarse en los cebaderos, ya que se sitúa en los bordes y/o entra rápido y se va.

### **Análisis estadístico**

Se calcularon el número de agresiones e intimidaciones promedio intraespecíficas e interespecíficas para las especies que aparecieron de forma más abundante en nuestro estudio, las cuales incluyeron la cotorra argentina, la urraca común, la paloma bravía y el gorrión molinero. Para determinar si existía relación entre la abundancia total y la abundancia máxima de aves en el cebadero, se calcularon las correlaciones de Pearson entre estas dos variables para cada una de las especies de interés, exceptuando el gorrión molinero (ver apartado anterior). Para analizar la frecuencia de agresiones/intimidaciones entre las cotorras y la fauna nativa se realizaron modelos lineales generalizados (GLMs) con una distribución de errores binomial negativa y función vínculo logarítmica. En estos modelos, la variable respuesta fue el número de agresiones o el número de intimidaciones entre dos especies, y las variables explicativas fueron la abundancia total en el cebadero de cada una de las especies analizadas, el sentido de la agresión/intimidación (i.e. de la especie Y a la especie X o de la especie X a la especie Y), así como su interacción. La interacción aquí representa si la pendiente de la recta de regresión que muestra la relación entre el número de agresiones/intimidaciones y la abundancia de la especie agresora/intimidadora varía cuando cambiamos el sentido de la interacción. La significación de cada término del modelo se analizó



por medio del estadístico Chi-cuadrado. Cuando una variable no era significativa, se simplificaba el modelo eliminando dicho término y posteriormente se generaron gráficas de predicciones para interpretar los resultados. Se calculó la devianza explicada por cada modelo, D2, una medida de la bondad de ajuste que compara el modelo saturado con el modelo de interés. Todos los análisis se realizaron con el ambiente de trabajo R (R Core Team 2020).

### **Aporte al trabajo por parte del estudiante y relación del TFG con los ODS**

El estudiante autor de este TFG realizó la recogida de los datos de campo, organizó la base de datos, realizó los análisis estadísticos, hizo una búsqueda bibliográfica exhaustiva sobre el tema a tratar y redactó este texto.

Este estudio se relaciona con varios de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS): el ODS 3 sobre salud y bienestar, el ODS 4 sobre educación de calidad y, por último, con el ODS 15 sobre la vida de ecosistemas terrestres.

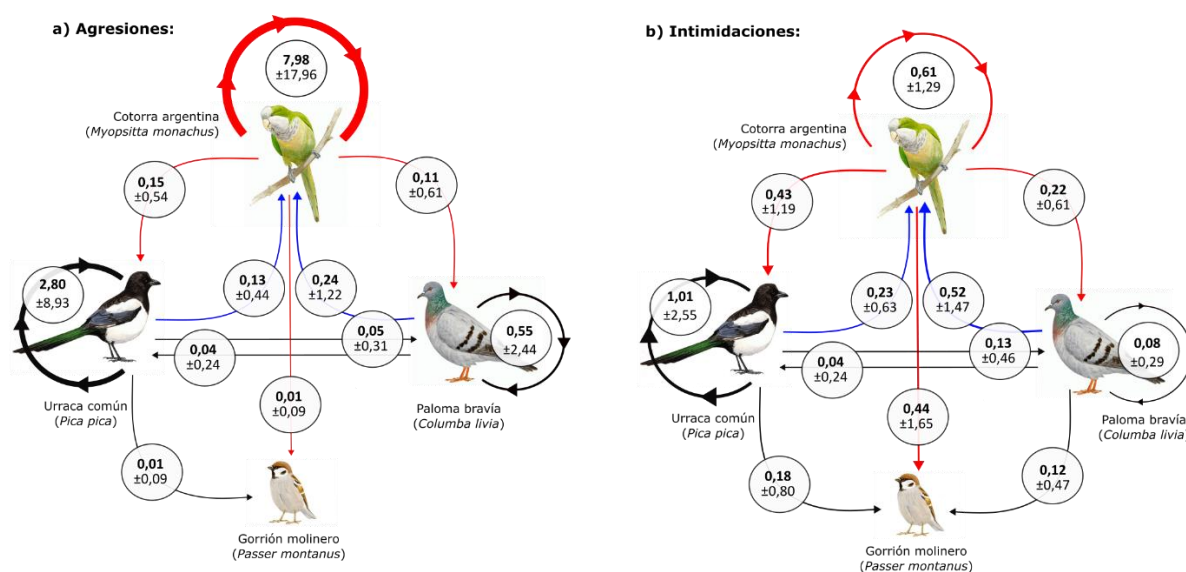
### **RESULTADOS**

En total, acudieron 21 especies de aves (Tabla 1). Todas ellas, excepto la cotorra argentina, fueron consideradas como especies de avifauna nativa.

