

Tras los rastros del lobo ibérico: dieta y marcaje territorial de la especie en león

María Mallo Robla¹

¹ Graduada en Biología. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales. Universidad de León. Email: mmallr00@estudiantes.unileon.es

Resumen

Este trabajo analiza la dieta del lobo ibérico en los alrededores de la ciudad de León (Castilla y León, España), cuantificando el consumo de presas silvestres y animales domésticos por parte de la especie. Se busca describir la importancia de cada presa, comparar los datos con los del año anterior para la misma zona de estudio y comprender los componentes temporales y espaciales del marcaje territorial del lobo. El estudio se realizó en zonas humanizadas cercanas a León mediante cuatro recorridos de muestreo. Un equipo de siete personas recolectó excrementos de lobo cada 15 días entre noviembre de 2023 y abril de 2024. Se siguió un protocolo estandarizado, que incluía la identificación preliminar de pelos en el excremento, fotografías georreferenciadas y recolección parcial de los excrementos para la posterior identificación de las presas presentes en los mismos. Los resultados más relevantes en relación con la dieta apuntan al consumo preferente de jabalíes y corzos, con una presencia pequeña de animales domésticos. Por otro lado, los patrones de marcaje territorial mostraron variaciones estacionales y espaciales, con una tendencia a utilizar los cruces de caminos como puntos estratégicos para la deposición de excrementos. Se resalta además la importancia de comprender el comportamiento territorial y la ecología trófica del lobo en un ambiente humanizado, como información básica para la gestión de la especie.

Palabras clave

cruces de caminos, ecología trófica, lobo ibérico, marcaje territorial, ungulados silvestres

Introducción

Los grandes carnívoros, especies como lobos (*Canis lupus*), osos (*Ursus* spp.) y los grandes felinos (*Panthera* spp.), desempeñan una función importante en los ecosistemas al regular el tamaño de población tanto de sus presas directas, a través de la depredación, como de otros carnívoros de menor tamaño (Ray, 2015; Shrotriya *et al.*, 2022). El lobo gris (*Canis lupus*) es el gran carnívoro más ampliamente distribuido en el mundo y uno de los depredadores apicales (situa-

do en la parte superior de las cadenas tróficas) más importantes debido a su función estabilizadora y sanitaria en el ecosistema (Ripple *et al.*, 2014; Torres *et al.*, 2015; Tanner *et al.*, 2019; Ordiz *et al.*, 2020).

Como otros grandes carnívoros, el lobo es una especie elusiva y difícil de estudiar en libertad, por lo que una de las aproximaciones más habituales consiste en su seguimiento a través de la recogida y análisis de sus excrementos (Torres *et al.*, 2015). El conteo de indicios de presencia de la especie, tales como excrementos, huellas, rascaduras, etc., permite obtener información sobre su ecología trófica (Barja, 2009), además de ser un método indirecto de estimar su abundancia (Ordiz y Llana, 2010).

Esta metodología es posible debido a que los lobos son el clásico ejemplo de carnívoros territoriales. El “territorialismo” se produce cuando un animal defiende una parte de su “home range” o área de campeo, es decir el espacio que utilizan a lo largo del año para alimentarse, reproducirse y criar a sus cachorros (Harrington y Asa, 2003). Este comportamiento de marcaje consiste en la delimitación de su territorio mediante diferentes marcas visuales como los excrementos, la orina y las secreciones glandulares. Uno de los patrones más comunes observados en carnívoros es la deposición de heces en sustratos elevados (Barja *et al.*, 2005) y en cruces de caminos (Barja *et al.*, 2004), probablemente para maximizar su detección por otros individuos.

Los grandes carnívoros, incluido el lobo, tienen requerimientos espaciales elevados (Ordiz *et al.*, 2011) por lo que el aumento de la población humana y la expansión de sus actividades ha llevado a la invasión de zonas antaño salvajes, exacerbando así los conflictos con la vida silvestre y especialmente con los grandes carnívoros (Nyhus, 2016). A su vez, son numerosos los estudios que describen la adaptación de los lobos en paisajes humanizados, donde son capaces de sobrevivir probablemente gracias a una alta plasticidad ecológica y de comportamiento (Kuijper *et al.*, 2016, 2024; Zanni *et al.*, 2023). No obstante, tienden a evitar a los humanos y sus actividades (Ordiz *et al.*, 2011; Vicedo *et al.*, 2023). Los lobos explotan este tipo de ambientes a pesar del riesgo de mortalidad, siempre y cuando el entorno sea favorable desde una perspectiva alimenticia (Muhly *et al.*, 2019; Zanni *et al.*, 2023)

Los lobos son considerados depredadores generalistas-oportunistas (Becker *et al.*, 2008) ya que consumen cualquier presa vulnerable disponible en su territorio. Tienden a seleccionar las presas más abundantes (selección apostática, Yearsley, 2003), pero esta pauta se ve influenciada por los cambios en la disponibilidad de las mismas (Mattioli *et al.*, 2011; Guimarães *et al.*, 2022). A pesar de que el lobo en Europa consume preferentemente ungulados silvestres, también consume pequeños mamíferos, peces, aves y plantas (Newsome *et al.*, 2016), e incluso recursos antropogénicos, como la basura (Meriggi y Lovari, 1996; Nores *et al.*, 2008) y el ganado (Ciucci y Boitani, 1998; Torres *et al.*, 2015). La

depredación del ganado constituye precisamente una de las principales fuentes de conflicto con las actividades humanas (Torres *et al.*, 2015).

A pesar de la persecución humana y como consecuencia la rarefacción de sus poblaciones, los lobos han recolonizado en las últimas décadas parte de su distribución histórica, tanto en Norteamérica como en Europa, y actualmente son uno de los grandes carnívoros con mayor rango de presencia (Kaczensky *et al.*, 2012; Cimatti *et al.*, 2021).

