

Depredación de nidos artificiales de anátidas en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel: Especies implicadas y dinámica temporal

Mario Sebastián-Pardo¹ , Antonio Carpio^{2,*} , Eduardo Laguna³ , Eva de la Peña^{4,5} , Roberto Pascual-Rico 

- (1) Grupo Sanidad y Biotecnología (SaBio). Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), UCLM-CSIC-JCCM, Ronda de Toledo, S/N, 13071 Ciudad Real, España.
- (2) Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Grupo de Investigación en Educación y Gestión de la Biodiversidad (GESBIO), Universidad de Córdoba, 14071 Córdoba, España.
- (3) Departamento de Investigación, Fundación Artemisan, 13001, Ciudad Real, España.
- (4) Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), CSIC-UCLM-JCCM, 13005 Ciudad Real, España.
- (5) UCD School of Agriculture and Food Science, University College Dublin, Ireland.

* Autor para correspondencia / Corresponding author: Antonio Carpio [b42carca@uco.es]

> Recibido / Received: 11/09/2024 – Aceptado / Accepted: 29/01/2025

Cómo citar / How to cite: Sebastián-Pardo, M., Carpio, A., Laguna, E., de la Peña, E., Pascual-Rico, R. 2025. Depredación de nidos artificiales de anátidas en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel: Especies implicadas y dinámica temporal. *Ecosistemas* 34(1): 2854. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2854>

Depredación de nidos artificiales de anátidas en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel: Especies implicadas y dinámica temporal

Resumen: Los pulsos de recursos tróficos son eventos breves y temporales de alta disponibilidad de recursos en un ecosistema, como agua, nutrientes o alimento, que puede tener efectos significativos sobre las dinámicas de las poblaciones y las interacciones entre especies. Este estudio examinó la depredación de nidos artificiales de anátidas en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, con el objetivo de identificar las especies depredadoras y evaluar su impacto en la disponibilidad de estos recursos. Para ello, se colocaron 30 nidos artificiales con seis huevos cada uno y se monitorizaron durante 28 días usando cámaras de fototrampeo. El análisis de las imágenes obtenidas permitió identificar las especies depredadoras, mientras que un Modelo Lineal Generalizado (GLM) se utilizó para evaluar las diferencias en el tiempo de depredación entre las especies. Los resultados revelan que el 73.3% de los nidos fueron depredados, con una depredación parcial en el 20% de los casos. Las especies depredadoras identificadas incluyeron al zorro rojo, el jabalí, el tejón, el meloncillo, la urraca y el aguilucho lagunero occidental. El zorro rojo y el jabalí fueron los depredadores que más rápido localizaron y consumieron los nidos, con tiempos medios de depredación de 3.6 y 7.7 días, respectivamente, mientras que la urraca se demoró más (11.9 días). Los mamíferos nocturnos, como el jabalí y el tejón, depredaron principalmente por la noche, mientras que aves y mamíferos diurnos actuaron durante el día. Estos resultados destacan la necesidad de considerar la actividad temporal de los depredadores y la disponibilidad de recursos en el diseño de estrategias de conservación.

Palabras clave: aves acuáticas; espacios protegidos; fototrampeo; humedal; riesgo de depredación

Predation of artificial nests of ducks in the Tablas de Daimiel National Park: Species involved and temporal dynamics

Abstract: Resource pulses are brief and temporary events of high resource availability in an ecosystem, such as water, nutrients, or food, which can significantly affect population dynamics and species interactions. This study examined the predation of artificial duck nests in the Tablas de Daimiel National Park, aiming to identify predator species and assess their impact on the availability of these resources. To achieve this, 30 artificial nests containing six eggs each were placed and monitored for 28 days using camera traps. The analysis of the obtained images allowed for the identification of predator species, while a Generalized Linear Model (GLM) was used to evaluate differences in predation times among species. The results revealed that 73.3% of the nests were predated, with partial predation occurring in 20% of the cases. Identified predator species included the red fox, wild boar, Eurasian badger, Egyptian mongoose, magpie, and western marsh harrier. The red fox and wild boar were the fastest predators to locate and consume the nests, with average predation times of 3.6 and 7.7 days, respectively, while the magpie took longer (11.9 days). Nocturnal mammals, such as the wild boar and badger, primarily predated at night, while diurnal birds and mammals acted during the day. These findings highlight the need to consider predator temporal activity and resource availability in the design of conservation strategies.

Keywords: waterfowl; protected areas; camera trapping; wetland; predation risk

Introducción

Aunque algunos recursos pueden estar disponibles a lo largo de todo el año, otros se concentran en un periodo de tiempo específico o en un espacio determinado (Ostfeld y Keesing 2000; Jentsch y White 2019). Los eventos en los que los recursos aparecen en alta disponibilidad respecto a otro momento dado, de forma predecible o no, se denominan pulsos de recursos (*resource pulse*, como se conoce en inglés; Yang et al. 2008). Muchas especies oportunistas con una dieta generalista pueden aprovechar estos pulsos de recursos. Por ejemplo, carnívoros como el oso negro americano (*Ursus americanus*) incorpora en gran proporción bellotas en su dieta los años en que hay una elevada productividad de este fruto (McDonald y Fuller 2005). En el caso del zorro ártico (*Vulpes lagopus*), se ha detectado un menor consumo de huevos de ánsar nival (*Chen caerulescens*) cuando la abundancia de otras presas es media o elevada, ajustando su dieta a la disponibilidad de recursos que aparecen en pulso (Careau et al. 2008).

Los recursos en pulso pueden influir en el funcionamiento de los ecosistemas a nivel individual, poblacional y comunitario (Nowlin et al. 2008). Esto adquiere especial relevancia en aquellos entornos conformados por hábitats singulares en relación con la conservación del ecosistema y de las especies que en él habitan, como son los humedales. Tanto a nivel europeo como en la península ibérica, los humedales se han reducido y degradado significativamente desde inicios del siglo pasado debido a causas antrópicas, como la desecación, la extracción excesiva de agua, la contaminación por nutrientes derivados de la agricultura intensiva, el desarrollo agrícola y los efectos del cambio climático (Villar-Argáiz et al. 2022; van Dam et al. 2023). Este fenómeno es especialmente alarmante en el caso de humedales de importancia internacional, como el Parque Nacional de Tablas de Daimiel (PNTD), que a pesar de la sobreexplotación de sus recursos hídricos y de la consecuente reducción de su superficie inundable, sigue albergando algunas de las principales poblaciones reproductoras de aves amenazadas en España, entre ellas especies en peligro crítico como el avetoro (*Botaurus stellaris*), el porrón pardo (*Aythya nyroca*), la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) y la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) (Thorup 2006; Wetlands International 2012). En primavera, durante la época de reproducción, las aves asociadas a estos ecosistemas y los huevos que colocan en sus nidos suponen un recurso trófico clave para depredadores (O'Donnell et al. 2015).