**Tabla 1.** Listado de especies registradas durante los experimentos en los parques de Madrid.

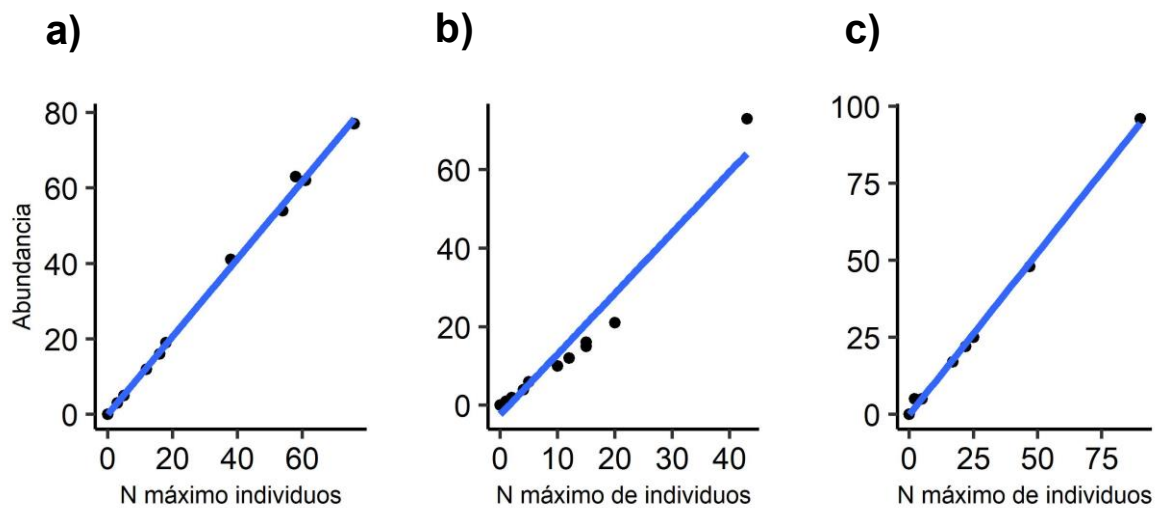
ESPECIE	Nº DE PARQUES EN LOS QUE APARECE LA ESPECIE	Nº DE INTERVALOS DE 5 MINUTOS EN LOS QUE APARECE (nº total = 2880 intervalos)	Nº DE INTERVALOS DE 5 MINUTOS EN LOS QUE COMPARTEN CEBADERO CON COTORRAS
Cotorra argentina ( <i>Myiopsita monachus</i> )	30	652	-
Urraca ( <i>Pica pica</i> )	30	708	227
Paloma Bravía ( <i>Columba livia</i> )	22	403	269
Mirlo ( <i>Turdus merula</i> )	21	177	42
Gorrión Molinero ( <i>Passer montanus</i> )	20	168	134
Estornino Negro ( <i>Sturnus unicolor</i> )	18	145	85
Gorrión Común ( <i>Passer domesticus</i> )	10	58	37
Tórtola Turca ( <i>Streptopelia decaocto</i> )	7	52	32
Petirrojo ( <i>Erithacus rubecula</i> )	15	43	9
Herrerillo ( <i>Cyanistes caeruleus</i> )	8	36	9
Carbonero Común ( <i>Parus major</i> )	9	25	5
Paloma Torcaz ( <i>Columba palumbus</i> )	7	20	13
Curraca Cabecinegra ( <i>Sylvia melanocephala</i> )	2	16	1
Lavandera Blanca ( <i>Motacilla alba</i> )	8	14	3
Paloma Zurita ( <i>Columba oenas</i> )	3	10	10
Carbonero Garrapino ( <i>Periparus ater</i> )	2	3	0
Colirrojo Tizón ( <i>Phoenicurus ochruros</i> )	3	3	0
Ánade Azulón ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	1	3	2
Serín Verdecillo ( <i>Serinus serinus</i> )	1	1	1
Mosquitero Común ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	1	1	0
Jilguero ( <i>Carduelis carduelis</i> )	1	1	1

Se registraron conductas de agresión e intimidación entre prácticamente todas las especies que se acercaron al comedero (Figura 1). En general, la mayoría de las agresiones e intimidaciones se produjeron a nivel intraespecífico (Figura 1). La especie que mostró más agresiones intraespecíficas fue la cotorra, seguida de la urraca y de la paloma (Figura 1a). La especie que realizó más intimidaciones intraespecíficas fue la urraca, seguida de la cotorra y la paloma (Figura 1b). Los gorriones no ejercieron ningún tipo de agresiones ni intimidaciones, pero sí fueron objeto de estas por parte de las otras especies (Figura 1a y 1b).



**Figura 1.** Número de agresiones (a) e intimidaciones (b) promedio ( $\pm$  desviaciones estándar) entre las especies de estudio. El sentido de las flechas indica la dirección de la interacción. El grosor de las flechas representa el número de agresiones e intimidaciones. En color rojo se indican las interacciones ejercidas de la cotorra argentina a especies nativas. En color azul se indican las interacciones ejercidas de especies nativas a la cotorra argentina. En color negro se indican las interacciones entre especies nativas.

Se observó que existía una correlación muy alta ( $r > 0.9$ ) entre la abundancia total registrada en cada periodo de dos horas y el número máximo de individuos de cada especie alimentándose en el comedero en un momento concreto (Figura 2). Por tanto, se utilizó la abundancia total como una variable indicadora del efecto de densidad, bajo el supuesto de que la coexistencia de una mayor densidad de individuos de una especie en el comedero puede favorecer comportamientos de agresión e intimidación sobre otras especies.



**Figura 2.** Relación entre las abundancias totales (eje Y) y el número máximo de aves presentes el mismo cebadero simultáneamente (eje X) para el caso de **a)** la cotorra argentina ( $r=0,999$ ), **b)** la urraca común ( $r=0,974$ ) y **c)** la paloma bravía ( $r=0,999$ ), para datos de 4 cebaderos en intervalos de 5 minutos agrupados en conjuntos de 2 horas por parque, para un total de 3 parques.

El promedio de agresiones de cotorras a urracas fue similar que de urracas a cotorras (Tabla 2, Figura 3a). El mismo patrón se observó en el caso de los gorriones (Tabla 2, Figura 3b), en donde prácticamente no se registraron agresiones. Sin embargo, en contra de lo esperado, las palomas agredieron más a las cotorras que las cotorras a las palomas (Tabla 2, Figura 3c). Excepto en el caso de cotorras y gorriones, todas estas agresiones se vieron influenciadas positivamente por la abundancia en el comedero de ambas especies estudiadas (Tabla 2). En todos los modelos, la interacción entre abundancia y dirección de la agresión no fue significativa (Tabla 2). La devianza explicada por los modelos fue del 7,61% en el caso de cotorras y urracas, del 34,31% en el caso de cotorras y palomas bravías y del 0% en el caso de cotorras y gorriones.

