

Efectos ecológicos de arruis y cabras monteses en zonas montanas de la Región de Murcia: incidencia sobre plantas amenazadas, pastoreo y uso de puntos de agua

Equipo investigador: Jorge Cassinello¹(IP), Jordi Bartolomé², Sergio Eguía³

¹Estación Experimental de Zonas Áridas, Consejo Superior de Investigaciones Científicas

²Departamento de Ciencia Animal y de los Alimentos, Facultad de Veterinaria, Universidad Autónoma de Barcelona

³Mendijob S.L., El Palmar, Murcia

Colaboradores:

Trabajo de campo: Personal de apoyo de campo, guardas de cotos colaboradores

Trabajo de laboratorio y análisis estadísticos: Araceli Gort Esteve, Àlex Jané Sánchez



Arruis y cabras monteses en una serranía murciana

Índice

1. Conclusiones del estudio en base a los resultados obtenidos.....	3
2. Antecedentes.....	4
2.1. Contexto ecológico y antecedentes del estudio	4
2.2. El carácter invasor del arruí puesto en cuestión	5
2.3. Justificación del proyecto	6
3. Fundamentos, hipótesis y objetivos.....	7
3.1. Fundamentos.....	7
3.2. Hipótesis de trabajo.....	7
3.3. Objetivos.....	8
4. Material y Métodos.....	8
4.1. Área de estudio.....	8
4.2. Puntos de agua.....	9
4.3. Zonas de pastos y plantas de interés	10
4.4. Análisis estadísticos.....	12
5. Resultados.....	13
5.1. Actividad y uso de puntos de agua.....	13
5.2. Actividad relativa.....	17
5.3. Uso diferencial de puntos de agua entre especies.....	18
5.4. Monitorización en pastos y zonas con plantas de interés.....	19
6. Discusión.....	24
6.1. Uso de puntos de agua.....	24
6.2. Uso diferencial de puntos de agua entre especies.....	25
6.3. Monitorización de pastos y plantas de interés conservacionista.....	25
7. Bibliografía.....	26

1. Conclusiones del estudio en base a los resultados obtenidos

- a) Se confirma la coexistencia de arruis (*Ammotragus lervia*) y cabras monteses (*Capra pyrenaica*) en un bloque de sierras murcianas (Burete, Cabras de Cehegín y Quípar) donde ambas especies mantienen proporciones similares (aprox. 1:1), sin indicios de desplazamiento competitivo.
- b) El uso de puntos de agua por parte de ungulados muestra un patrón diferenciado: el arrui los emplea con menor frecuencia (18 % del día activo) que la cabra montés (31 %) o el jabalí (33 %).
- c) El coeficiente de solapamiento horario, esencialmente diurno, entre arrui y cabra montés alcanza el 80%, lo que indica una alta coincidencia temporal en el uso de los puntos de agua, aunque con distintas intensidades de actividad.
- d) Los jabalíes presentan una actividad predominantemente nocturna, generando un bajo solapamiento con el arrui (8%) y la cabra montés (1%).
- e) El arrui, adaptado a ambientes áridos, muestra menor dependencia directa de puntos de agua.
- f) La cabra montés utiliza los recursos hídricos principalmente para beber y permanecer en las proximidades.
- g) El jabalí aprovecha los puntos de agua para el baño y la termorregulación.
- h) Los puntos de agua artificiales se revelan como elementos esenciales para la fauna vertebrada en verano, si bien podrían constituir focos potenciales de impacto sobre anfibios debido al uso intensivo, particularmente del jabalí.
- i) Se recomienda mantener programas de seguimiento poblacional y de actividad en torno a los puntos de agua, y valorar medidas específicas de gestión orientadas a mitigar el posible impacto del jabalí en estos enclaves.
- j) Las poblaciones de ungulados muestran un patrón amplio de distribución en años de elevada pluviosidad, seguramente debido a la amplia oferta alimenticia que ofrece el medio.
- k) Las plantas leñosas de interés conservacionista (*Quercus faginea*, *Pistacia terebinthus*, *Juniperus phoenicea*, *Rhamnus alaternus*, entre otras) no presentan daños/signos de ramoneo significativos en las zonas monitorizadas.
- l) Los resultados son coherentes con la hipótesis de coexistencia estable entre arrui y cabra montés en los ecosistemas semiáridos murcianos, sin indicios de desplazamiento o alteración del comportamiento ecológico de la especie autóctona.

2. Antecedentes

2.1. Contexto ecológico y antecedentes del estudio

El estudio de las especies exóticas invasoras ha cobrado gran relevancia en las últimas décadas, al considerarse una de las principales amenazas para la biodiversidad (Gurevitch y Padilla, 2004). Se definen como tales aquellas especies introducidas fuera de su rango natural que logran establecer poblaciones estables, ocasionando perjuicios ambientales, económicos y/o sanitarios. Suelen competir con las especies nativas por alimento, agua o refugio, y al carecer de depredadores naturales pueden provocar el declive de comunidades autóctonas (IUCN, 2000; CBD, 2002).

El caso del arruí (*Ammotragus lervia*) en la España peninsular es especialmente controvertido. A diferencia del muflón europeo (*Ovis gmelini musimon*), también introducido, el arruí fue incluido en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013) por considerarse potencialmente perjudicial para el medio ambiente. Sin embargo, esta decisión se basó más en el alarmismo generado por su expansión que en evidencias científicas que demostraran impactos negativos derivados de su presencia (Cassinello, 2018).

El arruí es un caprino norteafricano propio de las zonas áridas y semiáridas del Sáhara y el Sahel. En su área nativa se encuentra catalogado como Vulnerable por la UICN, debido a la caza incontrolada, la pérdida de hábitat y la competencia con el ganado doméstico (Cassinello et al., 2022). Fuera de África, ha sido introducido con fines cinegéticos en distintos países, donde en ocasiones ha originado poblaciones asilvestradas tras escapes de recintos vallados (Cassinello, 2015).

En España fue introducido en 1970 en la Sierra Espuña (Murcia) como especie de caza mayor, en una iniciativa pública impulsada por el naturalista José Antonio Valverde (Valverde, 2005). A comienzos de los años noventa se produjeron nuevos escapes en dos cotos de Alicante, dando lugar a otra población estable. La población murciana constituye uno de los casos más notables de adaptación y expansión en libertad, llegando a alcanzar una superficie superior a las 4.000 km².

Su capacidad colonizadora en el sureste ibérico suscitó preocupación por los posibles efectos sobre la cabra montés (*Capra pyrenaica*), su congénere autóctono más próximo (Acevedo et al., 2007). Aunque ambos comparten rasgos ecológicos, los análisis de nicho muestran una preferencia del arruí por ambientes más áridos y abiertos, mientras la cabra montés selecciona zonas con mayor cobertura arbórea. Asimismo, el estudio de dieta comparada llevado a cabo por nuestro equipo de investigación en un proyecto previo indica que la cabra montés mantiene un perfil ramoneador, mientras que el arruí presenta un comportamiento predominantemente pastador (Cassinello et al., 2025), patrón este último que también se ha documentado en poblaciones norteafricanas (Bachiri et al., 2021; Ben Mimoun y Nouira, 2015; Bounaceur et al., 2016).

El seguimiento poblacional realizado en Murcia ha evidenciado que la cabra montés ha recolonizado de forma natural gran parte del territorio, coexistiendo en simpatría con el arruí o incluso desplazándolo parcialmente en algunas sierras (Eguía et al., 2015). Antes de la

presencia de estos ungulados silvestres, Sierra Espuña albergaba una intensa actividad ganadera con más de 10.000 cabezas de cabras y ovejas, lo que muestra la capacidad de carga histórica del medio. Estudios recientes sobre la incidencia de ambos herbívoros en plantas leñosas de interés conservacionista indican que no existen diferencias apreciables entre especies, siendo los efectos dependientes de la densidad global de herbívoros, independientemente de su origen (Fernández-Olalla, 2016).

En un proyecto de investigación anterior, comprobamos que el arrui puede coexistir con la cabra montés al explotar nichos tróficos complementarios, lo que reduce la competencia directa y favorece el uso equilibrado de los recursos. Estos resultados, publicados recientemente en una revista internacional de impacto (Cassinello et al., 2025), han contribuido a reevaluar el papel ecológico del arrui en los ecosistemas semiáridos del sureste español.

A pesar del origen exótico del arrui, la evidencia científica de la que disponemos no ha mostrado efectos ecológicos negativos derivados de su presencia en las sierras del sureste peninsular, centradas en la Región de Murcia. Sin embargo, la especie fue incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras mediante el Real Decreto 630/2013, al considerarse perjudicial para el medio ambiente, en gran parte debido a una interpretación errónea del concepto de invasor.