Por el contrario, las poblaciones de lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) compartidas entre España y Portugal no han experimentado esta misma tendencia reciente. A mediados del siglo XIX estaban ampliamente distribuidos por la Península Ibérica (Clavero *et al.*, 2023) pero al igual que en el panorama europeo, la persecución humana provocó un gran declive en la primera mitad del siglo XX, alcanzando su mínimo poblacional hacia 1970 (Chapron *et al.*, 2014). Desde su nadir y probablemente con el inicio de su protección legal, se favoreció la recuperación parcial de la población (Blanco *et al.*, 1992). A pesar de lo cual, el número de manadas no ha variado mucho desde el primer censo realizado entre 1986-1988 y se estima que actualmente es de aproximadamente 300 grupos reproductores (Torres y Fonseca, 2016; Salado *et al.*, 2024), por lo que el ritmo de recuperación inicial se ha estancado en comparación con otras poblaciones europeas (Quevedo *et al.*, 2019; Ordiz *et al.*, 2022). La reciente incorporación en 2021 de todas las poblaciones de lobo en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESPRE) ha supuesto la homogeneización de su situación legal, ya que anteriormente era una especie susceptible de gestión cinegética al norte del río Duero (Ordiz *et al.*, 2022). El lobo es una especie cuya gestión genera mucho interés y el estudio de su dieta es muy relevante, especialmente en un territorio como León (Castilla y León, España) donde se encuentran aproximadamente 54 de las 179 manadas presentes a nivel autonómico (MAGRAMA, 2016).

A partir del análisis de los excrementos de lobo es posible obtener información detallada sobre su dieta e identificar posibles conflictos con actividades humanas, como la depredación de ganado, ayudando así a desarrollar estrategias de manejo más efectivas para la conservación del lobo. Con el doble objetivo de conocer mejor el uso de recursos alimenticios y examinar el comportamiento de marcaje del lobo en paisajes humanizados, se realiza este estudio en áreas cercanas a la ciudad de León.

Objetivos

Este trabajo tiene como objetivos analizar la dieta del lobo ibérico en los alrededores de la ciudad de León, cuantificando el consumo de presas silvestres y animales domésticos. Además, se busca comparar los resultados con los datos del año anterior para identificar posibles cambios. Otro objetivo es estudiar la variación estacional y espacial en los patrones de marcaje durante ambos años, utilizando el índice kilométrico de abundancia (IKA). Finalmente, se evaluará si

existe una selección específica en la ubicación de los excrementos, en contraste con la posibilidad de que este proceso sea aleatorio.

Material y Métodos

Área de estudio

El trabajo de campo se realizó en los alrededores de la ciudad de León. Inicialmente se plantearon 6 recorridos de muestreo, coincidiendo con las rutas realizadas el año anterior. No obstante, dichos recorridos se redujeron finalmente a 4 debido a que dos de las zonas habían sufrido distintas perturbaciones y no se encontraba la cantidad esperada de indicios de la especie, o incluso no se constató su presencia. Todos los recorridos se efectuaron por caminos y pistas forestales pertenecientes a las siguientes zonas: Carrizo de la Ribera – Rioseco de Tapia (nombrados a lo largo del texto como Azadón y Espinosa); Pinares de Camposagrado y Rabizo; Castrillino y Garfín.

Recolección de muestras

Se analizaron excrementos recogidos por un equipo de 7 personas entre noviembre de 2023 y abril de 2024. Los recorridos de muestreo se realizaron a pie cada 15 días, debido a que este tipo de marcaje olfativo parece servir como método duradero (2-3 semanas) para señalar la presencia de un grupo reproductor (Harrington y Asa, 2003). En las primeras ocasiones, se descartaron excrementos antiguos para evitar sesgar los datos y obtener valores inflados en el índice kilométrico de abundancia (IKA; Ordiz y Llaneza, 2010). La identificación de los excrementos de lobo en campo se basó en su tamaño, forma, contenido, olor y posición, aunque las muestras dudosas fueron clasificadas como “cánido” por la posibilidad de que pertenecieran a perros.

El protocolo consistió en: (1) análisis preliminar del excremento, (2) etiquetado con número de muestra, fecha y ruta, (3) fotografía georreferenciada con la app “Timestamp Camera”, (4) registro en la ficha de campo, y (5) recolección de dos tercios del excremento. Como los lobos marcan su territorio con excrementos, la recolección total podría interferir en esta función, especialmente en cruces de caminos u otros puntos clave (Barja *et al.*, 2004). Para minimizar esta perturbación, se dejaron restos de los excrementos en el mismo lugar, esparciéndolos para evitar dobles conteos en futuros muestreos.

Procesamiento de las muestras en laboratorio

Se extrajeron con pinzas un promedio de 5-10 pelos de cada muestra que se sumergieron en una solución de agua jabonosa durante 3 minutos y se dejaron secar en papel de filtro durante 5 minutos para eliminar los restos de materia orgánica. La identificación de especies se realizó, siempre que fue posible, macroscópicamente con lupas binoculares y claves dicotómicas (Barja *et al.*, 2020). La pos-

terior comparativa con pieles disecadas de la colección del área de Zoología de la Universidad de León permitió corroborar el análisis preliminar. No obstante, con aquellas muestras más problemáticas se empleó la determinación microscópica de los patrones cuticulares (Barja *et al.*, 2020). Las preparaciones se realizaron aplicando una capa fina de laca sobre un portaobjetos para a continuación disponer al menos 5 de los pelos extraídos de la muestra. Tras 15 minutos se retiraron los pelos y se analizaron las improntas cuticulares mediante un microscopio óptico, comparándolas con las presentes en el texto de referencia (Barja *et al.*, 2020).

Análisis de datos

La composición de la dieta fue expresada en términos de frecuencia de ocurrencia (FO), es decir, se calculó el porcentaje de aparición de cada presa en las muestras fecales. Se analizaron los datos de los periodos 2022-23 (N=188) y 2023-24 (N=197). Las especies consumidas se agruparon en cuatro categorías principales: ungulados silvestres, ungulados domésticos, otras especies e indeterminados.

Para evaluar si se habían producido cambios en la proporción de especies consumidas durante los dos periodos de estudio se compararon las frecuencias de ocurrencia calculadas para las especies más abundantes en función del mes, recorrido y año. Como la variable porcentaje no seguía una distribución normal (Shapiro-Wilk normality test, $W = 0,88822$, $p\text{-value} < 0,0001$), se optó por un modelo lineal generalizado.