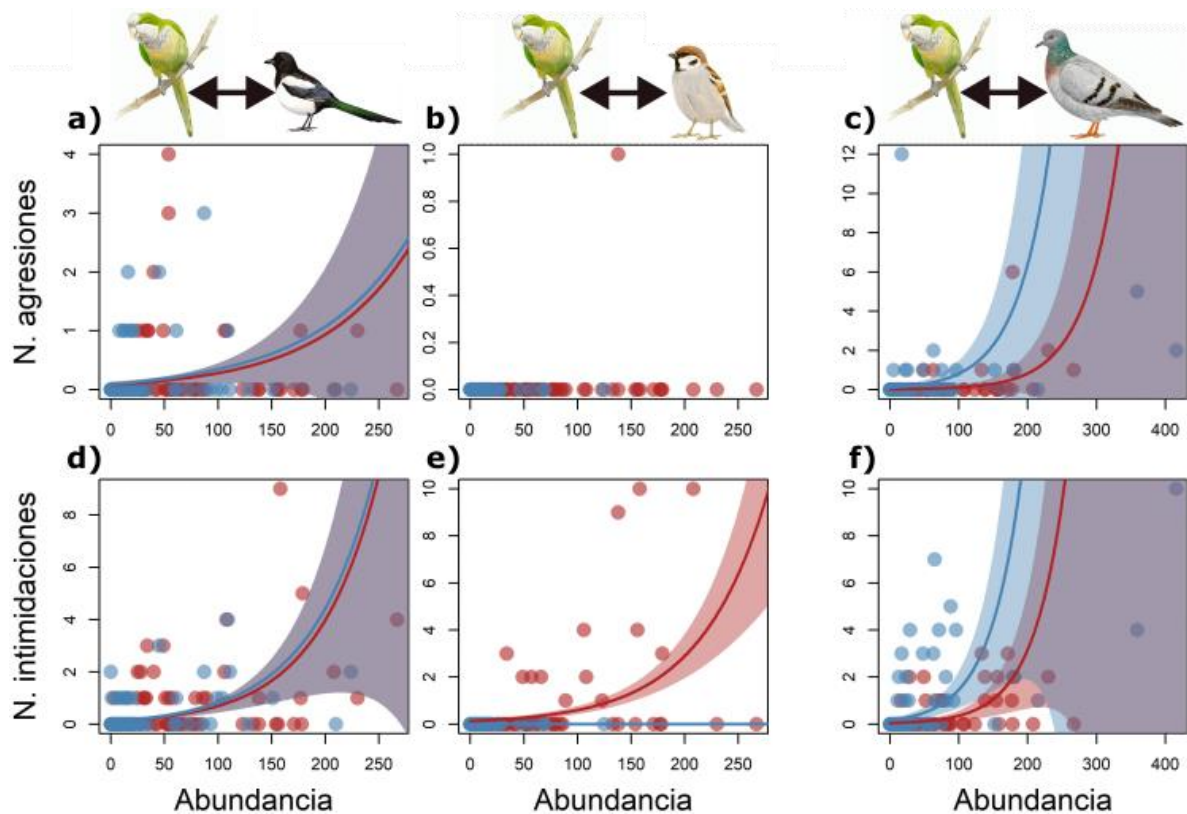
**Tabla 2.** Resultados de los modelos lineales generalizados (GLM) con una distribución de errores binomial negativa y una función de vínculo logarítmica para determinar el efecto de la abundancia y la dirección de la interacción sobre el número de agresiones entre a) cotorras y urracas; b) cotorras y palomas bravías; y c) cotorras y gorriones molineros. Solo los casos donde p-valor  $\leq 0.05$  fueron considerados como estadísticamente significativos (resaltados en la tabla).

<b>a) Cotorra ↔ Urraca</b>					
	<b>Df</b>	<b>Chi<sup>2</sup></b>	<b>Df Resid.</b>	<b>Dev</b>	<b>P-valor</b>
NULL			239	81,654	
<b>Abundancia</b>	1	6,2100	238	75,444	<b>0,0127</b>
<b>Dirección de la agresión</b>	1	0,0307	237	75,414	0,8609
<b>Abundancia * Dirección de la agresión</b>	1	0,2871	236	75,127	0,5921
<b>b) Cotorra ↔ Paloma bravía</b>					
	<b>Df</b>	<b>Chi<sup>2</sup></b>	<b>Df Resid.</b>	<b>Dev</b>	<b>P-valor</b>
NULL			239	91,125	
<b>Abundancia</b>	1	21,6392	238	69,485	<b>3,291·10<sup>-6</sup></b>
<b>Dirección de la agresión</b>	1	9,5023	237	59,983	<b>0,002052</b>
<b>Abundancia : Dirección de la agresión</b>	1	2,0750	236	57,908	0,149732
<b>c) Cotorra ↔ Gorrión molinero</b>					
	<b>Df</b>	<b>Chi<sup>2</sup></b>	<b>Df Resid.</b>	<b>Dev</b>	<b>P-valor</b>
NULL			239	7,7224	
<b>Abundancia</b>	1	2,95528	238	4,7671	0,0856
<b>Dirección de la agresión</b>	1	0,30868	237	4,4584	0,5785
<b>Abundancia : Dirección de la agresión</b>	1	0,00000	236	4,4584	0,9999

El promedio de intimidaciones de cotorras a urracas fue similar que de urracas a cotorras (Tabla 3, Figura 3d). Tal y como esperábamos, las cotorras intimidaron más a los gorriones que los gorriones a las cotorras (Tabla 3, Figura 3e). De nuevo, en contra de lo esperado, las palomas intimidaron más a las cotorras que las cotorras a las palomas (Tabla 3, Figura 3f). Todas las intimidaciones se vieron influenciadas positivamente por la abundancia en el comedero de ambas especies estudiadas (Tabla 3). En todos los modelos, la interacción entre la abundancia y la dirección de la intimidación no fue significativa (Tabla 3). La devianza explicada por los modelos fue del 30,99% en el caso de cotorras y urracas, del 39,99% en el caso de cotorras y palomas bravías y del 50,39% en el caso de cotorras y gorriones.