Diversos trabajos en Europa han evaluado la depredación de nidos de especies que nidifican en el suelo. Carpio y colaboradores (2016) analizaron la depredación sobre nidos de aves limícolas en distintos hábitats (humedales y bosque boreales) en Suecia. Este trabajo encontró una tasa de depredación del 59.2% de los nidos artificiales empleados, destacando la depredación por zorro rojo (*Vulpes vulpes*), tejón (*Meles meles*), jabalí (*Sus scrofa*), así como especies de aves (principalmente córvidos). Otro estudio en humedales del norte de Europa (Holopainen et al. 2020) mostró una tasa de depredación del 45% destacando la urraca (*Pica pica*), la corneja cenicienta (*Corvus cornix*) y el perro mapache (*Nyctereutes procyonoides*). Elmberg et al. (2009) compararon la supervivencia de nidos simulados en 30 humedales, de los cuales 14 correspondían a humedales mediterráneos y 16 a boreales, encontrando que la tasa de depredación era mayor en los humedales mediterráneos en comparación con los boreales, y en áreas con mayor densidad de nidos, especialmente en los primeros días de incubación. Purger y Mészáros (2006) encontraron en humedales de Hungría que la reducción en los niveles de agua alrededor de los nidos aumentaba el acceso a depredadores como el jabalí, lo que incrementaba la depredación. En este trabajo después de la semana 1, el 80% de los nidos estaban intactos, después de 2 semanas solo el 46%, y después de 3 y 4 semanas, solo el 2% permaneció sin daños.

Debido a que la depredación es uno de los factores que determina el declive en el éxito reproductivo de estas aves, la evaluación de las tasas de depredación en los nidos así como identificar los principales depredadores potenciales de las especies en estos entornos singulares, permitiría obtener resultados que proporcionarían una base sólida para la implementación de medidas de gestión y conservación efectivas que aseguraran la persistencia de estas especies en este humedal, actualmente en decadencia.

Bajo este contexto, el objetivo principal de este estudio fue caracterizar la depredación de nidos de anátidas en un humedal, concretamente en el Parque Nacional de Tablas de Daimiel (España). Específicamente, se pretende *i*) estimar la tasa de depredación de nidos y huevos; *ii*) identificar a las especies depredadoras y sus patrones de consumo (hora, proporción de consumo de nido); y *iii*) evaluar el tiempo que están disponibles los nidos hasta su consumo por parte de los depredadores (tiempo de eliminación). En contextos de altas tasas de depredación y pérdida de hábitats singulares como los humedales, es esencial comprender las dinámicas depredador-presa y los factores que influyen en la vulnerabilidad de los nidos para poder diseñar e implementar estrategias de conservación más efectivas.

Material y métodos

Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (PNTD), localizado en la provincia de Ciudad Real (Castilla-La Mancha, España; Fig. 1). El PNTD fue creado en 1973, declarado Reserva de la Biosfera e incluido en el Convenio Ramsar en 1982. Es uno de los escasos representantes del ecosistema de tabla fluvial, que se forma por el desbordamiento del río (o ríos) en sus tramos medios, donde la pendiente es escasa. El PNTD tiene una superficie total de 3030.0 ha, y una zona periférica de protección de 4337.3 ha. Además, se encuentra rodeado de cultivos, principalmente de regadío.

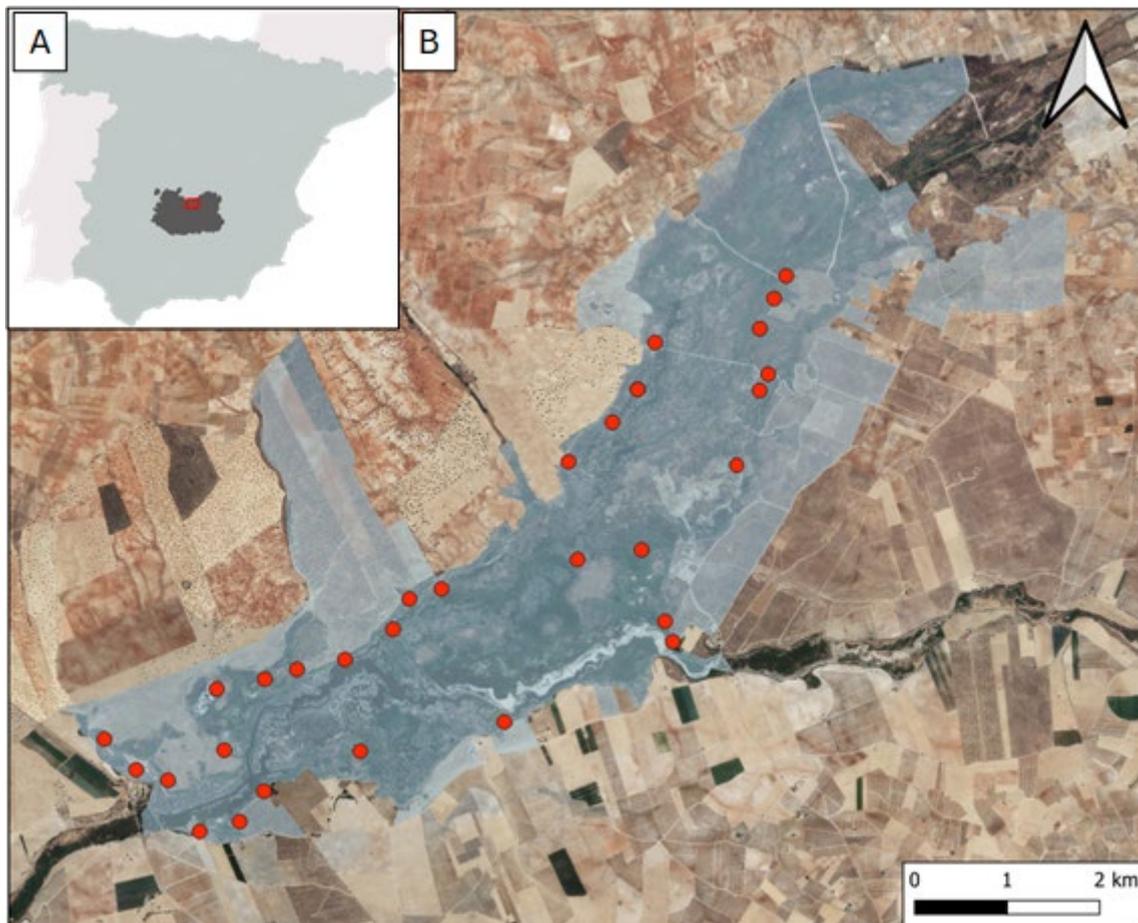


Figura 1. (A) Ubicación de la provincia de Ciudad Real (gris oscuro) y el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (cuadro rojo) en España. (B) Límites del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (sombreado azul) y localización de los nidos artificiales colocados (puntos rojos).

Figure 1. (A) Location of the Ciudad Real province (dark gray) and the Tablas de Daimiel National Park (red square) in Spain. (B) Boundaries of the Tablas de Daimiel National Park (blue shading) and location of the artificial nests placed (red dots).