Asimismo, se analizaron también diferencias en la distribución de indicios a lo largo de diferentes recorridos y estaciones, transformando los datos en índices kilométricos de abundancia (IKA) para homogeneizar el esfuerzo de muestreo. La comparación incluyó solo recorridos y meses comunes a ambos años. Se optó de nuevo por un modelo lineal generalizado dado que la variable respuesta (IKA) no se ajustó a una distribución normal (Shapiro-Wilk normality test $W = 0,90724$, $p\text{-value} < 0,0002$)

Otro de los componentes del marcaje que se estudió fue la posible preferencia de los lobos por depositar sus excrementos en cruces de caminos, para ello se utilizaron una serie de modelos lineales generalizados con diferentes combinaciones de variables biológicamente plausibles. Se definió como cruce el área resultante de la intersección de dos o más caminos, para lo que se consideró un área de influencia de en torno a 40 m de radio.

En todos los casos se incluyeron varios modelos alternativos para intentar explicar la variación de cada variable respuesta con diferentes combinaciones de variables predictoras. La selección de los mejores modelos se llevó a cabo utilizando el criterio de información de Akaike (AIC) y Delta AIC (ΔAIC) para comparar modelos anidados (Akaike, 1974). Los modelos con una diferencia de AIC menor o igual a 2 se consideraron equivalentes. Para interpretar los efectos de las variables predictoras sobre la variable respuesta se utilizaron la magnitud del efecto (β) y los intervalos de confianza al 95 % (Du Prel *et al.*, 2009).

El análisis de datos y las gráficas se elaboraron usando RCommander (Fox, 2024) y RStudio (R Core Team, 2024).

Resultados

Análisis de la dieta: Frecuencia de ocurrencia y biomasa ingerida

El consumo de presas silvestres (sobre todo, jabalí y corzo) es mayoritario en todos los recorridos independientemente del año de estudio. El jabalí es el animal con mayor representación en las muestras recogidas, con una frecuencia de ocurrencia media del 43,33 % en 2023 y del 56,19 % en 2024. Además, es la presa más consumida en todos los recorridos, a excepción de Rabizo en 2023 (FO=25 %). El corzo es la segunda especie más consumida, con porcentajes medios del 22,24 % en 2023 y de 26,75 % en 2024.

La evaluación del cambio en la proporción de especies consumidas se llevó a cabo mediante modelos lineales generalizados, escogiendo aquel con menor valor de AIC (df= 55; R²=0,20; AIC=560,13), que solo tiene en cuenta variable Año. Los resultados resaltan que el periodo de estudio 2024 afectó positivamente a la FO de jabalí en comparación con los datos de 2023. En ninguno de los casos los intervalos de confianza incluyen el cero, por lo que el efecto de la variable es concluyente **Tabla 1**.

Tabla 1. Tamaño del efecto (β) y del error estándar (SE) de las variables independientes sobre la variable respuesta FO % de jabalí, obtenidas a partir del modelo lineal generalizado con menor valor de AIC. Se especifican los intervalos de confianza para los coeficientes individuales con un nivel de confianza del 95 % (95 % CI).

Variabes	β	SE	95 % CI
Intercept	30,068	6,121	[18,069; 42,057]
2024	32,077	8,438	[15,552; 48,602]

La proporción de ungulados domésticos fue mucho menor que la de presas silvestres. Durante el periodo de muestreo 2023-2024 (**Figura 2**), el porcentaje de excrementos con pelos de caballo fue de un 4,06 %, y dada la dificultad para identificar pelos de animales domésticos se incluye en dicho porcentaje la proporción de pelos clasificada como “indeterminada”, con el fin de considerar el posible error derivado de la casuística anterior. No obstante, esta proporción es mayor en los datos recogidos durante 2022-2023 (**Figura 1**) elevándose hasta un 17,84 % si se considera como porción doméstica la categoría de “indeterminada”, o bien del 11,89 % si se excluyen estos últimos. Además, en 2022-2023 se encontraron algunos pelos de oveja, vaca y caballo, mientras que en 2023-2024 sólo se hallaron crines de caballo (n= 3 excrementos del total).

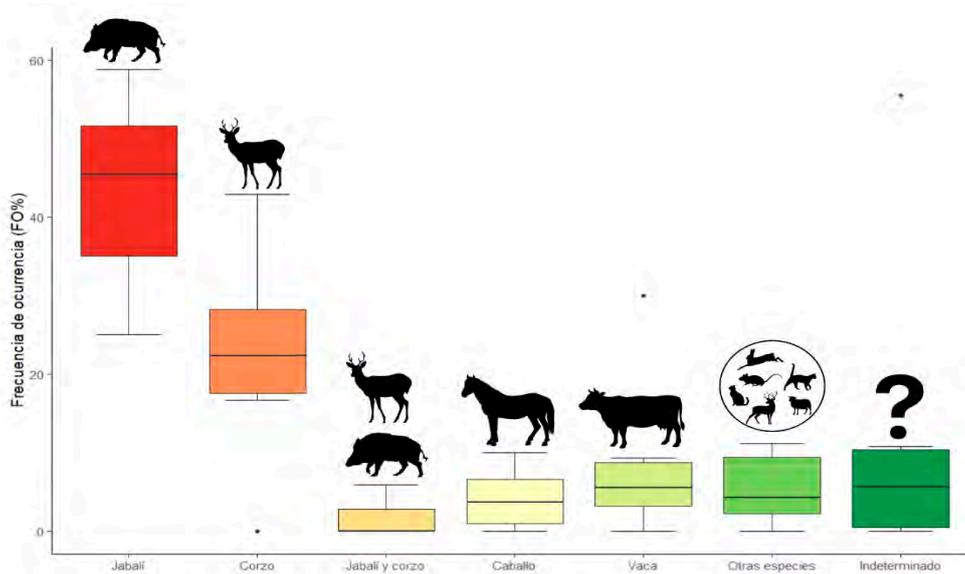


Figura 1. Porcentaje de la frecuencia de ocurrencia total para cada especie identificada en excrementos de lobo correspondientes al periodo 2022-23. La caja representa el rango intercuartílico (IQR) que abarca del primer cuartil (Q1) al tercer cuartil (Q3). La línea dentro de la caja (Q2) es la mediana de las frecuencias de todos los recorridos. Los puntos representan valores atípicos. **Nota:** En la categoría de “Otras especies” se incluyen: liebre (0,015 %), gato montés (0,010 %), oveja (0,005 %), ciervo (0,005 %), ratón (0,005 %) y gato doméstico (0,005 %).