**Tabla 3.** Resultados de los modelos lineales generalizados (GLM) con una distribución de errores binomial negativa y una función de vínculo logarítmica para determinar el efecto de la abundancia y la dirección de la interacción sobre el número de intimidaciones entre a) cotorras y urracas; b) cotorras y palomas bravías; y c) cotorras y gorriones molineros. Solo los casos donde p-valor  $\leq 0.05$  fueron considerados como estadísticamente significativos (resaltados en la tabla).

<b>a) Cotorra ↔ Urraca</b>					
	<b>Df</b>	<b>Chi<sup>2</sup></b>	<b>Df Resid.</b>	<b>Dev</b>	<b>P-valor</b>
NULL			239	177,33	
<b>Abundancia</b>	1	54,979	238	122,35	<b>1,218·10<sup>-13</sup></b>
<b>Dirección de la intimidación</b>	1	0,138	237	122,21	0,7101
<b>Abundancia : Dirección de la intimidación</b>	1	0,220	236	121,99	0,6391
<b>b) Cotorra ↔ Paloma bravía</b>					
	<b>Df</b>	<b>Chi<sup>2</sup></b>	<b>Df Resid.</b>	<b>Dev</b>	<b>P-valor</b>
NULL			239	162,205	
<b>Abundancia</b>	1	52,606	238	109,599	<b>4,076·10<sup>-13</sup></b>
<b>Dirección de la intimidación</b>	1	12,269	237	97,329	<b>0,0004605</b>
<b>Abundancia : Dirección de la intimidación</b>	1	0,341	236	96,988	0,5591107
<b>c) Cotorra ↔ Gorrión molinero</b>					
	<b>Df</b>	<b>Chi<sup>2</sup></b>	<b>Df Resid.</b>	<b>Dev</b>	<b>P-valor</b>
NULL			239	338,20	
<b>Abundancia</b>	1	146,205	238	191,99	<b>&lt; 2,2·10<sup>-16</sup></b>
<b>Dirección de la intimidación</b>	1	24,216	237	167,78	<b>8,611·10<sup>-7</sup></b>
<b>Abundancia : Dirección de la intimidación</b>	1	0,000	236	167,78	0,9994



**Figura 3.** Predicciones del modelo con un 95% de intervalo de confianza para el número de agresiones (a, b, c) e intimidaciones (d, e, f) entre: cotorra argentina y urraca común (a, d), cotorra argentina y gorrión molinero (b, e), y cotorra argentina y paloma bravía (c, f). En color rojo se muestran las predicciones para la cotorra argentina y en color azul para la especie nativa.

## DISCUSIÓN

En este estudio, se evaluó el impacto ecológico por competencia directa por el alimento que las cotorras argentinas ejercen sobre tres especies de avifauna nativa en ambientes urbanos: la urraca común, la paloma bravía y el gorrión molinero. Al contrario de lo esperado, no encontramos un mayor número de agresiones/intimidaciones de cotorras hacia aves nativas que de aves nativas hacia cotorras. De hecho, cuando encontramos diferencias en las frecuencias medias de agresión/intimidación fue en el sentido opuesto, siendo las palomas las que ejercían más agresiones/intimidaciones que las cotorras. Estos resultados sugieren que, en la competencia directa por recursos tróficos las cotorras no parecen ser más competitivas que las especies nativas. Algunos trabajos sugieren que en zonas donde los recursos tróficos son diversos y numerosos, como es el caso de las ciudades, es posible que no seamos capaces de encontrar las relaciones interespecíficas negativas entre especies nativas y EEI (Eguchi & Amano, 2004). Además, en estos casos la competencia por los recursos tróficos no suele ser intensa entre animales del mismo gremio (Eguchi & Amano, 2004). De hecho, según algunos trabajos, en gran parte de los casos de extinciones de especies nativas debidas a EEI, las especies ocupan distintos niveles tróficos, colocándose las EEI en niveles tróficos superiores (Davis, 2003). La causa probable de estas

extinciones es precisamente que dichas EEI pueden generar efectos sobre las especies nativas de niveles tróficos inferiores (Eguchi & Amano, 2004).

Hay que tener en cuenta que en este experimento se trabaja con cuatro tipos de cebos diferentes, que engloba una pequeña parte de todos los recursos tróficos disponibles en los parques estudiados. Además de esto, en este estudio realizado tan solo se observó lo que ocurría en los cebaderos, pero no recogieron datos del resto de interacciones que se pudieron dar entre las aves del parque una vez estuviesen fuera de los cebaderos. Por tanto, a pesar de que los resultados de este experimento sean de interés y aporten una importante información sobre las interacciones entre una EEI y la avifauna nativa, no recoge todas las posibles interacciones que pudieran darse en respuesta a la competencia por otros recursos. Algo que tampoco debemos pasar por alto es que muchas de las especies nativas que registramos en los cebaderos apenas coincidieron con las cotorras (Tabla 1). Esto podría ser un indicativo de que prefieran alimentarse lejos de las cotorras, y debería ser objeto de estudio, mediante la realización de estudios experimentales en cautividad, donde puedan observarse detalladamente las interacciones entre las cotorras y el resto de especies nativas con mayor detenimiento.