La declaración de Parque Nacional se estableció como medida de protección con el fin de frenar la desecación propuesta para este enclave, así como proteger a las especies ligadas a estos ecosistemas, desde anfibios y reptiles a mamíferos y aves. Entre las especies de mamíferos del PNTD destacan el jabalí y el corzo (*Capreolus capreolus*) entre los ungulados, junto con diversas especies de carnívoros como el zorro rojo, el tejón, el meloncillo (*Herpestes ichneumon*), la comadreja (*Mustela nivalis*), la gineta (*Genetta genetta*) y el gato montés (*Felis silvestris*). En términos de conservación es particularmente relevante la comunidad de aves en este enclave, ya que acoge a gran diversidad de especies migradoras y residentes. La avifauna del PNTD más destacable la componen especies de anátidas como el pato colorado (*Netta rufina*), el silbón europeo (*Mareca penelope*), la cerceta común (*Anas crecca*), el pato cuchara (*Spatula clypeata*), el ánade friso (*Mareca strepera*) o el ánade azulón (*Anas platyrhynchos*). También aparecen especies de ardeidas, como la garza real (*Ardea cinerea*) y la imperial (*Ardea purpurea*); rapaces, como el aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*), o córvidos, como la urraca. Cabe destacar la presencia de especies amenazadas como el escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*), el porrón pardo (*Aythya nyroca*) y la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*).

Colocación y monitorización de los nidos

Para llevar a cabo el experimento, simulamos artificialmente nidos de anátidas ($N_{\text{nidos}} = 30$) durante su época reproductora (aunque varía entre especies, se extiende desde marzo a julio, [Del Hoyo et al. 1992](#); [Fournier et al. 2021](#)). La localización general de los nidos se decidió junto con los responsables del parque, para no acceder a ninguna de las zonas acotadas por motivos de conservación. El punto concreto en que se colocó cada nido se decidió en el campo conociendo el nivel del agua, ya que era necesario colocarlos próximos a la orilla, y en este ecosistema el nivel del agua varía según la precipitación caída en la cuenca. Los nidos quedaron separados 549.2 ± 64.9 m (media \pm error estándar) del nido más cercano (mínimo: 76.2 m; máximo: 1588.2 m). Los nidos simulados fueron contruidos con material del alrededor (ramas, palos, juncos, hojas secas...) a una distancia máxima de 15 metros respecto al nivel del agua en el momento de la colocación del nido (media \pm error estándar: 2.9 ± 0.6 ; mediana: 1.5 metros). Se llegó a la localización de los nidos a pie, evitando la creación de vías de acceso a los nidos. Los nidos los creamos colocando seis huevos blancos de gallina en el suelo (en dos casos se colocaron cuatro huevos por motivos logísticos), próximos a la orilla ($N_{\text{huevos}} = 176$; [Fig. A1](#) del Anexo). Los huevos fueron colocados por un máximo de dos personas

y con guantes, para reducir al máximo el posible rastro humano. Los 30 nidos artificiales estuvieron colocados durante 28 días durante dos periodos: los veinte primeros nidos fueron colocados el 15 de abril, y los diez restantes el 13 de junio. La vegetación que rodea el humedal incluye carrizo (*Phragmites australis*), junco (*Juncus* spp.), taray (*Tamarix gallica*) y chopo blanco (*Populus alba*), variando la predominancia de cada especie en las distintas zonas. La altura media de la vegetación alrededor de los nidos fue de 2.3 ± 0.2 metros.

A una distancia de entre medio metro y un metro de cada nido artificial se colocó una cámara de fototrampeo (Browning Strike Force HD Pro X modelo BTC-5HDPX) unida a una estaca de madera a una altura de entre 50 y 80 cm (según la profundidad necesaria para fijar la estaca) apuntando desde arriba oblicuamente hacia los huevos con una separación menor de 1.5 metros, quedando estos en el centro de la imagen. Las cámaras fueron programadas para tomar tres fotografías separadas por 0.3 segundos al detectar movimiento durante las 24 horas del día, dejando tres minutos de descanso entre ráfagas para evitar la saturación de fotos de un mismo evento. Estuvieron colocadas 28 días, para simular el periodo de incubación promedio de las aves acuáticas (Fredrickson y Reid 1988; Baldassarre y Bolen 2006). En el momento que se recogieron las cámaras, los nidos fueron revisados para comprobar en caso de que hubiese habido depredación, si ésta fue total (todos los huevos depredados) o parcial (menos huevos depredados de todos los disponibles).

Análisis de las imágenes

Las fotografías fueron procesadas inicialmente en el software DeepFaune (Rigoudy et al. 2023), proyecto colaborativo que permite el reconocimiento automático mediante inteligencia artificial de imágenes de fauna silvestre. Una vez identificada la fauna silvestre que visitaba los nidos y clasificadas, se extrajeron los datos temporales, para establecer el tiempo de eliminación, es decir, el número de días desde su colocación hasta su depredación.

Análisis estadístico

Para conocer el tiempo que los nidos artificiales están disponibles hasta que son depredados (i.e., tiempo de eliminación), llevamos a cabo un Modelo Lineal Generalizado (GLM, por sus siglas en inglés) con una distribución de error Poisson y una función de enlace "identity". La variable dependiente fue el número de días hasta que fue depredado el nido artificial. La variable independiente incluida en el modelo fue la especie depredadora identificada, siendo un factor de tres niveles (jabalí, zorro rojo y urraca). Aquellas especies que identificamos en un único evento de depredación no fueron incluidas en el GLM, como fueron el tejón, el meloncillo y el aguilucho lagunero occidental.

En caso de depredación por parte de más de un depredador, consideramos únicamente al primero que accede al nido, ya que no podemos excluir la posibilidad que la detección por parte del segundo depredador se deba a haber identificado el recurso a través del primer depredador que accedió. Posteriormente se llevó a cabo un test *post hoc* para determinar entre qué niveles del factor depredadores se encontraron diferencias significativas. El análisis estadístico se realizó con el paquete "stats" y el software R (R Core Team 2022).

Resultados

Se produjeron eventos de depredación en el 73.3% de los nidos artificiales (N=22), mientras que el 26,7% restante de los nidos no fueron depredados. Además, algunos de los nidos fueron depredados parcialmente (N=6), es decir, no se consumieron todos los huevos disponibles en el nido, siendo depredados el 59.1% de los huevos disponibles.

Especies identificadas y depredadoras de nidos

Las cámaras de fototrampeo permitieron identificar que la depredación de los huevos de los nidos artificiales en el PNTD se llevó a cabo por cuatro especies de mamíferos y dos especies de aves. Entre los mamíferos identificados como depredadores encontramos el zorro rojo, el jabalí, el tejón y el meloncillo, apareciendo en un 43.3% de los nidos. También identificamos eventos de depredación por parte de ratas y ratones (6.7% de los nidos), que en todos los casos lo hacían tras haber sido alguno de los huevos abierto por otro depredador (debido a su incapacidad para consumirlos sin la facilitación de otros depredadores (no contabilizamos estos eventos). Las aves que depredaron fueron la urraca y el aguilucho lagunero occidental, apareciendo en un 30.0% de los nidos (Fig. 2A y Fig. A2 del Anexo). El jabalí y el tejón únicamente depredaron durante horas nocturnas, mientras que el meloncillo, el aguilucho lagunero y la urraca solo aparecieron depredando durante el día. En el caso del zorro rojo, encontramos eventos de depredación tanto durante las horas diurnas como nocturnas (Tabla A1 del Anexo).