2.2. El carácter invasor del arrui puesto en cuestión

Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), las especies exóticas invasoras son aquellas que amenazan la biodiversidad del ecosistema receptor y/o causan graves daños económicos (IUCN, 2000; CBD, 2002). El arrui, un caprino originario del norte de África, ha sido introducido en numerosos lugares, incluida España, donde se le considera invasor según la normativa española (Real Decreto 630/2013).

Un estudio reciente señaló que la evidencia empírica no muestra, hasta la fecha, efectos negativos del arrui en los ecosistemas ibéricos en los que fue introducido desde 1970 (Cassinello, 2018). Sin embargo, su carácter colonizador y su relativamente alta tasa reproductiva generaron preocupación acerca de su potencial como competidor serio de los ungulados nativos y de su posible impacto en la vegetación. No obstante, aunque la hipótesis de efectos negativos resultaba plausible, eran necesarios estudios de campo para corroborarla.

A medida que se ha investigado la ecología del arrui en tierras ibéricas, han surgido algunos hechos inesperados:

- a) Es una especie con un marcado comportamiento pastador, incluso mayor que el de un ovino silvestre como el muflón europeo (Miranda et al., 2012)
- b) Su incidencia sobre especies leñosas protegidas es similar a la de especies nativas como el ciervo (*Cervus elaphus*) y la cabra montés (Velamazán et al., 2017)

- c) Contrariamente a las expectativas alarmistas previas (Cassinello et al., 2006), su potencial de expansión no se ha alcanzado tras más de medio siglo desde su introducción. Las razones podrían estar relacionadas con limitaciones en la dispersión de sus poblaciones por la intensidad de la perturbación humana y el uso del suelo (Cassinello et al., 2006). Además, los intentos recientes de erradicación llevados a cabo por las autoridades regionales de Murcia provocaron una disminución importante de sus poblaciones (Cassinello, 2018).
- d) En el recién publicado estudio de Cassinello et al. (2025) se muestran diferencias sustanciales y significativas entre el comportamiento trófico del arruí y de la cabra montés, lo que sugiere una hipótesis más plausible de coexistencia viable entre ambas especies de herbívoros (Behmer y Joern, 2008), e incluso un papel positivo del arruí en el ecosistema, al influir de manera marcada sobre la capa herbácea y facilitar así la existencia de claros en los bosques y una mayor biodiversidad en los pastizales naturales (McNaughton, 1994; Stein et al., 2014). En contraste, estudios comparativos de la alimentación de arruis y ovinos silvestres simpátricos —muflón europeo (Miranda et al., 2012) y carnero norteamericano (Parikh et al., 2025)— han registrado un mayor solapamiento dietético, lo que indicaría un potencial mayor de competencia trófica en esos casos.

2.3. Justificación del proyecto

Tras el estudio previo, en el que se estableció la incidencia diferencial de arruis y cabras monteses sobre los principales grupos funcionales de la comunidad vegetal —gramíneas, herbáceas (forbias) y especies leñosas—, tanto en condiciones simpátricas como alopátricas, resultaba necesario profundizar en otros aspectos igualmente relevantes para comprender la incidencia de estos herbívoros sobre la vegetación.

Asimismo, se incorporó un componente novedoso: el análisis del uso de los puntos de agua durante el periodo estival. Este elemento no solo resulta determinante para el comportamiento y la ecología de los ungulados en ambientes semiáridos, sino que también guarda relación con posibles efectos indirectos sobre las puestas de anfibios, una de las principales inquietudes asociadas a la presencia de grandes herbívoros silvestres.

Por esta razón, el estudio de los puntos de agua incluyó también a una tercera especie de ungulado abundante en la zona de trabajo: el jabalí (*Sus scrofa*). Su presencia y comportamiento podían aportar información complementaria para interpretar los patrones de uso de los recursos hídricos y sus posibles implicaciones ecológicas.

Para abordar estos objetivos se diseñó un plan de trabajo ambicioso, basado en la instalación de cámaras de fototrampeo destinadas a monitorizar:

1. **Pies de especies vegetales de interés conservacionista**, con el fin de evaluar la frecuencia y tipo de interacción por parte de los herbívoros.
2. **Zonas de pastos naturales**, para determinar su grado de utilización por arruis y cabras monteses.
3. **Puntos de agua estivales**, con el objetivo de analizar su uso por las tres especies de ungulados más abundantes en las sierras murcianas: arruí, cabra montés y jabalí.

3. Fundamentos, hipótesis y objetivos

3.1. Fundamentos

El presente estudio se plantea como una continuación del proyecto anterior, en el que se determinó la incidencia diferencial de arruis y cabras monteses sobre los principales grupos funcionales de vegetación —gramíneas, herbáceas (forbias) y leñosas—, tanto en áreas de simpatría como de alopatría. Los resultados obtenidos entonces permitieron identificar diferencias en la dieta y el uso del hábitat entre ambas especies, pero dejaron abiertas cuestiones relevantes sobre otros aspectos de su ecología trófica y espacial.

En este contexto, el estudio actual se fundamenta en la necesidad de ampliar el conocimiento acerca de las **interacciones ecológicas** que mantienen estos ungulados con su entorno, abordando tres dimensiones complementarias:

1. **La relación con la vegetación leñosa de interés conservacionista**, para valorar la posible incidencia de su actividad ramoneadora sobre especies amenazadas.
2. **El uso de los pastos naturales**, como indicador del reparto y aprovechamiento de los recursos herbáceos entre ambas especies en zonas de coexistencia.
3. **El uso de los puntos de agua estivales**, un aspecto poco explorado hasta la fecha, que puede aportar información sobre la ecología comportamental de los ungulados en ambientes semiáridos y sobre los posibles efectos indirectos sobre otros grupos faunísticos, especialmente anfibios.

La incorporación del **jabalí (*Sus scrofa*)** en el estudio responde a su abundancia en las sierras murcianas y a su potencial papel como competidor o perturbador de los recursos hídricos compartidos. Su análisis comparativo permite contextualizar el comportamiento de los herbívoros estrictos (arrui y cabra montés) frente a un omnívoro de amplia plasticidad ecológica.

De este modo, el trabajo se apoya en una **metodología de fototrampeo continuo** en distintos tipos de enclaves —pies de plantas sensibles, zonas de pastos y puntos de agua— que permite evaluar tanto la presencia y actividad relativa de las especies como su posible solapamiento espacial y temporal en el uso de los recursos.

En conjunto, el estudio busca aportar una visión más completa de la función ecológica del arrui y de su relación con la fauna y la vegetación autóctonas, contribuyendo a una valoración objetiva de su impacto real y a la toma de decisiones informadas sobre su gestión en los ecosistemas semiáridos del sureste ibérico.

3.2. Hipótesis de trabajo

- **H1.** La incidencia del arrui y la cabra montés sobre plantas leñosas amenazadas es similar o menor en el caso del arrui, debido a su mayor carácter pastador.

- **H2.** El comportamiento pastador del arrui favorece la complementariedad trófica con la cabra montés en zonas de simpatría.
- **H3.** Los puntos de agua son utilizados con menor frecuencia por el arrui que por la cabra montés o el jabalí, al tratarse el primero de una especie más adaptada a ambientes xéricos. Por su propia naturaleza y carácter omnívoro, estimamos que el jabalí presenta un comportamiento más perturbador para las comunidades de anfibios.

3.3. Objetivos

- **O1.** Determinar la incidencia de los ungulados sobre poblaciones de plantas leñosas amenazadas.
- **O2.** Analizar el pastoreo conjunto de arruis y cabras monteses en zonas de simpatría.
- **O3.** Evaluar el uso de puntos de agua por arruis, cabras monteses y jabalíes, y su posible repercusión en poblaciones de anfibios.

4. Material y Métodos

4.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló en un conjunto de sierras localizadas en el área centro-occidental de la Región de Murcia (Figura 1): **Sierras de Burete, Las Cabras y Quípar**, entre los Términos Municipales de Cehegín y Calasparra, las cuales abarcan una superficie cercana a las 11.000 Ha. y se encuentran bien conectadas con otras sierras en las que también existen poblaciones de arruí y cabra montés (Sierras de Pedro Ponce, Madroño, Cambrón y Castellar de Bullas, entre otras).

Se eligió este área de estudio por dos razones principales:

- 1) Es el único macizo de cierta entidad (tiene 11.000 has. de superficie) en donde las poblaciones de arrui y cabra montés mantienen una proporción cercana a 1:1 desde hace bastantes años (1,11 cabras/1 arrui para el periodo 2015-2024).
- 2) El paisaje está dominado por bosques de pino carrasco (*Pinus halepensis*), poco productivos para los ungulados, lo que incrementa el valor de las manchas de matorral mediterráneo y claros de pastos naturales o cortafuegos.