A pesar de que el alto número de agresiones e intimidaciones registradas entre cotorras (Figura 1) contrasta con la idea de que las cotorras presentan una estructura social de dominancia lineal con una tendencia a ser bastante igualitaria (Hobson et al., 2014), este campo necesita mayor estudio, sobre todo con individuos en estado silvestre. Aun así, es importante mencionar el caso de las urracas, que fueron la especie que más interacciones ejercieron entre sí tras las cotorras (Figura 1). Ambas especies mantienen una estructura social basada en parejas o relaciones afiliativas intensas que compensan las agresiones, tal y como ocurre con muchas otras especies de córvidos (Gabriel Martínez & Varela, 2011; Hobson et al., 2014). Debería estudiarse esa posible relación entre el número de agresiones intraespecíficas en especies con estructuras sociales de dominancia lineal basada en las parejas más a fondo, para entender mejor la ecología de la cotorra argentina y de otras especies con este tipo de estructuras sociales. Por otro lado, las palomas fueron las terceras que más agresiones intraespecíficas sufrieron (Figura 1). Esto concuerda con los hallazgos de otros estudios sobre palomas, en donde se ve que la competencia intraespecífica por interferencia se intensifica en los casos en donde el alimento es proporcionado de forma abundante por parte de las personas, ya que, de esta forma, grandes densidades de palomas son atraídas a los cebos (Sol et al., 2000). Además, las cotorras son animales generalistas desde un punto de vista trófico, y puede que no les merezca la pena entrar en conflicto con otras aves por unos recursos que para ellas pueden no ser limitantes.

Las agresiones e intimidaciones entre cotorras argentinas y urracas comunes fueron dependientes de la abundancia, y la dirección de la interacción no tuvo efecto significativo (Tabla 2, Tabla 3, Figura 3). Esto nos indica que ambas especies fueron igual de agresivas e intimidantes entre sí, por lo que parece que ninguna especie tuvo mayor efecto aparente sobre la otra en dicha competencia por interferencia.



Dicho de otra forma, se comportaron de forma similar. Estos resultados tienen cierto sentido, ya que ambas especies son ciertamente generalistas y gregarias (Gabriel Martínez & Varela, 2011; López-Ramírez & Muñoz, 2022) lo que explicaría en cierta medida los valores similares obtenidos en las interacciones. Sin embargo, la urraca es de mayor tamaño que la cotorra argentina (Avery, 2020; Gabriel Martínez & Varela, 2011), y sabemos que, generalmente, el tamaño corporal influye en la capacidad competitiva interespecífica de una comunidad, siendo más competitiva la especie de mayor tamaño (Francis et al., 2018; Schoener, 1983). Estas diferencias en la masa corporal pueden acabar generando jerarquías de dominancia, en donde las especies de mayor masa corporal controlan los alimentos de mayor calidad (Francis et al., 2018). Si esto fuera así, cabría esperar que las urracas y las palomas tuvieran una posición de dominancia sobre las cotorras, que son más pequeñas, algo que se sustenta parcialmente sobre nuestros resultados, concretamente en el caso de la paloma. Que esto no se cumpla en el resto de casos estudiados nos indica que la cotorra argentina puede tener un efecto desmedido para esta comunidad de aves en concreto, ya que no parece seguir las “normas” de la comunidad.

Las palomas bravías fueron más agresivas e intimidatorias que las cotorras ya que, a igualdad de abundancia, las palomas ejercieron más agresiones e intimidaciones que las cotorras (Tabla 1b, Tabla 3c, Figura 3). Esto encaja con la teoría de que el tamaño corporal tiene un efecto significativo en la competencia interespecífica por interferencia (Francis et al., 2018; Schoener, 1983). Esta diferencia en la capacidad competitiva de las especies genera lo que se conoce como competencia asimétrica, donde uno de los competidores tiene una ventaja clara sobre la otra especie (Francis et al., 2018; Schoener, 1983).

En el caso de las cotorras y los gorriones molineros, se ve como las cotorras intimidaron a los gorriones molineros (Figura 3), pero no llegaron a producirse agresiones significativas (Figura 3) por parte de ninguna de las dos especies hacia la otra, lo que podría sugerirnos que, para este caso, el tamaño corporal tendría un efecto en la competencia interespecífica por interferencia (Francis et al., 2018; Schoener, 1983). Además, los resultados obtenidos (Figura 3) concuerdan con lo que sugiere esta teoría, de que las especies más pequeñas evitarán los conflictos y tratarán de evitar agresiones por parte de especies de mayor tamaño (Schoener, 1983). Esto mismo ha sido registrado en un estudio similar de la cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*), en donde los individuos de especies más pequeñas permanecieron junto a los cebaderos mientras las cotorras se alimentaban (Le Louarn et al., 2016). Este fue precisamente el comportamiento que observamos en el campo.

Por último, pero no menos importante, la abundancia se relaciona con las agresiones e intimidaciones, de forma que, a mayor abundancia, se observaron mayores agresiones e intimidaciones en todos los casos estudiados. Sin embargo, cuanto mayores sean las abundancias de las aves en los cebaderos, aumenta la probabilidad de que se den dichos conflictos. Al fin y al cabo, el espacio de alimentación es limitado, y si aumenta la densidad de aves, la probabilidad de competir con otro individuo por la

obtención de un mismo recurso aumenta, ya sea de la misma especie o de otra distinta. Esto se observa en otros trabajos, donde dicen que la competencia intraespecífica es dependiente de la densidad poblacional (Begon et al., 2021). La relación de la abundancia con la competencia interespecífica es un poco más compleja, y dependiendo de si esta es más o menos importante que la competencia intraespecífica, puede tener diversos efectos sobre la densidad de las especies: si resulta ser menos importante, las especies coexisten, reduciéndose la supervivencia y/o fecundidad de al menos una de las dos especies; si ese no es el caso, lo que ocurra depende de las densidades de las especies, teniendo una respuesta más asimétrica, pudiendo acabar en la extinción de una de ellas (Begon et al., 2021).