En algunos casos, los depredadores consumían solo una parte de los huevos del nido al que accedían (Fig. 2B), quedando el resto disponible para otros depredadores que acababan consumiendo la totalidad de los huevos. Esto ocurrió en un 10.0% de los nidos artificiales. En otros casos, estos nidos parcialmente depredados no fueron consumidos posteriormente por ningún otro depredador, como sucedió en el 13.3% del total de los nidos.

Además de los eventos de depredación, en algunos casos aparecieron depredadores como el meloncillo y la urraca en nidos con huevos disponibles, pero sobre los que no depredaron (un caso registrado para cada una de estas especies). Otra especie que intenta depredar huevos de los nidos artificiales, pero no lo logra, es la comadreja (un caso registrado).

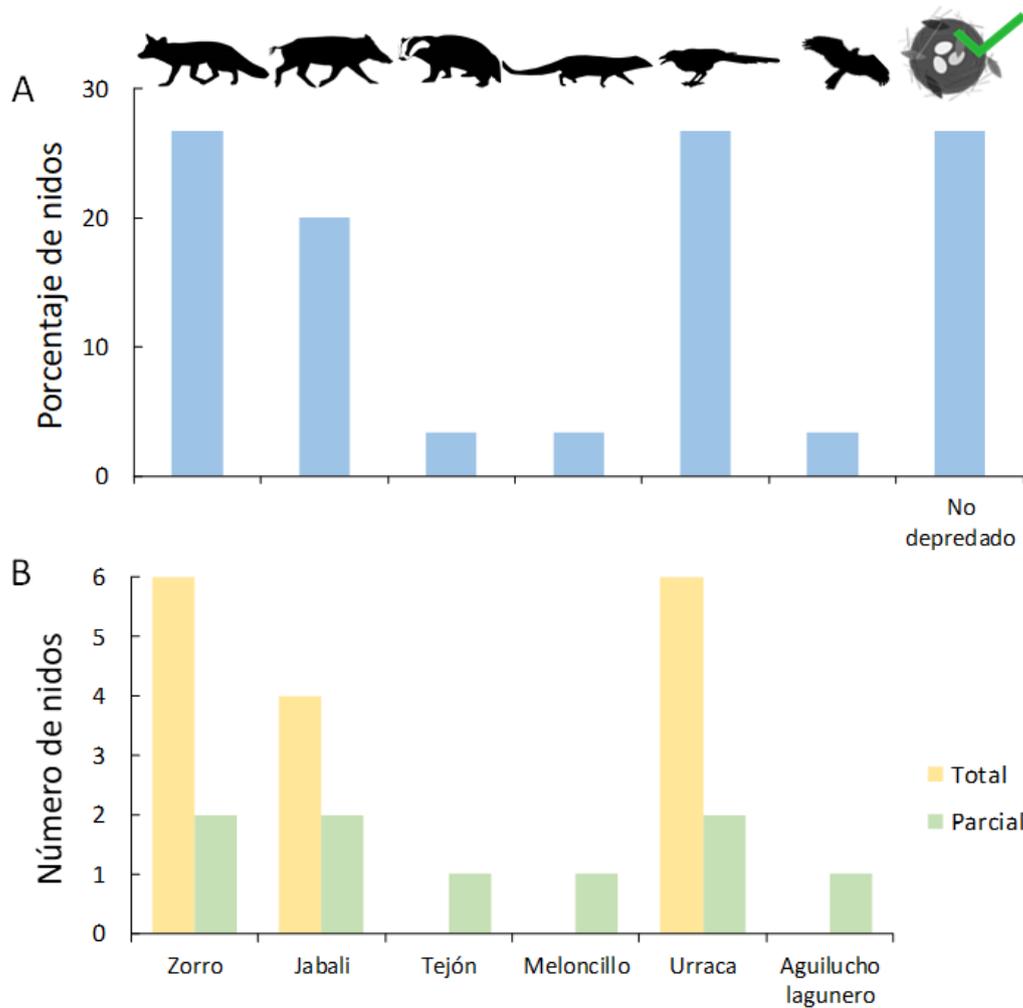


Figura 2. (A) Porcentaje de nidos depredados por cada especie y no depredados. (B) Número de nidos en los que cada especie ha depredado huevos, diferenciando aquéllos en los que la depredación conllevó la eliminación de todos los huevos del nido (depredación total), y aquéllos en los que se consumían uno o más huevos, pero no la totalidad (depredación parcial).

Figure 2. (A) Percentage of predated nests by species, and non-predated nests. (B) Number of nests in which each species predated eggs, including those in which predation event implied total consumption of the nest (total predation), and those in which not all available eggs were consumed (partial predation).

Disponibilidad de los nidos y su depredación

Los nidos no depredados estuvieron disponibles los 28 días que permanecieron en el medio. En el caso de los nidos depredados, el número de días transcurridos hasta su depredación (considerando como depredación el primer evento de consumo de algún huevo por parte de algún depredador) varió en función de la especie depredadora (Tabla 1). De acuerdo con nuestros resultados, hubo diferencias significativas en el tiempo de eliminación entre los distintos depredadores incluidos en el modelo (Fig. 3). Los nidos artificiales fueron depredados a los 8.5 ± 6.3 días desde que fueron colocados. El zorro rojo es el depredador que antes localiza y depreda los nidos desde su colocación (3.6 ± 4.3 días), seguido por el jabalí (7.7 ± 4.0 días) y la urraca (11.9 ± 6.8 días).

Tabla 1. Resultado del Modelo Lineal Generalizado (GLM, por sus siglas en inglés) para evaluar el tiempo de eliminación (días) del nido artificial. EE: error estándar. La especie 'jabalí' fue utilizada como el nivel de referencia para el factor especies.

Table 1. Result of the Generalized Linear Model (GLM) fitted for testing the removal time (days). SE: standard error. The species 'wild boar' was used as the reference level for the species factor.