Además, en estas sierras, funcionan varios cotos de caza mayor con medios e infraestructuras (caminos cerrados, guardería, mantenimiento de puntos de agua...) que facilitaron nuestro trabajo de monitorización. El conocimiento sobre el comportamiento y querencias de los animales, transmitido por los gestores de dichos cotos, ha sido también muy útil para seleccionar los puntos concretos de muestreo. Desde aquí va nuestro sincero agradecimiento.

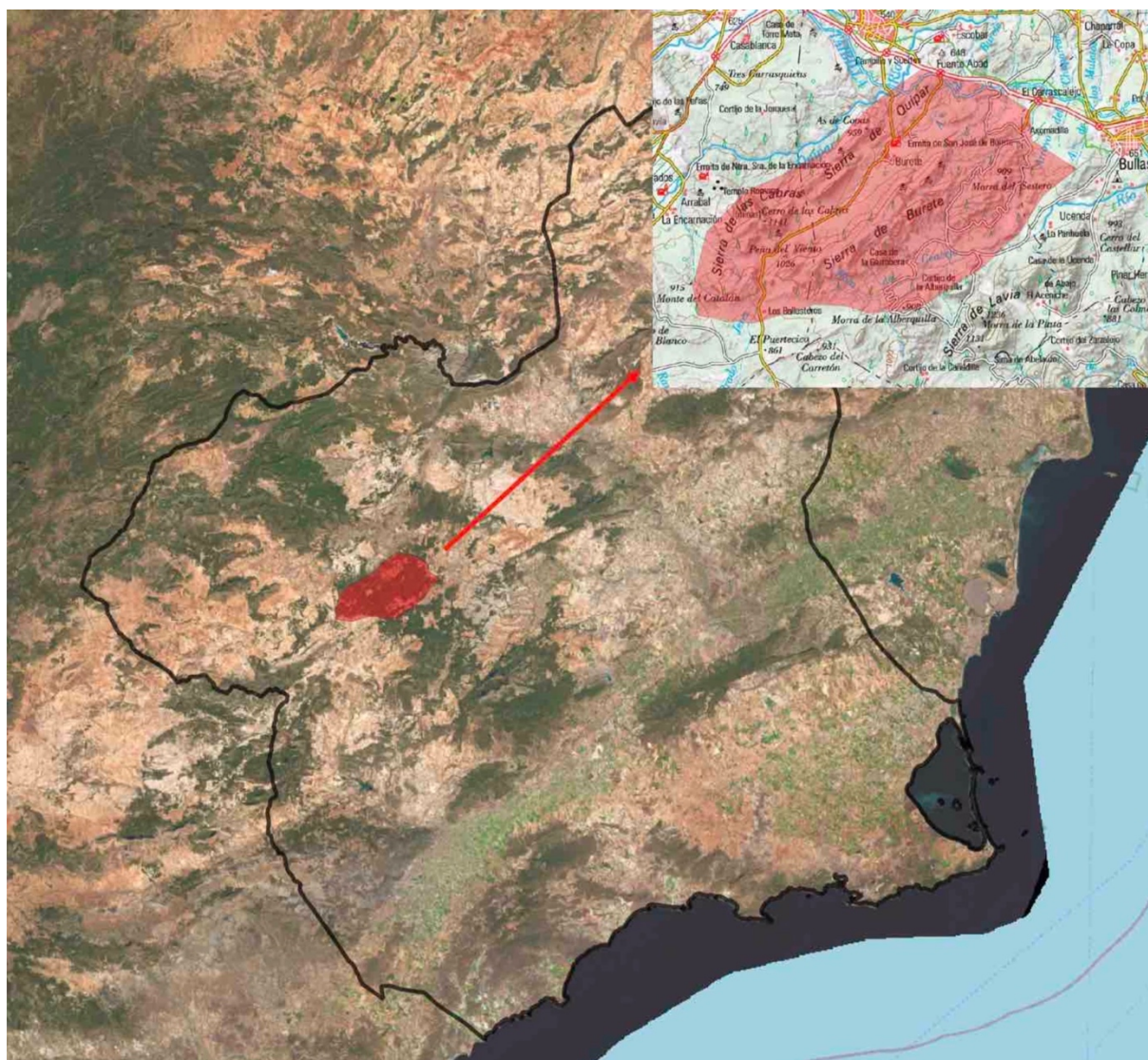


Figura 1. Localización del área de estudio

4.2. Puntos de agua

Para abordar el objetivo de la incidencia de los ungulados en puntos de agua se hizo una prospección en la zona de estudio en busca de charcas en las que fuera viable la colocación de cámaras de fototrampeo. Sin embargo, la primavera de ese año, 2024, fue particularmente seca en Murcia, lo que dificultó enormemente la localización de puntos de agua estables. Finalmente, se eligieron dos terrenos en los que existe aprovechamiento cinegético de caza mayor, y eso hace que los titulares de los mismos mantengan varias charcas con agua durante todo el verano. A mediados de julio, tan solo un mes desde el inicio de esta fase del estudio, pudimos comprobar que todas las charcas naturales que habíamos localizado en la zona se habían secado. Afortunadamente, centramos nuestro esfuerzo en las charcas presentes en los cotos, las cuales se mantuvieron con agua, de forma ininterrumpida, hasta el mes de septiembre para facilitar nuestro estudio (Figura 2).

Se monitorizaron cuatro charcas artificiales en explotaciones cinegéticas, operativas durante el verano y comienzos del otoño de 2024 (26 de junio – 5 de octubre). En cada una de ellas se

instalaron dos cámaras de fototrampeo (Arcea Sentinel Pro, Sentinel Mini y Hunting Camera SV-TCQ) con diferente orientación, totalizando ocho dispositivos que se mantuvieron activos durante 102 días.

De cara al análisis de las fotografías, nos centraríamos en las tres especies de ungulados más abundantes en la zona de estudio, arruí, cabra montés y jabalí, distinguiendo cuatro supuestos según el comportamiento/la situación del individuo fotografiado:

- a) bebiendo de la charca (BEBER)
- b) situado en el interior de la charca (DENTRO)
- c) situado en el borde de la charca, a no más de 1 m de distancia (ORILLA)
- d) alejado de la charca, a más de 1 m de distancia (LEJOS)

La elección de la presencia al borde de la charca es relevante de cara a la incidencia potencial sobre puestas e individuos subadultos de anfibios.



Figura 2. Dos de las charcas monitorizadas en el estudio. A la izquierda, la denominada H.Q.2, una charca con suministro constante con boya; y a la derecha, la charca H.G.1, mantenidas con un pequeño caudal desde una llave de paso en la zona más alta

4.3. Zonas de pastos y plantas de interés

En el mes de marzo de 2025, se realizaron varias prospecciones asistidas por un botánico con conocimientos previos de la zona, lo que nos permitió localizar pies de plantas de interés conservacionista (Tabla 1), y seleccionar cinco zonas que cumplieran con los siguientes criterios:

- a) Dos cortafuegos poco matorralizados en los que era previsible que hubiera brotación de herbáceas. Ambos estaban rodeados de bosques en los que predominaba el pino carrasco, con algunos pies de carrasca (*Quercus ilex*) y matorral conformado por

lentiscos (*Pistacia lentiscus*), coscojas (*Quercus coccifera*), sabinas (*Juniperus phoenicea*) y enebros (*Juniperus communis*).

- b) Un borde de bosque de pinos con cultivos cerealistas, con varios pies de plantas palatables para los ungulados (sabina, enebro y carrasca).
- c) Un ramblizo rodeado de cultivos de secano (almendros) y bosques de pino carrasco, con mucha abundancia de especies muy palatables para los ungulados, tanto herbáceas, como arbustivas y arbóreas: el enebro, la sabina, la carrasca, el rosál silvestre (*Rosa canina*), el almendro (*Prunus dulcis*), el almez (*Celtis australis*), el majuelo (*Crataegus monogina*), el espantalobos (*Colutea hispánica*), el acebuche (*Olea europea* var. *sylvestris*) y centenares de pies de menos de 1 metro de altura, de olmos (*Ulmus minor*) y álamos blancos (*Populus alba*).
- d) Una zona de roquedos, rodeada de bosques de pino carrasco, con arbustos de conocida apetencia por los ungulados, como el aladierno (*Rhamnus alaternus*), el majuelo (*Crataegus monogina*), la cornicabra (*Pistacia terebinthus*), el geranio de roca (*Erodium saxatilis*), el enebro, el espinoso (*Rhamnus lycioides*) y la sabina.