## **CONCLUSIÓN**

La abundancia de aves en los cebaderos es la variable que mejor explica la ocurrencia de agresiones e intimidaciones entre individuos de la misma especie (intraespecíficas) y entre individuos de especies nativas e invasoras (interespecíficas). Nuestros resultados no apoyan la idea de que las cotorras compiten con las aves nativas por los recursos tróficos, al menos en el caso de urracas, gorriones y palomas. Esto no quiere decir que las cotorras argentinas no ejerzan competencia sobre las especies de avifauna local y esa competencia en relación a otros recursos merece ser estudiada para comprender mejor el impacto ecológico que estas EEI ejercen en su nuevo nicho.

## **LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN**

En este estudio se ha evaluado la competencia que ejercen las cotorras argentinas sobre tres especies de avifauna local, y se ha visto que los resultados varían en función de qué especie de ave local se trate. Por ello, debería de estudiarse los efectos que ejercen las cotorras argentinas sobre el resto de especies de avifauna local como competidor por los recursos tróficos, también de las especies que no acuden a los cebaderos. Esto podría hacerse analizando las especies que acuden a los cebaderos tanto en parques con cotorras como en parques donde no hay cotorras, para ver las diferencias que hay entre que especies acuden a los cebaderos, y utilizar estas diferencias en la riqueza de especies como una medida indirecta de la competencia que ejerce la cotorra sobre la avifauna nativa, de una forma más amplia. También serían de interés realizar experimentos similares al realizado en este trabajo en cautiverio, para tener mayor control sobre todas las variables. Esto ayudaría a entender mejor cuáles son los efectos de esta EEI sobre la avifauna local, y serviría para entender mejor la ecología de esta especie, además de que esta información sería de gran importancia para plantear los planes de acción necesarios para solventar el problema.

## BIBLIOGRAFÍA

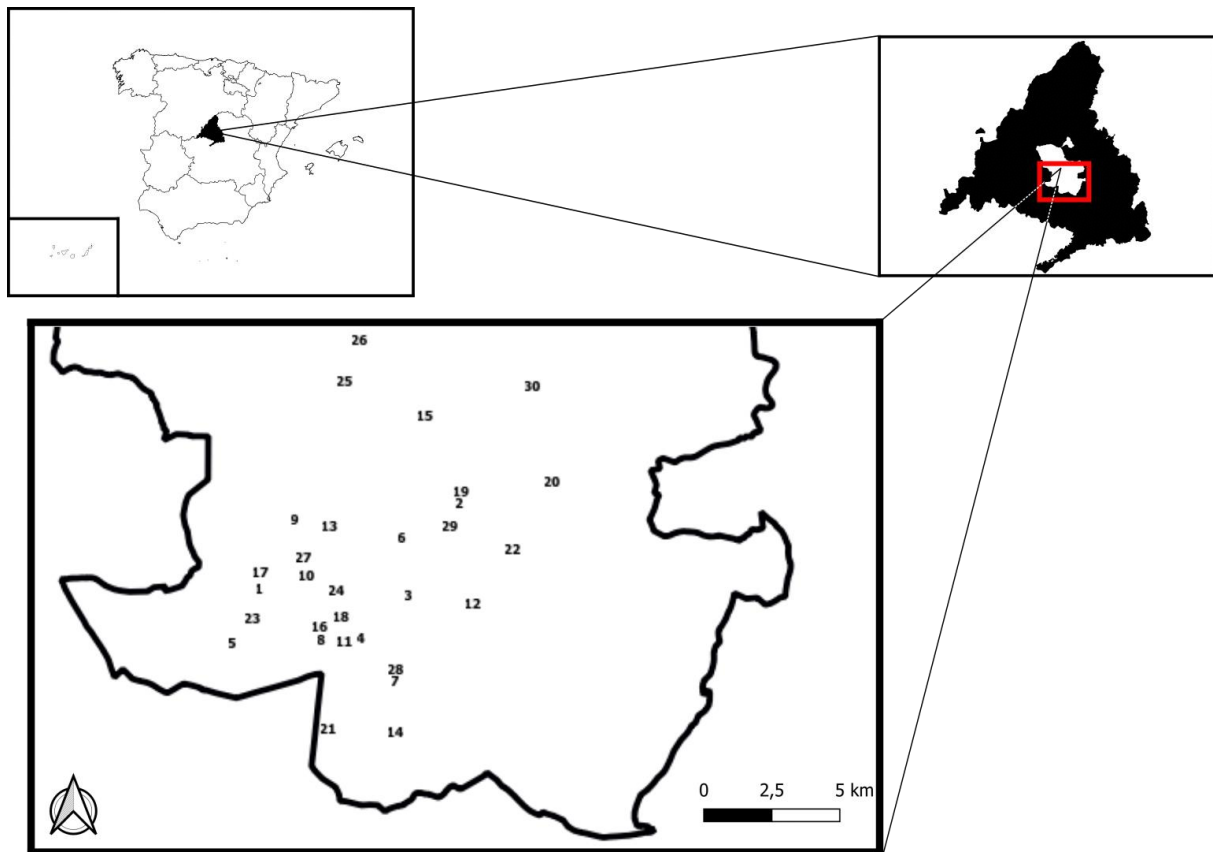
- Avery, M. L. (2020). Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus* Boddaert, 1783). In *Invasive birds: global trends and impacts* (pp. 76-84). Wallingford UK: CABI.
- Batllo, X., & Nos, R. (1985). Presencia de la cotorrita gris (*Myiopsitta monachus*) y de la cotorrita de collar (*Psittacula krameri*) en el área metropolitana de Barcelona. *Miscel·lània Zoològica*, 407–411.
- Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. (2021). Interspecific Competition. In M. Begon, C. R. Townsend & J. L. Harper (Eds.). *Ecology: from individuals to ecosystems* (4th ed.) (pp. 227-265). John Wiley & Sons.
- Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. (2021). Intraspecific Competition. In M. Begon, C. R. Townsend & J. L. Harper (Eds.). *Ecology: from individuals to ecosystems* (4th ed.) (pp. 132-162). John Wiley & Sons.
- Briceño, C., Sandoval-Rodríguez, A., Yévenes, K., Larraechea, M., Morgado, A., Chappuzeau, C., Muñoz, V., Dufflocq, P., & Olivares, F. (2019). Interactions between invasive monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) and other bird species during nesting seasons in Santiago, Chile. *Animals*, 9(11), 923.
- Brightsmith, D. J. & Kiacz, S. (2021). Are Naturalized Parrots Priority Invasive Species?. In S. Pruett-Jones (Ed.), *Naturalized parrots of the world: distribution, ecology, and impacts of the world's most colorful colonizers* (pp. 133-158). Princeton University Press.
- Brochier, B., Vangeluwe, D., & Van den Berg, T. (2010). Alien invasive birds. *Revue scientifique et technique*, 29(2), 217.
- Calzada Preston, C. E., & Pruett-Jones, S. (2021). The number and distribution of introduced and naturalized parrots. *Diversity*, 13(9), 412.
- Calzada Preston, C. E., Pruett-Jones, S. & Eberhard, J. R. (2021). Are Naturalized Parrots Priority Invasive Species?. In S. Pruett-Jones (Ed.), *Naturalized parrots of the world: distribution, ecology, and impacts of the world's most colorful colonizers* (pp. 173-192). Princeton University Press.
- Cardador, L., Abellán, P., Anadón, J. D., Carrete, M. & Tella, J. L. (2021). The World Parrot Trade. In S. Pruett-Jones (Ed.), *Naturalized parrots of the world: distribution, ecology, and impacts of the world's most colorful colonizers* (pp. 13-21). Princeton University Press.