Variable predictora	Estima	EE	Valor z	p
Intercepto	7.7	1.1	6.8	<0.001
Urraca	4.2	1.7	2.4	0.02
Zorro rojo	-4.1	1.4	-2.9	<0.001

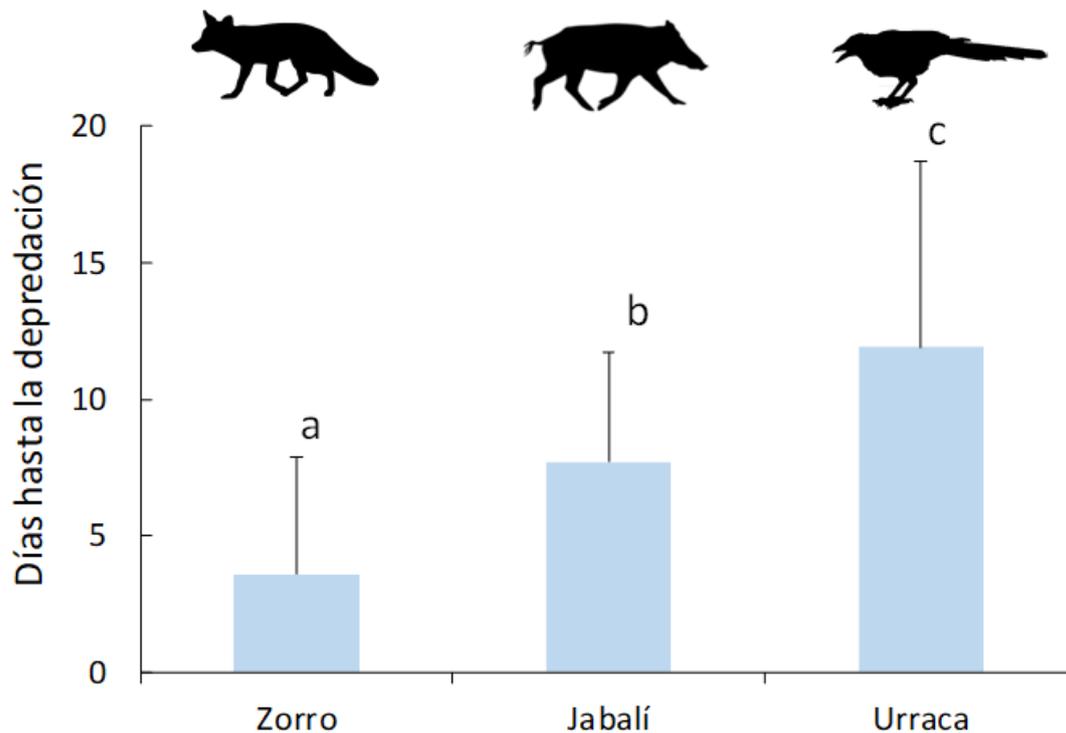


Figura 3. Número de días promedio que las principales especies depredadoras tardan en localizar y depredar sobre los nidos artificiales. Las barras indican el error estándar. Las diferencias significativas entre el tiempo de eliminación de cada depredador vienen indicadas por las letras (a, b, c).

Figure 3. Average number of days it takes for the main predator species to locate and prey on the artificial nests. Bars indicate standard error. Significant differences among predation time by species are indicated by letters (a, b, c).

Discusión

El carácter oportunista de algunos depredadores les permite explotar los recursos disponibles en función de su abundancia en cada momento (Barrull y Mate 2015). En este trabajo, los principales depredadores detectados en el humedal PNTD consumieron nidos artificiales, colocados para simular los de anátidas, aprovechando este recurso en pulso cuando está disponible.

Se detectó la depredación total o parcial en el 73.3% de los nidos artificiales, principalmente por tres especies generalistas (zorro rojo, jabalí y urraca), siendo además las únicas que consumieron en algún caso todos los huevos del nido. Además, se identificó que un 10% de los nidos artificiales fueron depredados por más de una especie. Estos resultados sugieren que, cuando los nidos son parcialmente depredados por un primer depredador, los rastros olfativos podrían contribuir a que otros depredadores secundarios localicen el nido y consuman el recurso todavía disponible (Holopainen et al. 2020). De hecho, el consumo por parte de ratones y ratas que hemos detectado únicamente se dio cuando un primer depredador dejó restos de huevo en las cáscaras rotas. Estos resultados concuerdan con los encontrados por Coates et al. (2008) que encontraron que los roedores visitaron con frecuencia los nidos, pero ninguno consumió huevos. Sin embargo, consumieron cáscaras de huevos y restos después de la depredación por otro depredador.

El resto de los nidos no fueron depredados (26.7%), a pesar de estar en condiciones que facilitan este proceso ecológico, como la ausencia de progenitores que defiendan el nido de depredadores durante la nidificación (Kleindorfer et al. 2005). Por ello, la tasa de depredación que estimamos en este experimento podría estar indicando la tasa máxima de depredación que puede darse sobre los nidos, ya que la depredación se vería reducida en aquellos casos en que el nido sea protegido (Smith y Edwards 2018). Además, la localización de los nidos también influye en su probabilidad de detección y, por tanto, de depredación y efectividad de la defensa por los progenitores (Mérö y Žuljević 2017). Aunque los nidos artificiales pretendían simular la realidad, es posible que no reunieran todos los requisitos que las aves acuáticas necesitan para ubicar sus nidos, dado que debían ser accesibles para los investigadores. A pesar de haber sido colocados en zonas con características similares a las de los nidos reales, las limitaciones de acceso pudieron hacer que no siempre fueran las más representativas, lo que podría haberlos hecho más conspicuos y, en consecuencia, haber incrementado la probabilidad de depredación.

Entre los depredadores que fueron detectados consumiendo huevos de los nidos artificiales hubo especies como el jabalí y el tejón que únicamente aparecieron de noche. Sin embargo, el meloncillo, el aguilucho lagunero y la urraca tan solo fueron detectados de día. Esta segregación temporal concuerda con trabajos previos sobre la ecología de estas especies, siendo el jabalí y el tejón de hábitos nocturnos (Rosalino et al. 2005; Brivio et al. 2017), mientras que el meloncillo o las aves son depredadores diurnos (Palomares y Delibes 1993; Blázquez et al. 2009). En cambio, el zorro rojo aparece tanto durante las horas

diurnas como nocturnas. La actividad del zorro rojo se concentra en horas crepusculares y nocturnas a lo largo del año, pero durante la primavera, momento en el que tuvo lugar el experimento, su actividad puede aumentar durante el día (Pascual-Rico et al. 2023). Debemos mencionar que hubo potenciales depredadores presentes en el PNTD que no fueron detectados depredando sobre los nidos artificiales. Por ejemplo, la gineta y el gato montés son especies que habitan el PNTD, sin embargo, son especies poco abundantes (Carrasco-Redondo 2014), lo que dificulta su detectabilidad mediante el uso de herramientas como el fototrampeo. Además, en el caso de la gineta, a pesar de que es una especie que puede incorporar el consumo de huevos en su dieta, es una especie que prefiere zonas de cobertura vegetal leñosa, que es un hábitat distinto al que albergaba los nidos artificiales (Camps 2015).