Especie	Categoría de protección regional
<i>Quercus faginea</i>	Vulnerable
<i>Quercus rotundifolia</i>	Interés Especial
<i>Quercus coccifera</i>	Aprovechamiento regulado
<i>Pistacia lentiscus</i>	Aprovechamiento regulado
<i>Pistacia terebinthus</i>	Interés Especial
<i>Juniperus phoenicea</i>	Interés Especial
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Interés Especial
<i>Rosa canina</i>	Aprovechamiento regulado
<i>Prunus dulcis</i>	Interés Especial
<i>Celtis australis</i>	Interés Especial
<i>Crataegus monogina</i>	Interés Especial
<i>Ulmus minor</i>	Interés Especial
<i>Populus nigra</i>	Interés Especial
<i>Populus alba</i>	Interés Especial
<i>Rhamnus lycioides</i>	Aprovechamiento regulado
<i>Rhamnus alaternus</i>	Interés Especial
<i>Erodium saxatilis</i>	Interés Especial
<i>Olea europea</i> var. <i>sylvestris</i>	Aprovechamiento regulado
<i>Colutea hispánica</i>	Interés Especial

Tabla 1. Especies vegetales monitorizadas en el presente estudio y su categoría de amenaza regional según el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia (Decreto nº 50/2003, Boletín Oficial de la Región de Murcia)

En total se instalaron doce cámaras de fototrampeo (C1–C12). Algunas se colocaron sobre arbustos o pequeños árboles, a metro y medio del suelo, y otras en pinos de gran porte, a una altura de entre 6 y 10 metros, dependiendo siempre de la visibilidad del entorno (Figura 3). Las cámaras permanecieron activas de abril a agosto de 2025, con revisiones periódicas para cambio de baterías y descarga de tarjetas. Una cámara fue sustraída y sustituida posteriormente.



Figura 3. Localización de las cámaras C1 (a más 8 metros de altura en un pino) y C10 (en una sabina, a escasos 1,70 m.)

4.4. Análisis estadísticos

Para los análisis de patrones de actividad utilizamos el **entorno estadístico R** (R Core Team, 2024). Se usó el paquete *activity* (Rowcliffe, 2021) para ajustar funciones de densidad de actividad a partir del tiempo de captura (*time*), convertido a proporción diaria (rango 0–1). La función *fitact()* fue utilizada para generar curvas de densidad que representen la actividad diaria de cada especie.

Para las comparaciones interespecíficas se evaluó el coeficiente de solapamiento de actividad entre pares de especies usando el paquete *overlap* (Meredith y Ridout, 2014), que estima la superposición de las curvas de densidad. Las curvas de densidad kernel se calcularon con *densityPlot()*, y la similitud fue cuantificada mediante tres estimadores: *Dhat1*, *Dhat4* y *Dhat5*. Se seleccionó el estimador apropiado según el tamaño de muestra, siguiendo las recomendaciones de Meredith & Ridout (2014). Se aplicó la función *compareAct()* del paquete *activity* para evaluar diferencias en los niveles generales de actividad entre especies (cuanto

tiempo total del día están activas, en este análisis no se tiene en cuenta cuándo). Para este análisis se calcularon los intervalos de confianza por bootstrap (*resample()* y *bootEst()*), con 500 iteraciones.

Para los análisis de las comparaciones entre comportamiento intraespecíficos se ha usado el estadístico Chi-cuadrado (χ^2) para testear si las distribuciones horarias de registros son distintas. Para comparar el peso total de cada comportamiento (cuánto del tiempo/encuentros ocupa cada uno), sin importar la hora, se utilizó el test Pairwise.

Para evaluar las diferencias en el uso de las zonas asociadas a los puntos de agua entre las tres especies de ungulados (arrui, cabra montés y jabalí), se emplearon pruebas no paramétricas debido a que las proporciones de observaciones por comportamiento no seguían una distribución normal. Se aplicó un test de Kruskal–Wallis para comparar las medianas de las proporciones de tiempo registradas para cada comportamiento (‘beber’, ‘dentro’, ‘orilla’ y ‘lejos’ del agua). Cuando se detectaron diferencias significativas, se realizaron comparaciones pareadas mediante el test de Dunn con corrección de Holm para el ajuste del error tipo I. Los análisis se efectuaron en R versión 4.4.1 (R Core Team, 2024) utilizando los paquetes *dunn.test* y *FSA*.

5. Resultados

5.1. Actividad y uso de puntos de agua

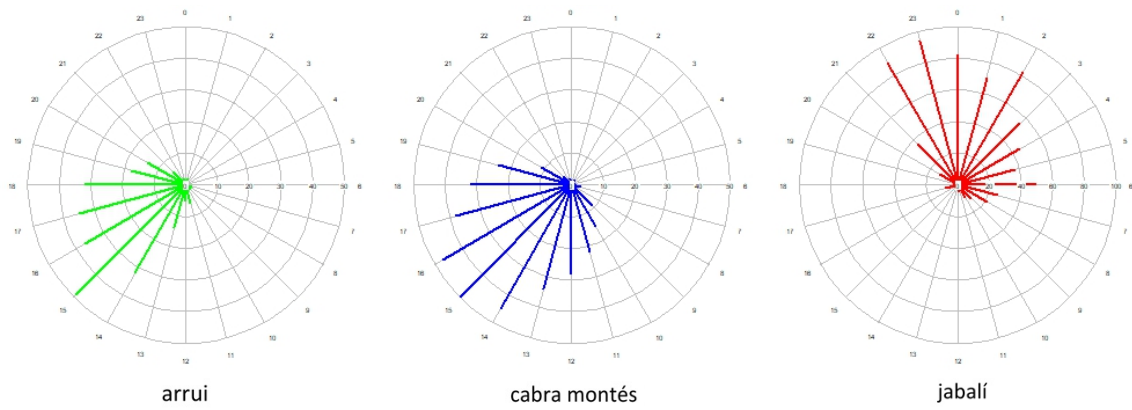
Hemos llevado a cabo la monitorización continuada de cuatro puntos de agua situados en zonas de confluencia de los ungulados de interés para nuestro estudio. Se trata de charcas localizadas en cotos cinegéticos y mantenidas con agua de forma permanente. Tras 102 días de observación hemos obtenido un total de 22.808 fotografías con las 8 cámaras de fototrampeo utilizadas, 2 por charca.

Durante el periodo de muestreo, las tres especies de ungulados objeto de nuestro estudio, fueron registradas en todas las charcas. El número total de capturas fue: arrui = 1.374; cabra montés = 1.387; jabalí = 2.970.

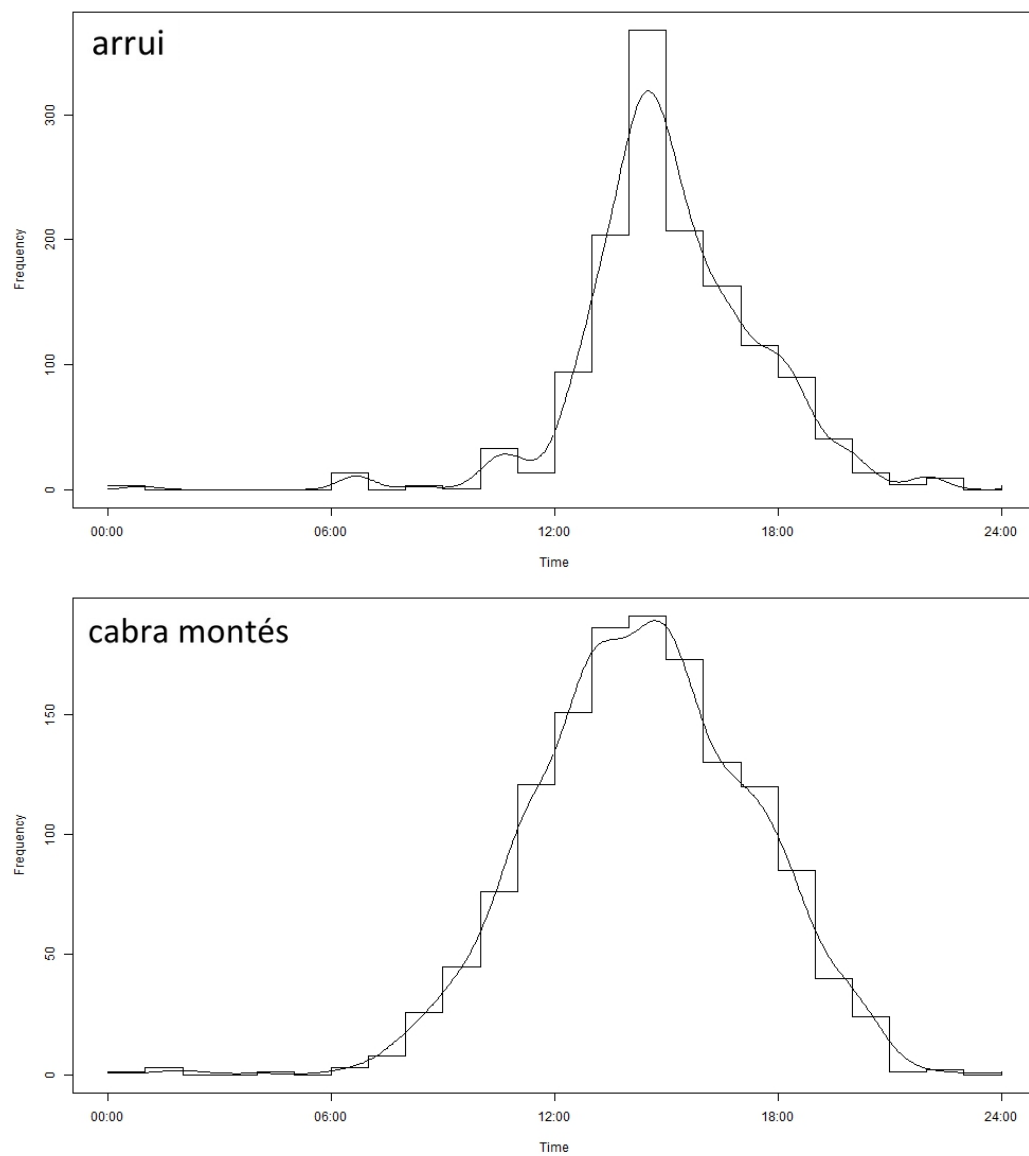
Las curvas de actividad obtenidas a partir de las capturas (Figura 4) muestran que tanto el arrui como la cabra montés presentan un patrón horario claramente diurno, con la mayor frecuencia de detecciones concentrada en las primeras horas de la tarde. En el caso del arrui, la actividad alcanza su máximo en torno a las 15:00–16:00 h, mientras que en la cabra montés el pico se sitúa ligeramente más amplio, entre las 14:00 y 17:00 h.