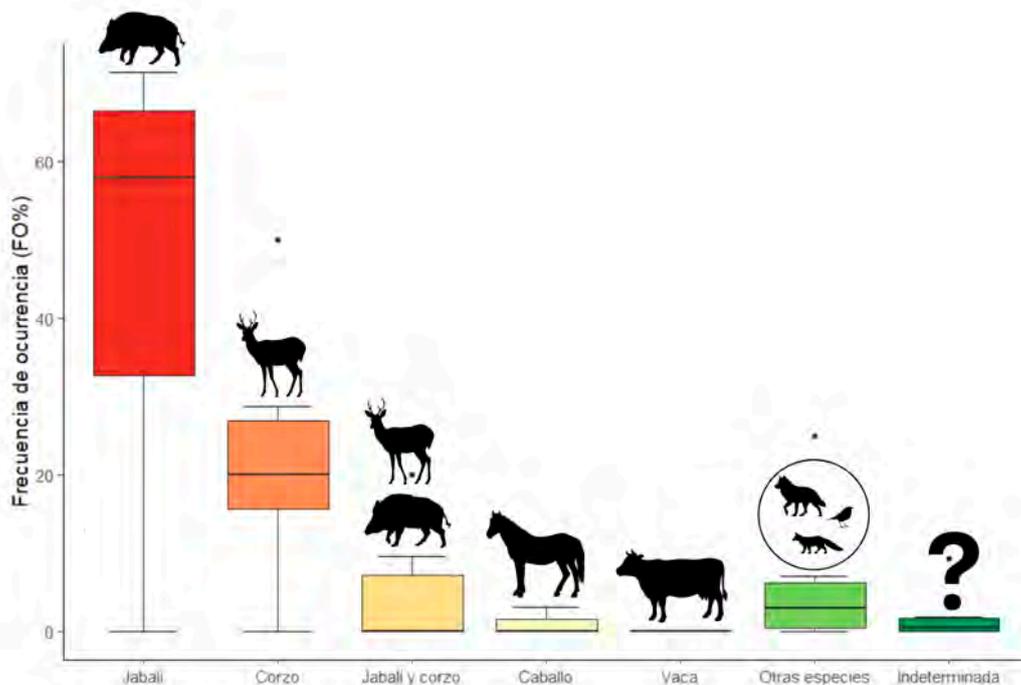


Figura 2. Porcentaje de la frecuencia de ocurrencia total para cada especie identificada en excrementos de lobo correspondientes al periodo 2023-24. **Nota:** En la categoría de

“Otras especies” se incluyen: zorro (0,015 %), paseriforme (0,010 %) y lobo (0,005 %).

Variación estacional de los patrones de marcaje

El análisis de los índices kilométricos de abundancia (IKAs) para ambos años permitió determinar diferencias entre las zonas de muestreo y las quincenas (df= 9; R²=0,379; AIC=60,229) (**Figura 3**).

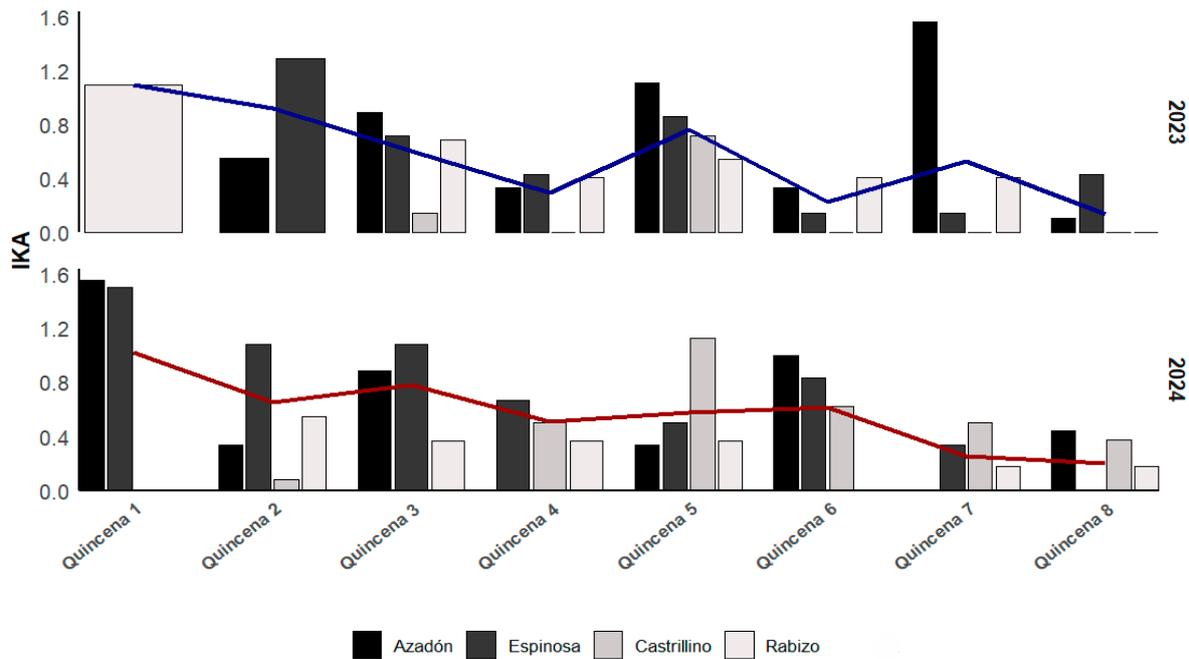


Figura 3. Valores del índice kilométrico de abundancia (IKA) para las diferentes quincenas en función del recorrido de muestreo. Se muestran los datos recabados durante 2023 y los de 2024. Las líneas de tendencia (azul y rojo) son la media conjunta de los IKAs del total de recorridos para cada quincena, se obtienen con el objetivo de facilitar la interpretación.