Los eventos de depredación de los nidos artificiales tuvieron lugar en los primeros 20 días desde la colocación del nido, variando el tiempo en que es depredado según la especie. En contraposición a lo encontrado en estudios previos (Mori et al. 2021), en este trabajo fueron el zorro rojo y el jabalí las especies que antes depredan sobre los nidos artificiales, siendo la urraca la especie que más tarda en depredar. La discrepancia entre nuestros resultados y los hallazgos de Mori et al. (2021) podría explicarse por las diferencias en el tipo de hábitat. Mori realizó su estudio en un hábitat mediterráneo más abierto, donde los nidos son más fácilmente visibles para depredadores visuales, como la urraca (Møller 1989), que tienden a localizar los nidos rápidamente. En cambio, nuestro estudio se llevó a cabo en un entorno más cerrado, como áreas de carrizo, donde los nidos son menos visibles. En estos hábitats más densos, los mamíferos con un sentido del olfato más agudo tienen ventaja para encontrar los nidos antes (Krüger et al. 2018) respecto a las urracas que, a pesar de tener olfato, tienen más dificultades para localizarlos o tardan más en hacerlo (Molina-Morales et al. 2020). Un aspecto a tener en cuenta es la posibilidad de haber creado accesos o “pasillos” en el hábitat al colocar los nidos artificiales, que podría aumentar el riesgo de depredación de los nidos. Sin embargo, de acuerdo con Ibáñez-Álamo et al. (2012), este efecto no se da, o incluso se reduce la depredación en el caso de algunos grupos de aves.

No podemos descartar que la depredación pueda suponer un riesgo para el éxito reproductivo de algunas aves (Roos et al. 2018), en nuestro caso acuáticas, particularmente en escenarios de alta abundancia de depredadores (Carpio et al. 2014; Mori et al. 2021). Aunque la depredación es un proceso ecosistémico natural, cambios en el hábitat y en la comunidad de vertebrados debido a causas humanas pueden alterar la presión de los depredadores sobre sus presas (Ritchie y Johnson 2009). Sería necesario un monitoreo de las poblaciones de depredadores para conocer la evolución de sus poblaciones, y evaluar si existe un efecto significativo sobre poblaciones de aves amenazadas en nuestra área de estudio. En caso de considerar necesario intervenir, existen diversas propuestas para la protección de los nidos frente a la depredación, por ejemplo, mediante barreras físicas (Gautschi et al. 2024). Además, la alteración y destrucción del hábitat es una de las principales causas del declive poblacional que están experimentando algunas de estas especies de aves (International Wader Study Group 2003). De acuerdo con Evans (2004) existe una relación entre la depredación y la alteración del hábitat que pueden afectar al descenso poblacional de estas aves. Por ello, para la conservación de las especies afectadas puede tratarse de controlar los impactos de los depredadores a través de la gestión del hábitat.

La evaluación de la depredación sobre los nidos artificiales empleando las cámaras de fototrampeo, simulando el recurso en pulso que suponen en el ecosistema, nos permite determinar los principales depredadores existentes en el PNTD. El desarrollo tecnológico que han experimentado las cámaras de fototrampeo durante las últimas décadas ha facilitado el monitoreo de la fauna silvestre y el estudio del funcionamiento de los ecosistemas de forma muy efectiva y causando una baja perturbación, permitiendo evaluar la tasa de depredación de nidos artificiales por distintos depredadores (Carpio et al. 2016; Holopainen et al. 2020).

En conclusión, este estudio proporciona una visión detallada sobre los depredadores de nidos de anátidas en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, revelando una compleja interacción entre diversas especies. La identificación de los principales depredadores y la evaluación de su actividad temporal ofrecen información valiosa para el manejo y la conservación de estas aves acuáticas en un ecosistema tan delicado. A medida que el conocimiento sobre las dinámicas de depredación se expande, es crucial que se continúen desarrollando e implementando medidas basadas en evidencia para asegurar la preservación efectiva de estas especies y el equilibrio ecológico del ecosistema.

Contribución de los autores

Mario Sebastián-Pardo: Investigación, Redacción – borrador original. Antonio Carpio: Adquisición de fondos, Conceptualización, Redacción – revisión y edición. Eduardo Laguna: Investigación, Redacción – revisión y edición. Eva de la Peña: Investigación, Análisis. Roberto Pascual-Rico: Conceptualización, Investigación, Administración del proyecto, Redacción – revisión y edición.

Disponibilidad de los datos

Los datos de este estudio están disponibles en el repositorio digital Zenodo:
https://zenodo.org/records/14998558?token=eyJhbGciOiJIUzUxMiJ9.eyJpZCI6ImQ5NjIzMGU5LTUwZGYtNDJjZi1hNmUyLWVhODlmOWYxMzEyYSIsImRhdGEiOiJ0ZTE1ZTc0YTcxMDJhNzZwMzZjMDRlOGIwNDJjYyJ9.MD9q5iceY1KfgXeiSp0GkJMcSmgaSyaegBfu7TzwD24ayRLE2KXEboqF_BzEclj0_k3UOpmtVOZft4aFr_SSYA

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

MSP ha sido financiado por un contrato predoctoral para personal investigador en formación en el marco del Plan Propio de I+D+i, cofinanciada por el Fondo Social Europeo Plus (FSE+) (2023-PRED-21315). Durante el trabajo de campo y escritura del manuscrito EdP ha sido financiada por un contrato 'Juan de la Cierva' (FJC2020-046302-I) financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea (NextGenerationEU). RPR ha sido financiado por FJC2020-045938-I/MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y European Union "NextGenerationEU"/"PRTR". Este trabajo fue financiado por el proyecto SBPLY/23/180225/000163 de la Junta de Castilla-La Mancha.

Agradecemos a Carlos Antonio Ruíz de la Hermosa y a Juan Cirilo Felipe por su ayuda y buena disposición para llevar a cabo el trabajo de campo.