En contraste, el jabalí manifiesta un patrón claramente nocturno, con la mayor parte de su actividad concentrada entre las 22:00 y las 03:00 h, alcanzando su máximo en torno a la medianoche. Durante estas horas, la actividad de arruis y cabras monteses en torno a los puntos de agua es prácticamente nula.

a)



b)



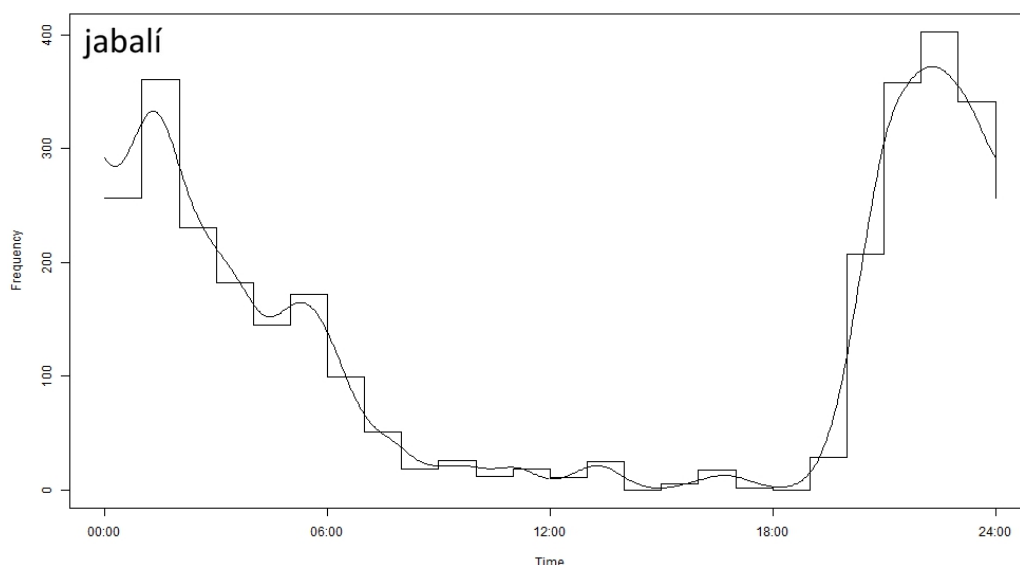
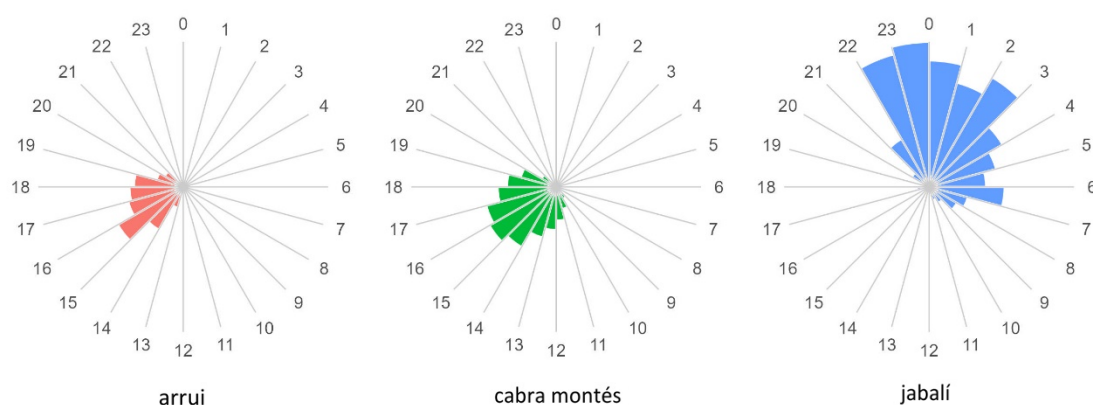


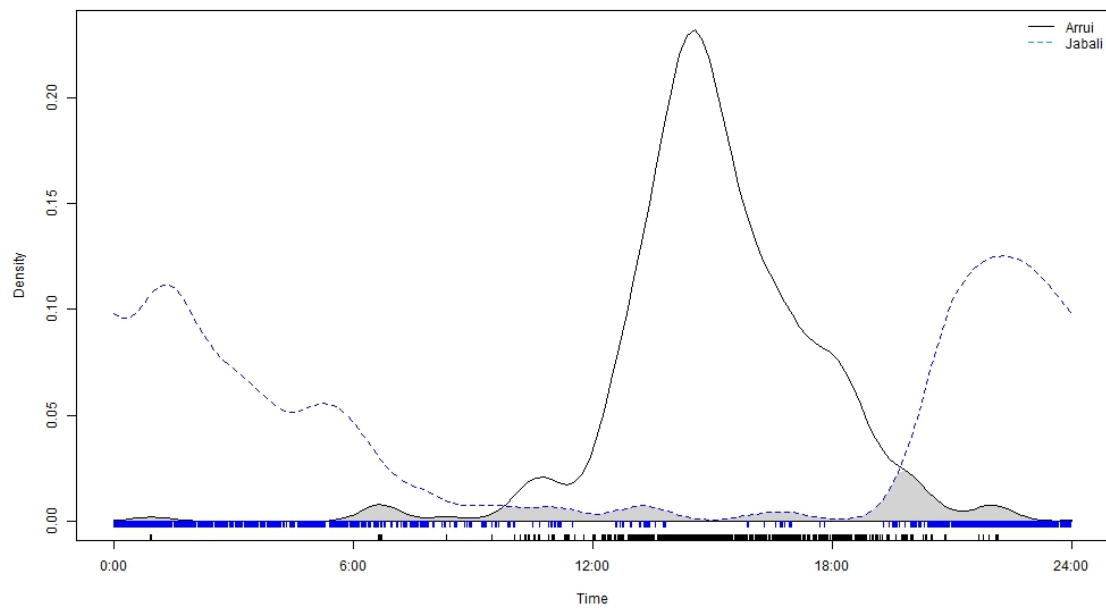
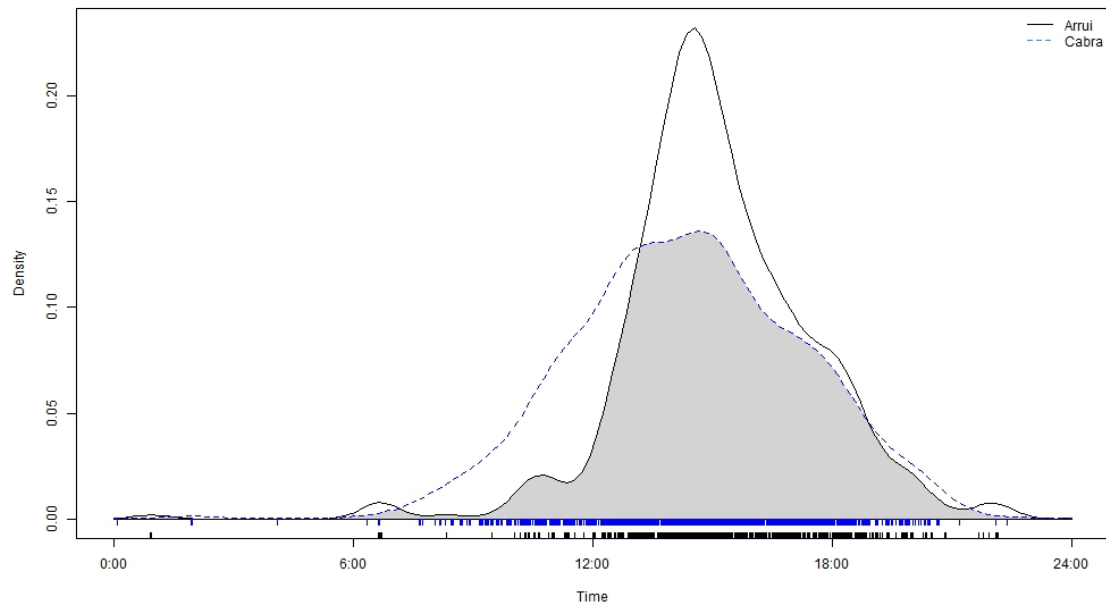
Figura 4. Distribución horaria observada de actividad (número de detecciones por hora) para arrui, cabra montés y jabalí en los puntos de agua monitorizados: a) gráficos circulares; b) curvas de actividad, en donde los valores del eje Y representan la frecuencia relativa de registros obtenidos por las cámaras de fototrampeo durante el periodo de estudio.