Los recorridos de Azadón y Espinosa, son los que acumulan más indicios, en detrimento de Rabizo y Castrillino donde el IKA fue menor. El intervalo de confianza del 95 % alrededor de los tamaños del efecto (β) de estas covariables no incluyó el 0 ([-0,517; -0,090] y [-0,527; -0,082]), es decir, el signo de su efecto sobre el IKA fue claro. Con el paso del tiempo, el IKA fue disminuyendo, especialmente a partir de principios de abril (quincena 7). No obstante, los intervalos de confianza del 95 % de la quincena 2 y de la 5 incluyeron el valor 0 ([-0,690; 0,163] y [-0,555; 0,229]), es decir, el efecto fue menos concluyente en ese periodo.

Selección específica de la ubicación de los excrementos

Se encontraron más excrementos en cruces de caminos que lejos de éstos (**Figura 4**).

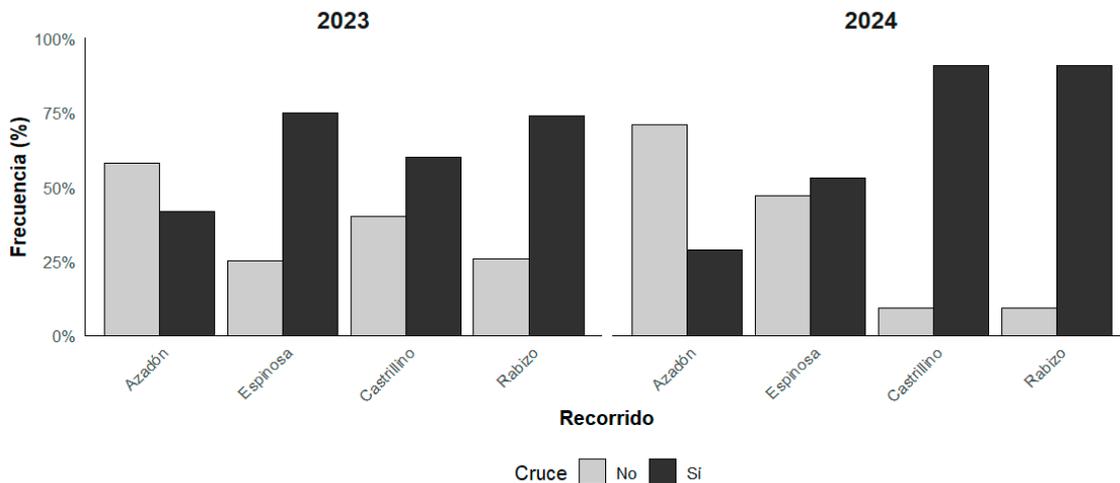


Figura 4. El análisis preliminar de los datos detectó un porcentaje bastante similar de excrementos de lobo localizados en cruces en 2023 (60 %) y 2024 (54,5 %) y fuera de ellos (40 % y 45,5 %, respectivamente). A excepción de Azadón, el porcentaje de excrementos en cruces es mayor que fuera de ellos en todos los recorridos.

El modelo lineal generalizado que mejor explica la variación observada es el que incluye las variables mes, recorrido, año y sustrato ($df= 8$; $R^2=0,15$; $AIC=325,48$). No obstante, el resultado fue más claro en unos meses que en otros. La variación estacional no parece tener un efecto concluyente sobre la probabilidad de hallar indicios en cruces, porque en todos los meses el intervalo de confianza al 95 % incluye el 0. Por el contrario, la probabilidad de encontrar los indicios en cruces varió en los distintos recorridos. En ninguno de los intervalos de confianza hay solapamiento con el 0 por lo que el tipo de recorrido tiene una influencia más decisiva sobre la localización de los excrementos. En el modelo también se evalúa la influencia de las variables “año” y “sustrato”; “año” parece tener un efecto negativo, pero no concluyente ($[-0,830; 0,385]$), sobre la probabilidad de encontrar los excrementos en cruces mientras que si el excremento se localiza en un lugar elevado o sobre vegetación es menos probable que se localice en un cruce ($[-2,438; -0,763]$).

Discusión

El estudio sobre la dieta del lobo ibérico en los alrededores de la ciudad de León revela una fuerte dependencia de ungulados silvestres, básicamente jabalí y corzo, por tanto, en línea con lo que ya se ha descrito en numerosos estudios sobre el lobo en la Península Ibérica (Cuesta *et al.*, 1991; Figueiredo *et al.*, 2020; Barja *et al.*, 2023). El hecho de que la gran mayoría de restos identificados corresponda a presas salvajes sugiere que el lobo puede jugar en nuestros ecosistemas una función similar a la documentada en otras zonas de su área de distribución, incluyendo la regulación de poblaciones de ungulados (Ripple *et al.*, 2014; Ordiz

et al., 2021; Shrotriya *et al.*, 2022). Además de añadir información local sobre la ecología de la especie, estos resultados reiteran que los lobos apenas utilizan animales domésticos en su dieta, en contra de lo que pueda parecer con el “conflicto” que a menudo se cierne sobre la especie y los daños que supuestamente causa a la ganadería (Fernández-Gil *et al.*, 2016).

El jabalí es la especie más frecuentemente encontrada en los excrementos, con un notable aumento del 13 % en la frecuencia de aparición con respecto a los datos de 2022-2023, lo que lo consolida como la presa más representada en todos los recorridos, a excepción de Rabizo. Aunque este aumento podría ser debido a un incremento de la población de esta especie, no tenemos datos demográficos para confirmarlo, por lo que sería necesario incluir la disponibilidad de presas en los análisis realizados, así como prolongar el estudio más años para confirmar, eventualmente, esa tendencia. El corzo, por su parte, también mantiene una representación reseñable, con un promedio del 22,24 % en 2023 y del 26,75 % en 2024.

Por el contrario, las especies domésticas aparecen aún con menor frecuencia en los excrementos analizados en 2024, siendo los pelos de caballo los más comunes, lo que en último término denota el bajo uso de ese tipo de especies por parte del lobo en la zona de estudio. No obstante, sería necesario contrastar estos datos con los registros de daños al ganado, ya que no se conoce si realmente los restos analizados fueron depredados o consumidos de manera oportunista a partir de una carroña. En cualquier caso, haber encontrado que la mayor parte de la dieta del lobo en el área de estudio se basa en especies silvestres sugiere que éstas se encuentran en buen estado y que los lobos interactúan esencialmente con presas silvestres, no domésticas.