- Crowley, S. L. (2021). Parrots and People: Human Dimensions of Naturalized Parrots. In S. Pruett-Jones (Ed.), *Naturalized parrots of the world: distribution, ecology, and impacts of the world's most colorful colonizers* (pp. 41-53). Princeton University Press.
- Dangoisse, G. (2009). Étude de la population de Conures veuves (*Myiopsitta monachus*) de Bruxelles-Capitale. *Aves*, 46(2), 57-69.
- Da Silva, A. G., Eberhard, J. R., Wright, T. F., Avery, M. L., & Russello, M. A. (2010). Genetic evidence for high propagule pressure and long-distance dispersal in monk parakeet (*Myiopsitta monachus*) invasive populations. *Molecular Ecology*, 19(16), 3336-3350.
- Davis, M. A. (2003). Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity?. *Bioscience*, 53(5), 481-489.
- del Moral, J. C. (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Di Santo, M., Battisti, C., & Bologna, M. A. (2017). Interspecific interactions in nesting and feeding urban sites among introduced Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and syntopic bird species. *Ethology Ecology & Evolution*, 29(2), 138-148.
- Di Santo, M., Vignoli, L., Battisti, C., & Bologna, M. A. (2013). Feeding activity and space use of a naturalized population of Monk Parakeet, *Myiopsitta monachus*, in a Mediterranean urban area. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 68(3-4), 275-282.
- Duncan, R. P., Blackburn, T. M., & Sol, D. (2003). The ecology of bird introductions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 71-98.
- Eberhard, J. R. (1998). Breeding biology of the Monk Parakeet. *The Wilson Bulletin*, 463-473.
- Eguchi, K., & Amano, H. E. (2004). Invasive birds in Japan. *GLOBAL ENVIRONMENTAL RESEARCH-ENGLISH EDITION*-, 8(1), 29-40.
- Francis, M. L., Plummer, K. E., Lythgoe, B. A., Macallan, C., Currie, T. E., & Blount, J. D. (2018). Effects of supplementary feeding on interspecific dominance hierarchies in garden birds. *PLoS one*, 13(9), e0202152.
- Gabriel Martínez, J., & Varela, J. M. (2011). *ENCICLOPEDIA VIRTUAL DE LOS VERTEBRADOS ESPAÑOLES Sociedad de Amigos del MNCN-MNCN-CSIC Urraca común-Pica pica (Linnaeus, 1758)*.