El análisis en R de la probabilidad de actividad horaria de las especies objeto del estudio, nos muestra un modelo ajustado con una escala normalizada que permite el análisis del coeficiente de solapamiento entre especies (Figura 5). El coeficiente de solapamiento horario $Dhat5$ ($\hat{D}_5$) entre arrui y cabra montés fue de 0,80, lo que indica una alta coincidencia temporal en el uso de los puntos de agua; mientras que los solapamientos con el jabalí fueron muy bajos, 0,08 frente a arrui y 0,01 frente a cabra montés.

a)



b)



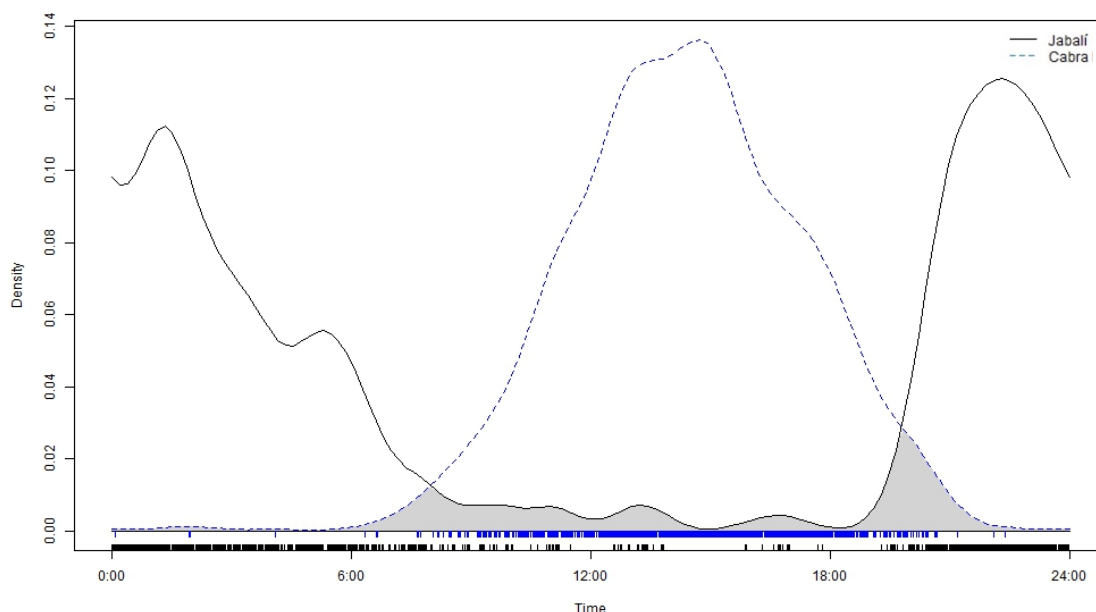


Figura 5. Curvas de densidad de actividad y solapamiento temporal entre especies de ungulados registradas en los puntos de agua: a) gráficos circulares; b) curvas de densidad en donde el eje Y indica la densidad de probabilidad de actividad diaria (área bajo cada curva = 1). Las áreas de solapamiento entre pares de especies se expresan mediante el coeficiente $\hat{D}_5$.

5.2. Actividad relativa

El tiempo de actividad estimado por las funciones ajustadas (*fitact()*) fue del 18 % del día para el arruí, 31 % para la cabra montés y 33 % para el jabalí. Las comparaciones por pares entre especies, realizadas con la función *compareAct()*, mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el arruí y las otras dos especies (Tabla 2), indicando que el arruí presenta un nivel de actividad diaria significativamente menor.

En cambio, la diferencia entre cabra montés y jabalí fue muy reducida (≈ 0.03) y, aunque el valor del modelo resultó positivo, ello refleja pequeñas variaciones en la forma de las curvas de actividad ajustadas, no necesariamente un mayor tiempo total activo. En términos prácticos, ambas especies muestran niveles similares de actividad diaria en la cercanías de puntos de agua durante el periodo estival, muy superiores al del arruí.

Especies	Diferencia	SE	W	Probabilidad
Arruí vs Cabra Montés	-0,13	0,01	96,28	< 0,0001
Arruí vs Jabalí	-0,15	0,01	134,14	< 0,0001
Cabra Montés vs Jabalí	0,03	0,02	2,91	0,08

Tabla 2. Comparación de los niveles generales de actividad diaria entre pares de especies mediante el estadístico Wald. Los valores de diferencia negativos indican que el nivel de actividad promedio de la primera especie es inferior al de la segunda.

5.3. Uso diferencial de puntos de agua entre especies

El análisis no paramétrico de Kruskal–Wallis mostró diferencias significativas entre las tres especies en los cuatro tipos de comportamiento analizados (Tabla 4).

Comportamiento	Arruí	Cabra montés	Jabalí	H	Probabilidad
Beber	0,10 ± 0,12	0,17 ± 0,21	0,10 ± 0,15	21,94	<0,0001
Dentro	0,23 ± 0,27	0,003 ± 0,02	0,30 ± 0,30	183,74	<0,0001
Orilla	0,38 ± 0,25	0,39 ± 0,29	0,25 ± 0,25	11,11	0,0039
Lejos	0,30 ± 0,25	0,44 ± 0,28	0,28 ± 0,22	30,29	<0,0001

Tabla 4. Test de Kruskal-Wallis para la determinación de diferencias interespecíficas en el uso de los puntos de agua. Se muestra la proporción media (± DE) del tiempo dedicado a cada comportamiento por especie, el estadístico H y la probabilidad resultante

Las comparaciones pareadas mediante el test de Dunn revelaron patrones de uso diferenciados de las zonas próximas a los puntos de agua por pares de especies (Tabla 5).

Así, para el comportamiento "beber" (Tabla 5), la cabra montés mostró el mayor porcentaje de registros (0,17 ± 0,21), significativamente superior al del arruí (0,10 ± 0,12) y el jabalí (0,10 ± 0,15), con una probabilidad $p < 0,05$.

En el comportamiento "dentro" del agua (Tabla 6), el jabalí mostró la mayor proporción de registros (media = 0,30 ± 0,30), seguido del arruí (0,23 ± 0,27) y la cabra montés (0,003 ± 0,02). Las comparaciones pareadas indicaron diferencias significativas entre la cabra montés y las otras dos especies ($p < 0,0001$), pero no entre arruí y jabalí ($p > 0,05$).

Respecto al tiempo en la "orilla" de la charca (Tabla 7), el arruí (0,38 ± 0,25) y la cabra montés (0,39 ± 0,29) mostraron proporciones similares, ambas superiores a la del jabalí (0,25 ± 0,25), siendo significativas las diferencias de los dos caprinos frente al jabalí ($p < 0,01$).

Finalmente, en cuanto a la localización "lejos" del agua (Tabla 8), la cabra montés presentó la mayor proporción de observaciones (0,44 ± 0,28), seguida del arruí (0,30 ± 0,25) y el jabalí (0,28 ± 0,22). Las comparaciones de Dunn confirmaron diferencias significativas entre la cabra montés y las otras dos especies ($p < 0,001$), pero no entre arruí y jabalí ($p > 0,05$).