En lo referente a los patrones de marcaje territorial, se observan variaciones estacionales y espaciales en la cantidad de excrementos recogidos. Se ha documentado que los grupos familiares dejan el doble de marcas en los bordes de distribución de su territorio en comparación con el centro, lo que da como resultado un cuenco olfativo (Harrington y Asa, 2003). Este comportamiento permite el mantenimiento y la defensa del territorio, y se ve intensificado en el caso de los individuos reproductores (Llaneza *et al.*, 2014). Es posible que la zona por la que se realizaron los recorridos de Azadón y Espinosa sea un borde del territorio de dos grupos reproductores (así lo creen de hecho algunos agentes ambientales de la zona), lo que podría explicar la mayor proporción de marcas olfativas y por ende un esfuerzo de marcaje mayor en esos recorridos, en comparación con Rabizo y Castrillino, en los cuales la presión por la defensa del territorio quizá sea menor.

Los análisis también sugieren una disminución general en los indicios a partir de enero, con una caída más pronunciada en abril (**Figura 3**). Este patrón puede estar influenciado por el ciclo reproductivo de los lobos. En España la época de apareamiento de los lobos va de finales de enero hasta abril, y los naci-

mientos ocurren desde abril hasta junio. Dado que el periodo común de estudio para ambos años tiene su inicio en enero, es probable que este pico en el número de excrementos recogidos se deba a una intensificación del marcaje como consecuencia del celo. Posteriormente se va reduciendo hasta la época de partos. Esta explicación encajaría de hecho con los resultados obtenidos, que denotan una caída en el número de indicios encontrados y por tanto en los IKAs obtenidos (**Figura 3**).

Los lobos muestran una preferencia por depositar excrementos en sitios elevados o en lugares estratégicos donde la probabilidad de detección por otros individuos es máxima, como es el caso de las intersecciones de caminos (Barja *et al.*, 2004). Inicialmente el análisis preliminar de los datos arrojaba una preferencia de marcaje en los cruces (**Figura 4**), aunque la proporción era menor de la esperada. No obstante, solo en el recorrido de Azadón se invertía la tendencia de marcaje descrita, mientras que en Castrillino, Rabizo y Espinosa se observa más el marcaje en cruces. Es posible que los lobos marquen más, no solo en cruces, cuando la competencia por el territorio es elevada, diluyendo de ese modo la selección por cruces y marcando más en general a lo largo de las vías por las que se desplazan, sobre todo si suponen una “frontera” entre territorios contiguos (Peters y Mech, 1975). Este fenómeno podría explicar que en Azadón se hayan encontrado más excrementos fuera de cruces en ambos periodos de estudio. Así como la estacionalidad es un componente importante en cuanto a la intensidad del marcaje, es menos concluyente en el caso de la selección de la ubicación de los excrementos. Barja *et al.* (2004) sugieren que los cruces son puntos estratégicos de comunicación y marcaje territorial para los lobos, independientemente de la época.

Implicaciones para la conservación

El continuo crecimiento de la población humana mundial está creando una presión sin precedentes sobre la biodiversidad en general y sobre los grandes carnívoros en particular (Ferrão da Costa *et al.*, 2024). Los elevados requerimientos espaciales de estas especies, unidos a sus bajas densidades poblacionales, los convierten en especies vulnerables a muchas actividades humanas. Esto se debe a menudo a la pérdida o fragmentación del hábitat, a las altas tasas de mortalidad relacionadas con la depredación del ganado (Fernández-Gil *et al.*, 2016) y a la disminución de sus presas silvestres (Ripple *et al.*, 2014). A pesar de todo, algunas poblaciones de grandes carnívoros persisten e incluso aumentan en paisajes humanizados (Chapron *et al.*, 2014). En este contexto, el estudio del comportamiento de los grandes carnívoros es muy útil para su conservación y gestión.

Este trabajo ha permitido examinar los patrones de la dieta del lobo ibérico en un ambiente humanizado y a una escala local, señalando que el jabalí y el corzo son las bases de su alimentación. Por otro lado, comprender los diferentes comportamientos territoriales y sus variaciones estacionales es fundamental para interpretar adecuadamente los datos obtenidos en los muestreos basados

en el conteo de indicios (Llaneza *et al.*, 2014). Además, la tendencia a utilizar los cruces por parte de los lobos como sitios estratégicos de marcaje es la base del seguimiento de la población de lobos en España, que en gran medida se basa en el conteo de indicios, con una metodología de campo similar a la usada en este trabajo (Ordiz y Llaneza, 2010).

Limitaciones del estudio

Para finalizar, es importante destacar las limitaciones del estudio, que son inherentes a trabajar con especies elusivas como el lobo. Disponer de datos de radiomarcaje nos podría haber sido de utilidad para esclarecer lo sucedido con los grupos de Garfín y Camposagrado, muestreados en 2022-2023 y aparentemente desplazados o desaparecidos desde el otoño de 2023. En el caso de Garfín parece haber habido mortalidad ilegal de la especie, pudiendo alterar la organización social y los patrones de marcaje de los lobos que hayan sobrevivido o incluso desplazándolos. En Camposagrado, se constató afección por sarna en algunos lobos en 2022 y algún caso de mortalidad por atropello. Además, y dada la complejidad en algunas ocasiones para discernir entre excrementos de perros y lobos, sería interesante realizar análisis genéticos de las muestras, lo cual permite además identificar sus presas (Di Bernardi *et al.*, 2021; Barja *et al.*, 2024).

Por otro lado, es relevante considerar que la recolección de datos fue llevada a cabo por varios observadores. Si bien se ha intentado aplicar criterios comunes, cada persona puede mostrar un grado de atención y/o experiencia diferente, lo que podría haber afectado a los datos recopilados.

