



UNIVERSIDAD DE ALMERÍA
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES



TRABAJO FIN DE GRADO DE CIENCIAS AMBIENTALES

Autor: Francisco Federico Martínez Oller

ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS TERRESTRES EN LA FINCA DE “LAS AMOLADERAS” (PARQUE NATURAL CABO DE GATA-NÍJAR), Y EFECTO SOBRE ESTA DEL PROCESO INVASIVO DE DOS ESPECIES VEGETALES.

STUDY OF THE TERRESTRIAL MAMMAL COMMUNITY IN THE “LAS AMOLADERAS” FARM (CABO DE GATA-NÍJAR NATURAL PARK), AND THE EFFECT ON IT OF THE INVASIVE PROCESS OF TWO PLANT SPECIES.



Director: Fernando Rogelio García Barroso

Codirector: José Luis Molina Pardo

Septiembre 2021

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a mi director Fernando Rogelio García Barroso y mi codirector José Luis Molina Pardo, por haber podido contar con ambos en todo momento y habiendo sido un placer trabajar junto a ellos en el proyecto.

Agradecer a Emilio Jesús González Miras que desde la Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía y la Sociedad para el Estudio y Recuperación de la Biodiversidad Almeriense (SERBAL), ha sido un miembro más del equipo investigador de este estudio, siendo posible gracias a él por su conocimiento sobre la zona de estudio y experiencia en proyectos similares.

Agradecer a Antonio Jesús Castro Martínez y al departamento de Biología y Geología de la Universidad de Almería por haber prestado material, en este caso cámaras de fototrampeo, ante la necesidad que había de estas en uno de los muestreos.

Agradecer también a Adrián Aguilar López, Francisco José Gallegos Villegas, Francisco Javier Sánchez Camacho y Sergio López Martínez del Centro de Investigación de Colecciones Científicas de la Universidad de Almería (CECOUAL) y Sebastián Fernández Sánchez del Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global (CAESCG), por, en algún momento haber ayudado de diferentes maneras, como proporcionando modo de transporte, ayudando en el trabajo de campo y en los muestreos, proporcionando información o ayudando en la identificación de especies.

ÍNDICE

RESUMEN	4
ABSTRACT	4
1. INTRODUCCIÓN	5
1.1. ORIGEN Y CARACTERIZACIÓN	5
1.2. CLASIFICACIÓN.....	5
1.3. PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS	5
1.4. FUNCIONES DE LOS MAMÍFEROS TERRESTRES EN LOS ECOSISTEMAS	6
1.4.1. Meso y macromamíferos	6
1.4.2. Micromamíferos	8
1.5. PRINCIPALES MÉTODOS DE ESTUDIOS EN MAMÍFEROS	9
1.6. LOS MAMÍFEROS DE ESPAÑA.....	11
1.7. ESTADO DE CONSERVACIÓN.....	12
1.8. ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS	12
1.9. ESPECIES EXÓTICAS EN CABO DE GATA - NÍJAR.....	13
2. MATERIALES Y MÉTODOS	15
2.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	15
2.2. DISEÑO DEL MUESTREO	17
2.2.1. Fototrampeo.....	17
2.2.2. Muestreo de micromamíferos.....	22
2.3. ANÁLISIS DE LOS DATOS.....	29
2.3.1. Fototrampeo.....	29
2.3.2. Muestreo de micromamíferos.....	30
3. RESULTADOS	31
3.1. RIQUEZA DE ESPECIES	31
3.2. FOTOTRAMPEO	31
3.2.1. Comparación entre primavera e invierno en los resultados del fototrampeo en toda la zona de las Amoladeras.....	31
3.2.2. Comparación entre primavera y en invierno en los resultados del fototrampeo en la zona de Azufaiños.....	37
3.2.3. Comparación entre primavera y en invierno en los resultados del fototrampeo en la zona de Pitas.....	41
3.2.4. Comparación entre la zona de Azufaiños y la zona de Pitas en los resultados del fototrampeo en primavera.	45
3.2.5. Comparación entre la zona de Azufaiños y la zona de Pitas en los resultados del fototrampeo en invierno	50
3.3. MUESTREO DE MICROMAMÍFEROS	55

4. DISCUSIÓN.....	56
4.1. RIQUEZA DE ESPECIES	56
4.2. FOTOTRAMPEO	58
4.2.1. Comparación entre primavera e invierno en los resultados del fototrampeo en toda la zona de las Amoladeras	58
4.2.2. Comparación entre primavera e invierno en la zona de Azufaifos.....	59
4.2.3. Comparación entre primavera e invierno en la zona de Pitas.....	60
4.2.4. Comparación entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en primavera.....	62
4.2.5. Comparación entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en invierno.....	63
4.3. MUESTREO DE MICROMAMÍFEROS	64
5. CONCLUSIONES.....	65
6. BIBLIOGRAFÍA.....	66
7. ANEXO FOTOGRÁFICO	75