Comportamiento	Especies	Estadístico z	p ajustada	Significación
Beber	Arruí – Cabra montés	-2,554	0,0210	*
	Arruí – Jabalí	-1,594	0,1100	ns
	Cabra montés – Jabalí	-4,672	0,0000	****
Dentro	Arruí – Cabra montés	-10,001	0,0000	****
	Arruí – Jabalí	1,287	0,1970	ns
	Cabra montés – Jabalí	13,333	0,0000	****
Orilla	Arruí – Cabra montés	-0,024	0,9810	ns
	Arruí – Jabalí	-2,676	0,0070	**
	Cabra montés – Jabalí	-2,639	0,0080	**
Lejos	Arruí – Cabra montés	3,771	0,0001	***
	Arruí – Jabalí	-0,933	0,3510	ns
	Cabra montés – Jabalí	-5,473	0,0000	****

Tabla 5. Test de Dunn de comparaciones pareadas de especies para cada comportamiento. Se muestra el estadístico z, la probabilidad ajustada y el nivel de significación: no significativo (ns), < 0,05 (), < 0,01 (**), < 0,001 (***), < 0,0001 (****)*

5.4. Monitorización en pastos y zonas con plantas de interés

Las cámaras instaladas durante la primavera y el verano de 2025 en cortafuegos, zonas de pasto, y áreas próximas a pies de especies vegetales de interés conservacionista registraron una presencia escasa y esporádica de los ungulados objeto de estudio, detectándose además gamos en una de las localizaciones (Tabla 6, Figuras 6-13).

Cámaras	Localización	# arruís	#cabras monteses	#jabalíes	#gamos
Cam 1	Plantas de interés	0	0	1	0
Cam 2	Plantas de interés	0	0	6	0
Cam 3	Plantas de interés	0	0	0	0
Cam 4	Plantas de interés	0	0	2	0
Cam 5	Plantas de interés	1	0	0	0
Cam 6	Cortafuegos	2	3	30	16
Cam 7	Cortafuegos	1	2	10	0
Cam 8	Cortafuegos	5	12	8	0
Cam 9	Cortafuegos	7	1	14	0
Cam 10	Cortafuegos	0	0	1	0
Cam 11	Plantas de interés/roquedo	24	10	0	0
Cam 12	Plantas de interés/roquedo	7	7	0	0
	SUMA	47	35	72	16

Tabla 6. Número de avistamientos de especies de ungulados captados por las cámaras de fototrampeo situadas en zonas con pies de planta de interés conservacionista y cortafuegos/pastos.

El número de detecciones resultó insuficiente para realizar análisis estadísticos comparativos, por lo que las observaciones deben considerarse preliminares. En general, se constató una utilización baja y dispersa de estos enclaves, sin evidencias de daños significativos en los pies de *Quercus faginea*, *Pistacia terebinthus*, *Juniperus phoenicea* u otras especies monitorizadas.



Figura 6. Arruís captados por fototrampeo en zona de cortafuegos



Figura 7. Cabras monteses captadas por fototrampeo en zona de cortafuegos



Figura 8. Jabalíes captados por fototrampeo en zona de cortafuegos



Figura 9. Gamos captados por fototrampeo en zona de cortafuegos



Figura 10. Arruí casi imperceptible captado por fototrampeo nocturno en zona de matorral/bosque



Figura 11. Jabalí captado por fototrampeo en zona de matorral/bosque



Figura 12. Arruis captados por fototrampeo en zona de matorral/roquedos



Figura 13. Cabras monteses captadas por fototrampeo en zona de matorral/roquedos

6. Discusión

El presente proyecto plantea una serie de cuestiones relativas a la potencial incidencia de una especie exótica, el arrui norteafricano, sobre el medio y la fauna y flora del ecosistema mediterráneo propio de las sierras del sureste peninsular. En concreto, se ha realizado un diseño experimental fundamentado en el uso de cámaras de fototrampeo que nos permitiera analizar, no solo en el caso del arrui, sino también de las especies de ungulados autóctonos que conviven con él en las zonas de estudio, los siguientes aspectos: a) el uso de charcas temporales durante el estío, con vistas a determinar potenciales incidencias sobre puestas y subadultos de especies de anfibios, cuyas poblaciones están protegidas en la región; b) la presencia y uso de zonas de pastos naturales (cortafuegos) durante la primavera, cuando nutritivamente están en su apogeo; y c) la incidencia sobre especies vegetales de interés conservacionista en la región. Nuestro diseño experimental, el cual ha tenido en cuenta la presencia en simpatría del arrui y la cabra montés, entre otros ungulados (particularmente el jabalí), ha sido realizado con sumo cuidado, fundamentado en especialistas y conocedores de la zona de estudio.

Los resultados han sido dispares y entendemos que esto se ha debido a que, al tratarse de un proyecto limitado al espacio temporal de un año, los resultados se han visto mediatizados por factores estocásticos, tales como la precipitación anual, que ha sido particularmente dispar en los meses de estudio. Así, dado que el contrato de apoyo tecnológico que permitía desarrollar el estudio se firmó en el mes de junio de 2024, comenzamos con el estudio de las charcas de agua ese mismo verano. Se da la circunstancia de que 2024 ha sido un año muy

seco, en particular la primavera, lo que ha dado lugar a una elevada recogida de datos en las zonas de charcas mantenidas en cotos de caza colaboradores; en cambio, el año 2025, en el que planteamos el estudio primaveral de incidencia sobre la vegetación, ha sido todo lo contrario, con un índice de lluvias extraordinariamente elevado. Esto ha dado lugar a que la oferta alimentaria en el campo haya estado repartida por toda la región, incluso en el verano, con la que los ungulados han podido contar con recursos a lo largo de todas las serranías del sureste y las posibilidad de encuentros en localizaciones concretas se ha visto disminuida. El índice de capturas en cortafuegos/pastos y zonas con pies de plantas palatables, ha sido tan bajo que no hemos podido llevar a cabo ningún análisis con esa información. Así y todo entendemos que podemos sacar algunas conclusiones interesantes que podrán abordar la mayor parte de los objetivos planteados en el proyecto.

En suma, los resultados obtenidos en este estudio aportan nueva evidencia sobre la ecología comparada de los tres ungulados más representativos de las sierras murcianas —arruí, cabra montés y jabalí— y su interacción en torno a los recursos hídricos estivales y las zonas de pastoreo natural. En conjunto, los datos apoyan la hipótesis de que el arruí, pese a su origen exótico, desempeña un papel funcional análogo al de otros ungulados mediterráneos autóctonos y no muestra indicios de competencia significativa con la cabra montés.

6.1. Uso de puntos de agua

Los resultados reflejan estrategias distintas de uso del agua entre las tres especies estudiadas. El arruí, adaptado a ambientes áridos, muestra menor dependencia directa de las charcas. El jabalí aprovecha los puntos de agua para el baño y la termorregulación, mientras que la cabra montés utiliza estos recursos principalmente para beber y permanecer en las proximidades. Estas diferencias se alinean con sus respectivas ecologías y fisiologías.

El arruí mantiene una mayor adaptación a condiciones xéricas, lo que explica su menor dependencia de los puntos de agua (18 % del día activo) respecto a la cabra montés (31 %) y el jabalí (33 %). Este patrón concuerda con las observaciones de Bachiri et al. (2021) y Ben Mimoun & Nour (2015) en poblaciones norteafricanas, donde el arruí reduce su actividad diurna en los periodos más calurosos y obtiene buena parte de sus requerimientos hídricos del alimento fresco. En cambio, la cabra montés mostró en este estudio un patrón de actividad más amplio y sostenido durante las horas centrales de la tarde, coincidiendo parcialmente con el arruí, lo que sugiere una utilización solapada pero no competitiva de los puntos de agua. La cabra montés muestra asimismo una mayor frecuencia de visitas a las charcas, consistente con su estrategia más termolábil y con su dieta de mayor contenido en materia seca (Fernández-Olalla et al., 2016). El jabalí, por su parte, presenta un comportamiento claramente nocturno, que se traduce en una baja superposición con las especies silvestres de ungulados.

El elevado coeficiente de solapamiento temporal entre arruí y cabra montés ($\hat{D}_5 = 0,80$) revela una coincidencia notable en el uso horario de los puntos de agua, aunque las curvas de densidad indican diferencias claras en la intensidad relativa de actividad. Esta coincidencia temporal no implica necesariamente competencia directa, ya que ambos ungulados podrían alternarse espacialmente en el acceso a los puntos de agua o utilizar enclaves distintos dentro del mismo sistema. Estudios previos en otras zonas del sureste ibérico (Eguía et al., 2015;

Cassinello et al., 2025) apuntan en la misma dirección: la coexistencia de ambas especies es posible gracias a diferencias en la dieta y el microhábitat seleccionado.

Estos resultados confirman un uso compartido de los recursos hídricos entre los ungulados silvestres, aunque con diferencias claras en el momento del día en que cada especie los utiliza, destacando la nocturnidad del jabalí frente a la actividad diurna de arrui y cabra montés.