Agradecimientos

Me gustaría agradecer a Andrés Ordiz su implicación y guía durante este trabajo, además de enseñarme la importancia de la Biología de la Conservación

Referencias

- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6):716-723. doi:10.1109/TAC.1974.1100705.
- Barja, I. 2009. Prey and prey-age preference by the iberian wolf *Canis lupus signatus* in a multiple-prey ecosystem. *Wildlife Biology*, 15(2):147-154. doi:10.2981/07-096.
- Barja, I., Hernández, M. del C. y Navarro, Á. 2020. Manual de los patrones macroscópicos y cuticulares del pelo en mamíferos de la península ibérica. *Universidad Autónoma de Madrid*. Madrid, Spain.
- Barja, I., de Miguel, F. y Bárcena, F. 2005. Faecal marking behaviour of Iberian wolf in different zones of their territory. *Folia Zoologica-Praha*, 54:21-29.
- Barja, I., de Miguel, F. J. y Bárcena, F. 2004. The importance of crossroads in faecal marking behaviour of the wolves (*Canis lupus*). *Naturwissenschaften*, 91(10):489-492. doi:10.1007/S00114-004-0557-1.

- Barja, I., Navarro-Castilla, Á., Ortiz-Jiménez, L., España, Á., Hinojosa, R., Sánchez-Sotomayor, D., Iglesias, Á., España, J., Rubio-Sánchez, S., Martín-Romero, S., Vielva, J. y Horcajada-Sánchez, F. 2023. Wild ungulates constitute the basis of the diet of the iberian wolf in a recently recolonized area: wild boar and roe deer as key species for its conservation. *Animals* 13:3364. doi:10.3390/ANI13213364.
- Barja, I., Piñeiro, A., Talegón, J., Ruiz-González, A. *et al.* 2024. Iberian wolf's diet and its quality during breeding season: exploring the influence of zone, wolf groups, prey availability and individual factors. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 78(3):1-15. doi:10.1007/S00265-024-03457-4.
- Becker, M. S., Garrott, R. A., White, P. J., Gower, C. N., Bergman, E. J. y Jaffe, R. 2008. Wolf prey selection in an elk-bison system: choice or circumstance? *Terrestrial Ecology*, 3:305-337. doi:10.1016/S1936-7961(08)00216-9.
- Di Bernardi, C., Wikenros, C., Hedmark, E., Boitani, L., Ciucci, P., Sand, H. y Åkesson, M. 2021. Multiple species-specific molecular markers using nanofluidic array as a tool to detect prey DNA from carnivore scats. *Ecology and evolution*, 11(17):11739-11748. doi:10.1002/ECE3.7918.
- Blanco, J. C., Reig, S. y de la Cuesta, L. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation*, 60(2):73-80. doi:10.1016/0006-3207(92)91157-N.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., Von Arx, M., Huber, D. *et al.* 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216): 1517-1519. doi:10.1126/SCIENCE.1257553.
- Cimatti, M., Ranc, N., Benítez-López, A., Maiorano, L., Boitani, L., Cagnacci, F. *et al.* 2021. Large carnivore expansion in Europe is associated with human population density and land cover changes. *Diversity and Distributions*, 27(4):602-617. doi:10.1111/DDI.13219.
- Ciucci, P. y Boitani, L. 1998. Wolf and dog depredation on livestock in central Italy. *Wildlife Society Bulletin*, 26(3):504-514. doi:10.2307/3783763.
- Clavero, M., García-Reyes, A., Fernández-Gil, A., Revilla, E. y Fernández, N. 2023. Where wolves were: setting historical baselines for wolf recovery in Spain. *Animal Conservation*, 26(2):239-249. doi:10.1111/ACV.12814.
- Cuesta, L., Barcena, F., Palacios, F. y Reig, S. 1991. The trophic ecology of the iberian wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907). A new analysis of stomach's data. *Mammalia*, 55(2):239-254. doi:10.1515/MAMM.1991.55.2.239/MACHINEREAADABLECITATION/RIS.
- Fernández-Gil, A., Naves, J., Ordiz, A., Quevedo, M., Revilla, E. y Delibes, M. 2016. Conflict misleads large carnivore management and conservation: Brown bears and wolves in Spain. *PLOS ONE*, 11(3):e0151541. doi:10.1371/journal.pone.0151541.
- Ferrão da Costa, G., Mascarenhas, M., Fonseca, C. y Sutherland, C. 2024. Environmental impact assessment for large carnivores: a methodological review of the wolf

- Canis lupus* monitoring in Portugal. *Wildlife Biology*, e01230. doi:10.1002/WLB3.01230.
- Figueiredo, A. M., Valente, A. M., Barros, T., Carvalho, J., Silva, D. A. M., Fonseca, C., de Carvalho, L. M. y Torres, R. T. 2020. What does the wolf eat? Assessing the diet of the endangered Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in northeast Portugal. *PLOS ONE*, 15(3):e0230433. doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0230433.
- Guimarães, N. F., Álvares, F., Ďurová, J., Urban, P., Bučko, J. *et al.* (2022) What drives wolf preference towards wild ungulates? Insights from a multi-prey system in the Slovak Carpathians. *PLOS ONE*, 17(6):e0265386. doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0265386.
- Harrington, F. H. y Asa, C. S. 2003. Wolf communication, en Mech, L. D. y Boitani, L. (eds.) *Wolves : behavior , ecology , and conservation*. Chicago: University of Chicago Press, pp. 66-103.
- Kaczensky, P., Chapron, G., Huber, D., Andrén, H. y Linell, J. 2012. Status, management and distribution of large carnivores – bear , lynx , wolf & wolverine – in Europe 2, *European Commission*.
- Kuijper, D. P. J., Diserens, T. A., Say-Sallaz, E., Kasper, K., Szafránska, P. A., Szewczyk, M., Stępnia, K. M. y Churski, M. 2024. Wolves recolonize novel ecosystems leading to novel interactions. *Journal of Applied Ecology*, 61:906-921. doi:10.1111/1365-2664.14602.
- Kuijper, D. P. J., Sahlén, E., Elmhagen, B., Chamaillé-Jammes, S., Sand, H., Lone, K. y Cromsigt, J. P. G. M. 2016. Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283:20161625. doi:10.1098/RSPB.2016.1625.
- Llaneza, L., García, E. J. y López-Bao, J. V. 2014. Intensity of territorial marking predicts wolf reproduction: Implications for wolf monitoring. *PLOS ONE*, 9(3):e93015. doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0093015.
- MAGRAMA. 2016. Censo 2012-2014 de lobo ibérico (*Canis lupus*, Linnaeus, 1758) en España, https://www.miteco.gob.es/en/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/censo_lobo_espana_2012_14pdf_tcm38-197304.pdf.
- Mattioli, L., Capitani, C., Gazzola, A., Scandura, M. y Apollonio, M. 2011. Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research*, 57(4):909-922. doi:10.1007/S10344-011-0503-4.
- Meriggi, A. y Lovari, S. 1996 a review of wolf predation in southern europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *The Journal of Applied Ecology*, 33(6):1561. doi:10.2307/2404794.
- Muhly, T. B., Johnson, C. A., Hebblewhite, M., Neilson, E. W., Fortin, D. *et al.* 2019. Functional response of wolves to human development across boreal North America. *Ecology and Evolution*, 9(18):10801-10815. doi:10.1002/ECE3.5600.