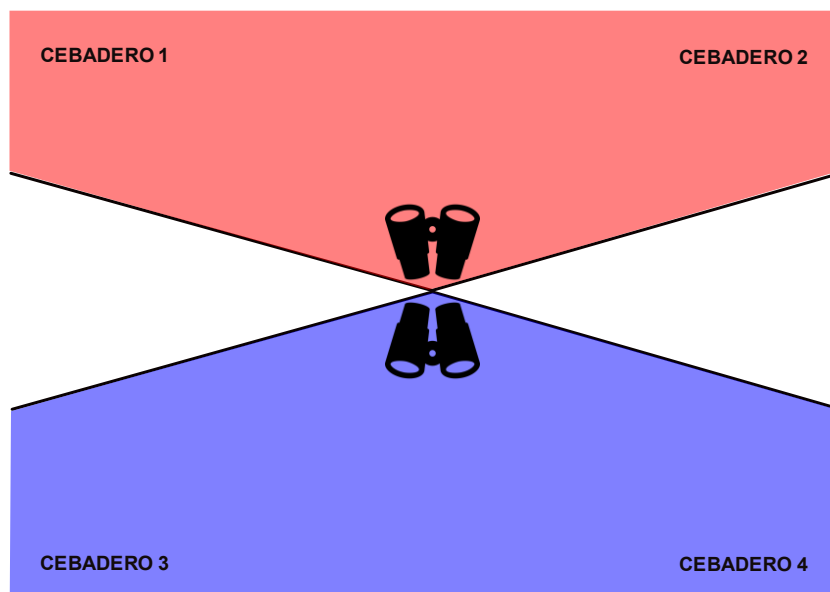
- García-Navas, V. (2012). *ENCICLOPEDIA VIRTUAL DE LOS VERTEBRADOS ESPAÑOLES Sociedad de Amigos del MNCN-MNCN-CSIC Gorrión molinero-Passer montanus (Linnaeus, 1758)*.
- Gibbs, D., Barnes, E., & Cox, J. (2001). *Pigeons and doves: a guide to the pigeons and doves of the world* (Vol. 13). A&C Black.
- Hobson, E. A., Avery, M. L., & Wright, T. F. (2014). The socioecology of Monk Parakeets: Insights into parrot social complexity. *The Auk: Ornithological Advances*, *131*(4), 756-775.
- Hyman, J., & Pruett-Jones, S. (1995). Natural history of the monk parakeet in Hyde Park, Chicago. *The Wilson Bulletin*, 510-517.
- Le Louarn, M., Couillens, B., Deschamps-Cottin, M., & Clergeau, P. (2016). Interference competition between an invasive parakeet and native bird species at feeding sites. *Journal of ethology*, *34*, 291-298.
- López-Ramírez, S., & Muñoz, A. R. (2022). A Local Approach to Better Understand the Spread and Population Growth of the Monk Parakeet as an Invasive Species. *Birds*, *3*(3), 277-284.
- MacGregor-Fors, I., Calderón-Parra, R., Meléndez-Herrada, A., López-López, S., & Schondube, J. E. (2011). Pretty, but dangerous! Records of non-native Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, *82*(3), 1053-1056.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, *10*(3), 689-710.
- Martín, M. (2006). La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Madrid: expansión y hábitos de nidificación. *Anuario Ornitológico de Madrid*, *2005*, 76-95.
- Menchetti, M., & Mori, E. (2014). Worldwide impact of alien parrots (Aves Psittaciformes) on native biodiversity and environment: a review. *Ethology Ecology & Evolution*, *26*(2-3), 172-194.
- Mori, E., & Menchetti, M. (2021). The Ecological Impacts of Introduced Parrots. In S. Pruett-Jones (Ed.), *Naturalized parrots of the world: distribution, ecology, and impacts of the world's most colorful colonizers* (pp. 87-101). Princeton University Press.
- Muñoz, A. R., & Real, R. (2006). Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, *12*(6), 656-665.

- Muñoz-Jiménez, J. L., & Alcántara-Carbajal, J. L. (2017). La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en el Colegio de Postgraduados:¿ una especie invasiva?. *Huitzil*, 18(1), 38-52.
- Navarro, J. L., Martella, M. B., & Bucher, E. H. (1992). Breeding season and productivity of Monk Parakeets in Cordoba, Argentina. *The Wilson Bulletin*, 413-424.
- Rodríguez-Pastor, R., Senar, J. C., Ortega, A., Faus, J., Uribe, F., & Montalvo, T. (2012). Distribution patterns of invasive Monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in an urban habitat. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(1), 107-117.
- Schoener, T. W. (1983). Field experiments on interspecific competition. *The american naturalist*, 122(2), 240-285.
- Sol, D., Santos, D. M., & Cuadrado, M. (2000). Age-related feeding site selection in urban pigeons (*Columba livia*): experimental evidence of the competition hypothesis. *Canadian Journal of Zoology*, 78(1), 144-149.
- South, J. M., & Pruett-Jones, S. (2000). Patterns of flock size, diet, and vigilance of naturalized Monk Parakeets in Hyde Park, Chicago. *The Condor*, 102(4), 848-854.
- Stewardson, A. J., & Grayson, M. L. (2010). Psittacosis. *Infectious Disease Clinics*, 24(1), 7-25.

## ANEXO



**Anexo 1.** Mapa de la zona de estudio (Madrid - ciudad). Los parques en donde se realizaron las observaciones se encuentran numerados, en el mismo orden en el que fueron visitados. Estos son los nombres de dichos parques y las fechas en las que fueron visitados: 1- Cerro Almodobar (26/01/2023), 2- Parque De La Quinta De La Fuente Del Berro (30/01/2023), 3- Enrique Tierno Galván (02/02/2023), 4- Parque De Pradolongo (03/02/2023), 5- Parque De Las Cruces (06/02/2023), 6- Parque De El Retiro (07/02/2023), 7- Parque Del Espinillo (08/02/2023), 8- Parque Emperatriz María De Austria (09/02/2023), 9- Casa De Campo - Lago (10/02/2023), 10- Parque De San Isidro (14/02/2023), 11- Parque De Pradolongo (15/02/2023), 12- Parque Azorín (16/02/2023), 13- Parque De Atenas (20/02/2023), 14- Parque Dehesa Boyal (22/02/2023), 15- Parque De Berlín (23/02/2023), 16- Parque Emperatriz María De Austria (24/02/2023), 17- Parque De La Cuña Verde De Latina (27/02/2023), 18- Parque De Olof Palme (28/02/2023), 19- Parque De La Quinta De La Fuente Del Berro (01/03/2023), 20- Parque El Paraíso (02/03/2023), 21- Parque De Plata Y Castañar (06/03/2023), 22- Jardines De Dionisio Ridruejo (07/02/2023), 23- Parque Ingenieros (08/03/2023), 24- Parque De Comillas (09/03/2023), 25- Parque Del Hoyo (10/03/2023), 26- Parque De La Alcazaba (13/03/2023), 27- Parque De La Ermita Del Santo (14/03/2023), 28- Parque Mario Ajenjo (15/03/2023), 29- Parque De Roma (17/03/2023), 30- Parque Los Llanos (21/03/2023).



**Anexo 2.** Esquema de la disposición que tomaban los cebaderos y los observadores. El área de color rojo indica el campo visual de uno de los observadores. El área de color azul indica el campo visual del observador restante. Los prismáticos indican el lugar donde se ubicaban los observadores. La distancia aproximada del punto de observación a los cebaderos fue de 25 m.