6.2. Uso diferencial de puntos de agua entre especies

En conjunto, los resultados indican que la cabra montés utiliza los puntos de agua esencialmente para beber, pero no suele adentrarse y prefiere mantenerse en las cercanías. Asimismo, se la ha visto en una mayor proporción de tiempo alejada de las charcas que las otras especies. Al arrui y al jabalí se les ve en una frecuencia similar dentro de las charcas. Respecto al uso de la orilla o proximidades de los puntos de agua, apreciamos una disparidad entre lo observado en las capturas (sin diferencias entre los tres ungulados) y los análisis del test de Kruskal-Wallis (el jabalí se aproxima menos a las orillas); este resultado parece indicar que el jabalí se comporta de modo diferente dependiendo del tipo de charca, quizás dependiendo de factores como el nivel de embarrado, la presencia de vegetación o el tipo de suelo.

Hemos de hacer notar la existencia de evidencias científicas que señalan que la presencia intensiva del jabalí en charcas constituye un elemento de perturbación ecológica de relevancia. Numerosos estudios han documentado los impactos del jabalí sobre anfibios mediante la destrucción de puestas, el enturbiamiento del agua y la alteración física de las orillas durante el hozado o el baño (Barrios-García & Ballari, 2012; Caria et al., 2021). Además, análisis dietarios y metabarcoding muestran que los suidos pueden consumir anfibios localmente, añadiendo una presión directa sobre las poblaciones (Canright et al., 2023). En consecuencia, la intensa utilización de los puntos de agua por parte del jabalí detectada en este estudio (frecuencia y utilización) obliga a considerar medidas de gestión (exclusiones temporales, protecciones perimetrales o control poblacional) durante los periodos críticos de reproducción anfibia.

6.3. Monitorización de pastos y plantas de interés conservacionista

La escasez de capturas en las cámaras instaladas en cortafuegos y zonas de pastos, donde se esperaba una mayor querencia de ungulados, podría estar relacionada con la elevada disponibilidad de alimento en las sierras murcianas durante la primavera y el verano de 2025. Las precipitaciones acumuladas en los primeros meses del año, muy por encima de la media, generaron un rebrote excepcional de herbáceas y un aumento generalizado de la cobertura vegetal, reduciendo la necesidad de desplazamiento y concentración de animales en los puntos de observación.

Aún cuando no se ha podido realizar un estudio de presencia de ungulados en estas zonas, conviene resaltar el hecho de que no se haya detectado evidencia de daños relevantes por parte de herbívoros, arruis o cabras monteses, sobre pies de especies leñosas catalogadas, lo que podría ser indicativo de una hipotética incidencia baja o nula sobre la vegetación protegida. Este resultado amplía las conclusiones del estudio previo (Cassinello et al., 2025),

en el que se demostró que la presión de herbivoría de ambos ungulados sobre plantas leñosas era comparable y dependiente principalmente de la densidad total de herbívoros, más que del origen exótico de alguno de ellos.

En conjunto, los resultados confirman que el arruí utiliza los recursos hídricos y tróficos de forma complementaria a la cabra montés, sin evidencias de desplazamiento competitivo ni de impacto apreciable sobre las comunidades vegetales o la fauna asociada. El patrón observado refuerza la visión del arruí como un componente funcional más de los ecosistemas semiáridos ibéricos, cuya gestión debería basarse en la evidencia empírica y no en percepciones sin evidencia empírica de invasividad.

El presente estudio, junto con los resultados previos de 2021, refuerza la necesidad de reconsiderar la catalogación del arruí como especie invasora en el contexto peninsular, al menos en regiones donde su población se gestiona de forma estable y controlada.

7. Bibliografía

Acevedo, P., Cassinello, J., Hortal, J., Gortázar, C. 2007. Invasive exotic aoudad (*Ammotragus lervia*) as a major threat to native Iberian ibex (*Capra pyrenaica*): A habitat suitability model approach. *Diversity and Distribution* 13, 587–597.

Bachiri, H., Znari, M., Ait Baamranne, M.A., Aourir, M. 2021. Spring diet differs among age-sex classes in Atlas Barbary sheep (*Ammotragus lervia lervia*) in a fenced nature reserve, Morocco. *Mammalia* 85: 315-324.

Barrios-García, M.N., Ballari, S. A. 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: A review. *Biological Invasions* 14, 2283–2300.

Behmer, S.T., Joern, A. 2008. Coexisting generalist herbivores occupy unique nutritional feeding niches. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105, 1977–1982.

Ben Mimoun, J., Noura, S. 2015. Food habits of the aoudad *Ammotragus lervia* in the Bou Hedma mountains, Tunisia. *South African Journal of Science* 111: Art. #2014-0448.

Bounaceur, F., Benamor, N., Bissaad, F.Z., Douba, F., Benmammar-Hasnaoui, H., Guellil, L. 2016. État des populations et régime alimentaire du mouflon à manchette *Ammotragus lervia* (Pallas, 1777) au niveau de la réserve de chasse de Moutas à Tlemcen. *Revue Écologie-Environnement* 12: 42-52.

Canright, V.R., Piaggio, A.J., Chinn, S.M., Giglio, R.M., Craine, J.M., Beasley, J.C. 2023. DNA metabarcoding reveals consumption of diverse community of amphibians by invasive wild pigs (*Sus scrofa*) in the southeastern United States. *Scientific Reports* 13, 20889.

Caria, M.C., Grillas, P., Riviaccio, G., Bagella, S. 2021. Effect of inter-annual meteorological fluctuations and wild boar disturbance on the vegetation of Mediterranean temporary ponds. *Applied Vegetation Science* 24, e12624.

Cassinello, J. 2015. *Ammotragus lervia* (aoudad). En: *Invasive Species Compendium*; CABI: Wallingford, Reino Unido.

Cassinello, J. 2018. Misconception and mismanagement of invasive species: The paradoxical case of an alien ungulate in Spain. *Conservation Letters* 11, e12440.

Cassinello, J., Acevedo, P., Hortal, J. 2006. Prospects for population expansion of the exotic aoudad (*Ammotragus lervia*; Bovidae) in the Iberian Peninsula: Clues from habitat suitability modelling. *Diversity and Distribution* 12, 666–678.

Cassinello, J., Albanell, E., Eguía, S., Roverso, A., San Miguel, A., Bartolomé, J. 2025. When the evidence points to the non-invasive nature of an allegedly invasive alien species: The case of the aoudad in mainland Spain. *Animals* 15, 2683.

Cassinello, J., Bounaceur, F., Brito, J.C., Bussière, E., Cuzin, F., Gil Sánchez, J., Herrera Sánchez, F., Wachter, T. 2022. *Ammotragus lervia* (amended version of 2021 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2022, e.T1151A214430287.

CBD 2002. Decision VI/23: Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. Sixth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, 7 - 19 April 2002 – La Haya, Países Bajos.

Eguía, S., Martínez-Noguera, E., Botella, F., Pascual, R., Giménez-Casaldueiro, A., Sánchez-Zapata, J.A. 2015. Evolución del área de distribución del arruí (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) y la cabra montés (*Capra pyrenaica* Schinz, 1838) en la Región de Murcia. V Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia, 2015. Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia.

Fernández-Olalla, M., Martínez-Jauregui, M., Perea, R., Velamazán, M., San Miguel-Ayán, A. 2016. Threat or opportunity? Browsing preferences and potential impact of *Ammotragus lervia* on woody plants of a Mediterranean protected area. *Journal of Arid Environments* 129: 9-15.

Gurevitch, J., Padilla, D. K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution* 19, 470–474.

IUCN (2000). IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss due to Biological Invasion. The World Conservation Union (approved by the IUCN Council, February, 2000).

McNaughton, S.J. 1994. Biodiversity and function of grazing ecosystems. En: *Biodiversity and Ecosystem Function* (Eds. Schulze, E.D.; Mooney, H.A.). Springer Verlag: Berlin/Heidelberg, Alemania; pp. 361–383.

Meredith, M., Ridout, M. 2014. *overlap*: Estimates of Coefficient of Overlapping for Animal Activity Patterns. R package version 0.3.2.

Miranda, M., Sicilia, M., Bartolomé, J., Molina-Alcaide, E., Gálvez-Bravo, L., Cassinello, J. 2012. Contrasting feeding patterns of native red deer and two exotic ungulates in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research*, 39, 171–182.

Parikh, G.L., Etchart, J.L., O’Shaughnessy, R., Harveson, L.A., Cain III, J.W. 2025. Feeding habits of sympatric aoudad (*Ammotragus lervia*) and desert bighorn (*Ovis canadensis mexicana*) in West Texas. *Journal of Wildlife Management* 89, e70008.

R Core Team. 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>

Rowcliffe, J. M. 2021. *activity*: Animal Activity Statistics. R package version 1.3.

Stein, A., Gerstner, K., Kreft, H. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* 17, 866–880.

Valverde, J.A., 2005. Reyes, osos, lobos, espátulas y otros bichos. Memorias de un biólogo heterodoxo. Ediciones Quercus, Madrid.

Velamazán, M., San Miguel, A., Escribano, R., Perea, R. 2017. Threatened woody flora as an ecological indicator of large herbivore introductions. *Biodiversity and Conservation* 26, 917–930.