Los autores/as declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

- Baldassarre, G.A., Bolen, E.G. 2006. *Waterfowl Ecology and Management*. Krieger Publishing Company, Malabar, USA. 580 pp.
- Barrull, J., Mate, I. 2015. *El zorro*. Monografías Zoológicas, Serie Ibérica, Vol. 3. Tundra Ediciones, Almenara, España. 430 pp.
- Blázquez, M., Sanchez-Zapata, J.A., Botella, F., Carrete, M., Eguía, S. 2009. Spatio-temporal segregation of facultative avian scavengers at ungulate carcasses. *Acta Oecologica* 35(5): 645-650. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2009.06.002>
- Brivio, F., Grignolio, S., Brogi, R., Benazzi, M., Bertolucci, C., Apollonio, M. 2017. An analysis of intrinsic and extrinsic factors affecting the activity of a nocturnal species: the wild boar. *Mammalian Biology* 84: 73-81. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.01.007>
- Camps, D. 2015. *La gineta*. Monografías Zoológicas, Serie Ibérica, Vol.2. Tundra Ediciones, Almenara, España. 275 pp.
- Careau, V., Lecomte, N., Bêty, J., Giroux, J.F., Gauthier, G., Berteaux, D. 2008. Hoarding of pulsed resources: Temporal variations in egg-caching by arctic fox. *Ecoscience* 15(2): 268-276. <https://doi.org/10.2980/15-2-3097>
- Carpio, A.J., Guerrero-Casado, J., Tortosa, F.S., Vicente, J. 2014. Predation of simulated red-legged partridge nests in big game estates from South Central Spain. *European Journal of Wildlife Research* 60: 391-394. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0786-8>
- Carpio, A.J., Hillström, L., Tortosa, F.S. 2016. Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. *European Journal of Wildlife Research* 62: 423-430. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1016-y>
- Carrasco-Redondo, M. 2014. *Guía de visita Parque Nacional Las Tablas de Daimiel*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/ceneam/recursos/materiales/guia-tablas_tcm30-68595.pdf
- Coates, P.S., Connelly, J.W., Delehanty, D.J. 2008. Predators of greater sage-grouse nests identified by video monitoring. *Journal of Field Ornithology* 79(4): 421-428. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2008.00189.x>
- Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. 1992. *Handbook of the birds of the world (Vol. 1)*. Lynx ediciones, Barcelona, Spain.
- Elmberg, J., Folkesson, K., Guillemain, M., Gunnarsson, G. 2009. Putting density dependence in perspective: nest density, nesting phenology, and biome, all matter to survival of simulated mallard *Anas platyrhynchos* nests. *Journal of Avian Biology* 40(3): 317-326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-048X.2008.04543.x>
- Evans, K.L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146(1): 1-13. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00231.x>
- Fredrickson, L.H., Reid, F.A. 1988. Waterfowl management handbook. *Fish and Wildlife Leaflet* 13(1): 1.
- Fournier, A., Lancaster, J.D., Yetter, A.P., Hine, C.S., Beckerman, T., Figge, J., et al. 2021. Nest success and nest site selection of wetland birds in a restored wetland system. *Avian Conservation & Ecology* 16(1). <https://doi.org/10.5751/ACE-01782-160106>
- Gautschi, D., Čulina, A., Heinsohn, R., Stojanovic, D., Crates, R. 2024. Protecting wild bird nests against predators: A systematic review and meta-analysis of non-lethal methods. *Journal of Applied Ecology* 61(6): 1187-1198. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14619>
- Holopainen, S., Väänänen, V.M., Fox, A.D. 2020. Artificial nest experiment reveals inter-guild facilitation in duck nest predation. *Global Ecology and Conservation* 24: e01305. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01305>
- Ibáñez-Álamo, J.D., Sanllorente, O., Soler, M. 2012. The impact of researcher disturbance on nest predation rates: a meta-analysis. *Ibis* 154(1): 5-14. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01186.x>
- International Wader Study Group. 2003. Are waders world-wide in decline? Reviewing the evidence. In: *Annual conference of the International Wader Study Group, Cadiz, Spain, 25-28 September 2003*. *Wader Study Group Bulletin* 101/102. Available at: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/iwsgb/v101-102/p0008-p0012.pdf>
- Jentsch, A., White, P. 2019. A theory of pulse dynamics and disturbance in ecology. *Ecology* 100(7): e02734. <https://doi.org/10.1002/ecy.2734>
- Kleindorfer, S., Fessl, B., Hoi, H. 2005. Avian nest defence behaviour: assessment in relation to predator distance and type, and nest height. *Animal Behaviour* 69(2): 307-313. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2004.06.003>
- Krüger, H., Väänänen, V.M., Holopainen, S., Nummi, P. 2018. The new faces of nest predation in agricultural landscapes—a wildlife camera survey with artificial nests. *European Journal of Wildlife Research* 64(6): 76. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1233-7>
- McDonald Jr, J.E., Fuller, T.K. 2005. Effects of spring acorn availability on black bear diet, milk composition, and cub survival. *Journal of Mammalogy* 86(5): 1022-1028. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2005\)86\[1022:EOSAAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)86[1022:EOSAAO]2.0.CO;2)
- Mérő, T.O., Žuljević, A. 2017. Nest position and reed density influence nest defence behaviour of Great Reed Warbler. *Ethology Ecology & Evolution* 29(1): 94-101. <https://doi.org/10.1080/03949370.2015.1081295>
- Møller, A.P. 1989. Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos*: 240-246. <https://doi.org/10.2307/3565342>
- Molina-Morales, M., Castro, J., Albaladejo, G., Parejo, D. 2020. Precise cache detection by olfaction in a scatter-hoarder bird. *Animal Behaviour* 167, 185-191. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2020.07.002>
- Mori, E., Lazzeri, L., Ferretti, F., Gordigiani, L., Rubolini, D. 2021. The wild boar *Sus scrofa* as a threat to ground-nesting bird species: an artificial nest experiment. *Journal of Zoology* 314(4): 311-320. <https://doi.org/10.1111/jzo.12887>
- Nowlin, W.H., Vanni, M. J., Yang, L. H. 2008. Comparing resource pulses in aquatic and terrestrial ecosystems. *Ecology* 89(3): 647-659. <https://doi.org/10.1890/07-0303.1>

- O'Donnell, C.F., Clapperton, B.K., Monks, J.M. 2015. Impacts of introduced mammalian predators on indigenous birds of freshwater wetlands in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 39(1): 19-33. www.jstor.org/stable/26198691
- Ostfeld, R.S., Keesing, F. 2000. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends in ecology & evolution* 15(6): 232-237. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01862-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01862-0)
- Palomares, F., Delibes, M. 1993. Key habitats for Egyptian mongooses in Doñana National Park, south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 30: 752-758. <https://doi.org/10.2307/2404253>
- Pascual-Rico, R., Rodríguez, R.P., Martínez-García, J.A. 2023. Comportamiento espacial de depredadores translocados para control biológico: el caso del zorro rojo en el sureste ibérico. *Ecosistemas* 32(2): 2409. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2409>
- Purger, J.J., Mészáros, L.A. 2006. Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous Ducks *Aythya nyroca*. *Bird Conservation International* 16(4): 309-316. <https://doi.org/10.1017/S0959270906000451>
- R Core Team. 2022. *R: A language and environment for statistical computing* (version 4.3.3). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: www.R-project.org/.
- Rigoudy, N., Dussert, G., Benyoub, A., Besnard, A., Birck, C., Boyer, J., Bollet, Y., et al. 2023. The DeepFaune initiative: a collaborative effort towards the automatic identification of European fauna in camera trap images. *European Journal of Wildlife Research* 69(6): 113. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01742-7>
- Ritchie, E.G., Johnson, C.N. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology letters* 12(9): 982-998. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01347.x>
- Roos, S., Smart, J., Gibbons, D.W., Wilson, J.D. 2018. A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK. *Biological Reviews* 93(4): 1915-1937. <https://doi.org/10.1111/brv.12426>
- Rosalino, L., Macdonald, D., Santos-Reis, M. 2005. Activity rhythms, movements and patterns of sett use by badgers, *Meles meles*, in a Mediterranean woodland. *Mammalia* 69(3-4): 395-408. <https://doi.org/10.1515/mamm.2005.031>
- Smith, P.A., Edwards, D.B. 2018. Deceptive nest defence in ground-nesting birds and the risk of intermediate strategies. *PLoS One* 13(10): e0205236. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205236>
- Thorup, O. 2006. *Breeding waders in Europe 2000*. International Wader Study Group, Thetford, UK. 142 pp.
- van Dam, A.A., Fennessy, M.S., Finlayson, C.M. 2023. What's driving wetland loss and degradation? En: Gell, P.A., Davidson, N.C., Finlayson, C.M. (eds), *Ramsar Wetlands: Values, assessment, management*, pp. 259-306. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817803-4.00012-7>
- Villar-Argáiz, M., Medina-Sánchez, J.M., Biddanda, B.A. 2022. National parks in Spain are failing to protect wetlands. *Frontiers in Ecology & the Environment* 20(8). <https://doi.org/10.1002/fee.2559>
- Wetlands International. 2012. *Waterbird Population Estimates, Fifth Edition. Summary Report*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. Disponible en: <https://www.wetlands.org/download/4594/?tmstv=1741086523>
- Yang, L.H., Bastow, J.L., Spence, K.O., Wright, A.N. 2008. What can we learn from resource pulses. *Ecology* 89(3): 621-634. <https://doi.org/10.1890/07-0175.1>