RESUMEN

El presente proyecto pretende estudiar la comunidad de mamíferos terrestres presente en las Amoladeras, área del sureste ibérico incluida dentro del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar. Además, parte de esta zona muestra la particularidad de presentar un proceso invasivo llevado a cabo por dos especies vegetales, *Agave fourcroydes* y *Agave sisalana*, sobre un ecosistema nativo de formaciones de *Ziziphus lotus*, por lo que pretendemos analizar si afecta a la comunidad de mamíferos terrestres del lugar. Durante los diferentes muestreos realizados se ha constatado la presencia de 9 especies de mamíferos silvestres (dos carnívoros, dos lagomorfos, un suido y cuatro roedores). Según los resultados obtenidos, con las condiciones de muestreo de este proyecto, no parece claro que la presencia de los Agaves afecte a la comunidad de mamíferos, al contrario de lo obtenido con otros grupos de animales (p.e. aves esteparias). El escaso número de capturas de micromamíferos no nos permite extraer conclusiones válidas, siendo recomendable volver a repetir el muestro con otro cebo. Llevando un seguimiento de los mamíferos terrestres de la zona mantenido en el tiempo se podrían obtener una mayor cantidad de datos sobre riqueza, distribución o estado poblacional de especies de macro, meso y micromamíferos terrestres, además de obtener más resultados que nos permitan analizar la existencia o no de amenazas por parte del proceso invasivo de las dos especies de agaves.

Palabras clave: Fototrampeo, micromamíferos, mamíferos, proceso invasor, *Ziziphus lotus*, Agaves, sureste ibérico.

ABSTRACT

This project aims to study the terrestrial mammal community present in the Amoladeras, an area of the southeastern Iberian Peninsula included in the Cabo de Gata-Níjar Natural Park. In addition, part of this area shows the particularity of presenting an invasive process carried out by two plant species, *Agave fourcroydes* and *Agave sisalana*, on a native ecosystem of *Ziziphus lotus* formations, we therefore intend to analyze whether it affects the terrestrial mammal community of the site. During the different samplings carried out, the presence of 9 species of wild mammals (two carnivores, two lagomorphs, one suid and four rodents) was observed. According to the results obtained, with the sampling conditions of this project, it does not seem clear that the presence of Agaves affects the mammal community, contrary to what was obtained with other animal groups (e.g. steppe birds). The low number of captures of micromammals does not allow us to draw valid conclusions, being advisable to repeat the sampling with another bait. By monitoring terrestrial mammals in the area over time, it would be possible to obtain more data on species richness, distribution or population status of macro-, meso- and micro-terrestrial mammals, in addition to obtaining more results that will allow us to analyze the existence or not of threats from the invasive process of the two species of agaves.

Keywords: Phototrapping, micromammals, mammals, Invasive process, *Ziziphus lotus*, Agaves, southeastern Iberian Peninsula.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. ORIGEN Y CARACTERIZACIÓN

Hace más de 150 millones de años los mamíferos caminaban por un planeta regido bajo la existencia de los grandes reptiles, pero fue hace 65 millones de años, al extinguirse los dinosaurios, cuando los mamíferos primitivos comenzaron un proceso de adaptación en diferentes nichos ecológicos (Rumiz, 2010). Los mamíferos, del latín *mamma* (pecho de la hembra en los animales mamíferos) y el verbo *ferre* (llevar) (Anaya, 1979) son animales de temperatura constante, teniendo características morfológicas únicas como, la presencia de pelo, glándulas mamarias que segregan leche para alimentar a sus crías, tienen una mandíbula formada únicamente por el hueso dentario, cuya articulación se realiza con el cráneo entre los huesos dentario y escamoso y, por último, presentan tres huesos en el oído (martillo, yunque y estribo), exceptuando esto último en los monotremas (Vargas y Zardoya, 2012).

1.2. CLASIFICACIÓN

Se dividen en placentarios (Euterios), como el lobo (*Canis lupus*), el león (*Panthera leo*) o el ser humano (*Homo sapiens sapiens*), marsupiales (metaterios) como los koalas (*Phascolarctos cinereus*) o el canguro rojo (*Macropus rufus*) y monotremas como el equidna común (*Tachyglossus aculeatus*) o el ornitorrinco (*Ornithorhynchus anatinus*) (Rumiz, 2010; Vargas y Zardoya, 2012). A la hora de trabajar con mamíferos podemos clasificarlos informalmente por tamaño, repartiéndose en micromamíferos (de hasta 250 gramos de peso), mesomamíferos (hasta 6 kilos) y macromamíferos (de más de 6 kilogramos de peso), aunque esta clasificación puede variar según los autores (Bianchini, Delupi y Regidor, 1987; D’Agostino, Udrizar y Nabte, 2017; Seguimiento de los micromamíferos comunes de España [SEMICE], 2021).