- Newsome, T. M., Boitani, L., Chapron, G., Ciucci, P., Dickman, C. R. *et al.* 2016. Food habits of the world's grey wolves. *Mammal Review*, 46(4):255-269. doi:10.1111/MAM.12067.
- Nores, C., Llana, L. y Álvarez, Á. 2008. Wild boar *Sus scrofa* mortality by hunting and wolf *Canis lupus* predation: an example in northern Spain. *Wildlife Biology*, 14(1):44-51.
- Nyhus, P. J. 2016. Human-wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*, 41:143-171. doi:10.1146/ANNUREV-ENVIRON-110615-085634.
- Ordiz, A., Aronsson, M., Persson, J., Støen, O. G., Swenson, J. E. y Kindberg, J. 2021. Effects of human disturbance on terrestrial apex predators. *Diversity*, 13(2): 68. doi:10.3390/D13020068.
- Ordiz, A., Canestrari, D. y Echegaray, J. 2022. Wolf conservation and management in Spain, an open debate. *Frontiers in Environmental Science*, 10:781169. doi:10.3389/FENVS.2022.781169.
- Ordiz, A. y Llana, L. 2010. Muestreo de indicios para estimar la abundancia relativa de lobos en la península ibérica. En Fernández-Gil, A., Álvares, F., Vilá, C., y Ordiz, Andrés (eds.) *Los Lobos de la Península Ibérica Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. Palencia: ASCEL, pp. 37-54.
- Ordiz, A., Milleret, C., Uzal, A., Zimmermann, B., Wabakken, P., Wikenros, C., Sand, H., Swenson, J. E. y Kindberg, J. 2020. Individual variation in predatory behavior, scavenging and seasonal prey availability as potential drivers of coexistence between wolves and bears. *Diversity*, 12(9):356. doi:10.3390/D12090356.
- Ordiz, A., Støen, O. G., Delibes, M. y Swenson, J. E. 2011. Predators or prey? Spatio-temporal discrimination of human-derived risk by brown bears. *Oecologia*, 166(1):59-67. doi:10.1007/S00442-011-1920-5/FIGURES/1.
- Peters, R. y Mech, L. D. 1975. Scent-marking in wolves. *American Scientist*, 63(6):628-637. doi:10.1016/B978-0-12-319250-9.50015-3.
- Du Prel, J. B., Hommel, G., Röhrig, B. y Blettner, M. 2009. Confidence interval or p-value?: Part 4 of a series on evaluation of scientific publications. *Deutsches Ärzteblatt International*, 106(19):335. doi:10.3238/ARZTEBL.2009.0335.
- Quevedo, M., Echegaray, J., Fernández-Gil, A., Leonard, J. A., Naves, J., Ordiz, A., Revilla, E. y Vilà, C. 2019. Lethal management may hinder population recovery in Iberian wolves. *Biodiversity and Conservation*, 28(2):415-432. doi:10.1007/S10531-018-1668-X/TABLES/1.
- Ray, J. C. 2015. Large carnivorous animals as tools for conserving biodiversity - assumptions and uncertainties. En J.C. Ray, K.H. Redford, R.S. Steneck, y J. Berger (eds.) *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity*. Washington, D.C: Island Press, pp. 34-56.

- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G. *et al.* 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343:1241484. doi:10.1126/SCIENCE.1241484/SUPPL_FILE/RIPPLE.SM.PDF.
- Salado, I., Preick, M., Lupiáñez-Corpas, N., Fernández-Gil, A., Vilà, C., Hofreiter, M. y Leonard, J. A. 2024. Large variance in inbreeding within the Iberian wolf population. *Journal of Heredity*, 115(4):349-359. doi:10.1093/JHERED/ESAD071.
- Shrotriya, S., Reshamwala, H. S., Lyngdoh, S., Jhala, Y. V. y Habib, B. 2022. Feeding patterns of three widespread carnivores—The wolf, snow leopard, and red fox—in the trans-Himalayan landscape of India. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10:815996. doi:10.3389/FEVO.2022.815996/BIBTEX.
- Tanner, E., White, A., Acevedo, P., Balseiro, A., Marcos, J. y Gortázar, C. 2019. Wolves contribute to disease control in a multi-host system. *Scientific Reports*, 9(1):7940. doi:10.1038/s41598-019-44148-9.
- Torres, R. T. y Fonseca, C. 2016. Perspectives on the Iberian wolf in Portugal: population trends and conservation threats. *Biodiversity and Conservation*, 25(3):411-425. doi:10.1007/S10531-016-1061-6/FIGURES/1.
- Torres, R. T., Silva, N., Brotas, G. y Fonseca, C. 2015. To eat or Not to eat? The diet of the endangered iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in a human-dominated landscape in Central Portugal”. *PLOS ONE*, 10(6):e0129379. doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0129379.
- Vicedo, T., Meloro, C., Penteriani, V., García, J., Lamillar, M. Á. *et al.* 2023. Temporal activity patterns of bears, wolves and humans in the Cantabrian Mountains, northern Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 69(5):100. doi:10.1007/S10344-023-01728-5/TABLES/1.
- Yearsley, J. M. 2003. Optimal diet selection, frequency dependence and prey renewal. *Theoretical Population Biology*, 64(2):129-139. doi:10.1016/S0040-5809(03)00070-4.
- Zanni, M., Brogi, R., Merli, E. y Apollonio, M. 2023. The wolf and the city: insights on wolves' conservation in the anthropocene. *Animal Conservation*, 26(6):766-780. doi:10.1111/ACV.12858.