Anexo / Appendix



Figura A1. **A** y **B** son ejemplos de nidos artificiales colocados en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel. **C.** Nido artificial consumido totalmente por depredadores (ausencia de huevos). **D.** Nido artificial parcialmente depredado.

Figure A1. **A** and **B** are instances of artificial nests placed in the Tablas de Daimiel National Park. **C.** Artificial nest totally predated (no eggs). **D.** Artificial nest partially predated.

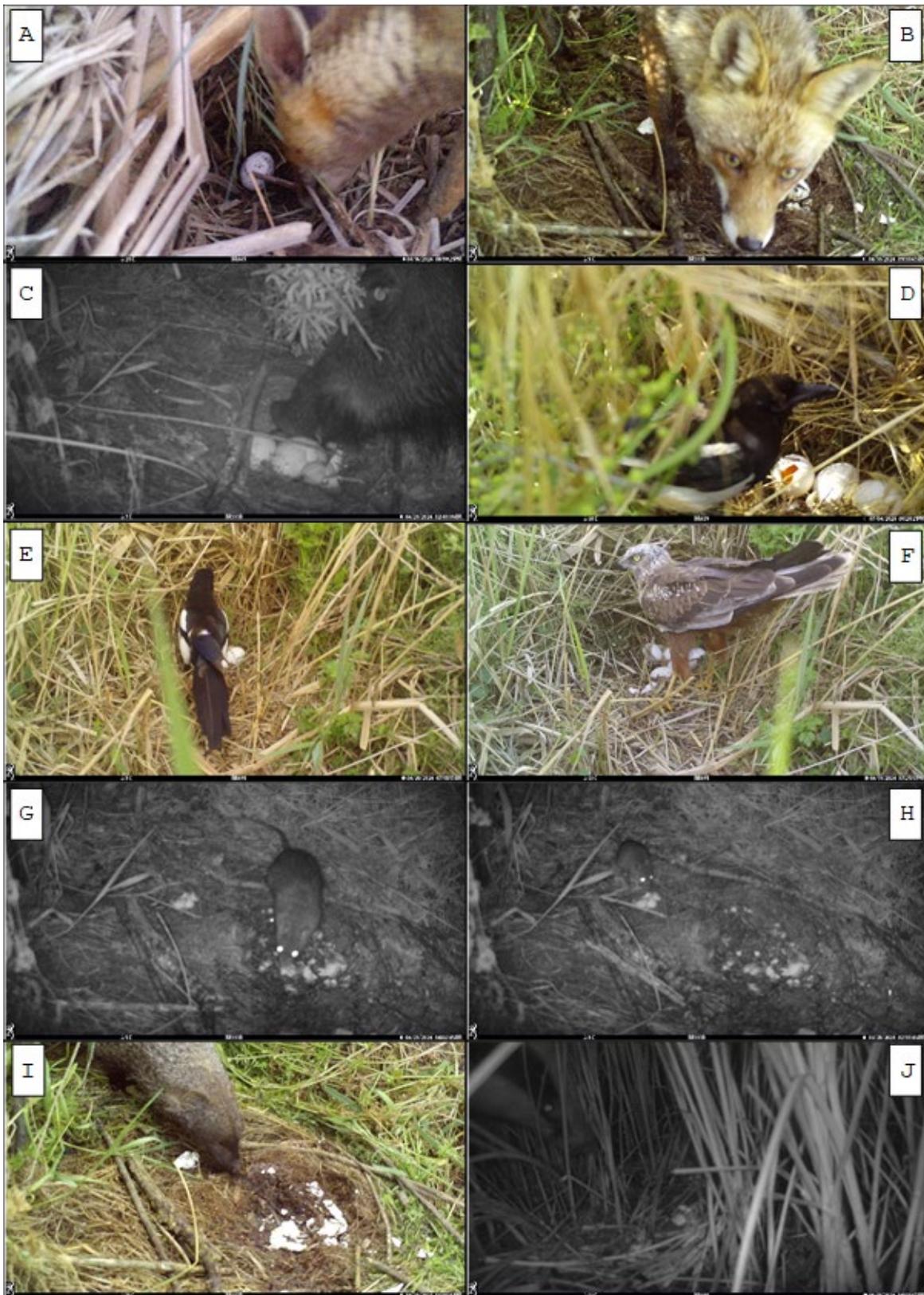


Figura A2. Depredadores captados en los nidos. **A y B** imágenes de zorro rojo en dos nidos artificiales. **C** jabalí depredando huevos durante la noche. **D** urraca depredando huevos durante el día. **E y F** muestran un mismo nido depredado por urraca y aguilucho lagunero occidental, respectivamente. **G y H** muestran un consumo por parte de rata y ratón, respectivamente, de los restos de huevos dejados por otro depredador previamente. **I y J** muestra un meloncillo y un tejón, respectivamente, visitando un nido ya depredado.

Figure A2. Predators in the artificial nests. **A and B** are red fox pictures in two artificial nest. **C** wild boar is consuming eggs at night. **D** magpie predated eggs at daytime. **E and F** show the same artificial nest predated by magpie and western marsh harrier, respectively. **G and H** show a rat and a mouse consuming eggs after other species predated previously this artificial nest. **I and J** show an Egyptian moongoose and a badger, respectively, in predated artificial nests.

Tabla A1. Horas del día en las que aparecieron los depredadores en los nidos. En naranja se indican los eventos de depredación, en verde aquellos eventos en los que no se efectúa la depredación. Las horas en azul indican que era de noche; en amarillo las horas de día.

Table A1. Time in which predators appeared in the nests. In orange it is indicated predation, in green when predator appeared but predation did not happen. In blue it is indicated at nighttime; in yellow daytime.

	Hora (24h)																							
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Zorro																								
Jabalí																								
Tejón																								
Meloncillo																								
Comadreja																								
Urraca																								
Aguilucho lagunero																								