1.3. PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS

Los mamíferos, a pesar de no ser un grupo numeroso (5780 especies), en relación con las aves o los insectos, si es uno de los grupos que más se ha diversificado en el reino animal. Desde su aparición han sufrido una importante radiación adaptativa, que ha posibilitado que hayan colonizado prácticamente todos los ecosistemas terrestres, los encontramos en zonas con temperaturas elevadas como las zonas desérticas o las sabanas africanas, o hábitats de bajas temperaturas como la tundra, las zonas polares o los ambientes de alta montaña, aparecen en bosques, ríos, mares y océanos e incluso zonas urbanas. (Roig, 1962; Hickman, Cleveland, Larson y Roberts, 2009; Rumiz, 2010; Vargas y Zardoya, 2012). Entre sus adaptaciones morfológicas destacan las relacionadas con la locomoción. Existen grupos de mamíferos adaptados al vuelo, como los quirópteros, que poseen un tejido membranoso formado a partir de sus extremidades anteriores que les posibilita el vuelo, al medio marino, como las nutrias o las ballenas que poseen extremidades con adaptaciones para la natación (como membranas) o

directamente aletas, en los ambientes terrestres encontramos mamíferos que se desplazan sobre cuatro patas (cuadrúpedos) o sobre dos (bípedos) siendo algunos muy ágiles o rápidos como el guepardo (*Acinonyx jubatus*), en el medio terrestre también se han adaptado a la vida arbórea, de ahí que algunos tengan colas prensiles como los monos araña (*Ateles* spp), o la vida fosorial, con extremidades adaptadas para cavar como el topo ibérico (*Talpa occidentalis*). Caracterizados por su alto metabolismo en comparación con otros grupos animales encontramos especies que presentan dietas y formas de alimentación de lo más variadas, aparecen especies insectívoras, consumidoras de krill, erizos y moluscos en ecosistemas marinos, herbívoros pastadores o ramoneadores, como los renos (*Rangifer tarandus*) o los bisontes (*Bison bison*), grandes y pequeños carnívoros desde jaguares (*Panthera onca*) a zorros (*Vulpes vulpes*) que consumen desde grandes herbívoros a micromamíferos, o animales de hábitos frugívoros, granívoros o carroñeros. (Hickman et al., 2009; Rumiz, 2010; González-Varo, Fedriani, López-Bao, Guitián y Suarez-Esteban, 2015; López-Martín, 2017; Asociación Española para la Conservación y Estudio de los Murciélagos [SECEMU], 2021). En cuanto a la reproducción, en todos los casos se da la reproducción sexual, podemos clasificarla como hemos hecho anteriormente en placentarios (especies en las que la hembra posee placenta), marsupiales (poseen una bolsa denominada marsupio donde se desarrolla en su mayor parte la cría) y monotremas, que son los únicos que ponen huevos para cuando estos eclosionan amamantar a sus crías (Hickman et al., 2009).

1.4. FUNCIONES DE LOS MAMÍFEROS TERRESTRES EN LOS ECOSISTEMAS

1.4.1. Meso y macromamíferos

Los mamíferos terrestres desempeñan funciones clave dentro de los ecosistemas. En el caso de los macro y meso mamíferos terrestres, algunos grupos son responsables de la polinización de las plantas, por ejemplo, la ejercida por parte de primates y marsupiales (Rumiz, 2010). Participan también activamente en dispersión de semillas (zoocoria), como argumentan Escribano-Ávila, Pías, Escudero y Virgós (2015), en áreas degradadas como campos de cultivo abandonados o áreas similares, los mamíferos terrestres generalistas, haciendo hincapié en determinadas especies del orden *Carnivora* como el zorro (*Vulpes vulpes*) o especies del grupo *Artiodactyla* como el jabalí (*Sus scrofa*) llevan a cabo esta acción. Esto es debido a las características morfológicas y etológicas de estos animales, son de un tamaño considerable, si los comparamos con otras especies, como podrían ser algunas familias de aves como los túrdidos o los córvidos (que a veces se comportan como frugívoras) (González-Varo et al., 2015 y Escribano-Ávila et al., 2015). Este mayor tamaño implica que estas especies tengan áreas de campeo más grandes, usando más tipos de hábitats, esto provocará a su vez que las dispersiones de semillas sean más altas. Por otro lado, un mayor tamaño corporal implica una mayor estancia del alimento en el sistema digestivo del animal, lo que también da lugar a una mayor distancia de dispersión de las semillas (González-Varo et al, 2015 y Escribano-Ávila et al, 2015). Determinados estudios han comparado la distancia de dispersión de semillas en pequeñas aves y especies de carnívoros, siendo la distancia en las primeras de 51 metros, mientras que, en los segundos, esta distancia se encontraba entre 100 y 1000 metros, llegando a distancias de 1200

metros en martas (*Martes* spp), y a 3000 metros en zorros (*Vulpes vulpes*) (González-Varo et al., 2015 y Escribano-Ávila et al., 2015). Los carnívoros ofrecen una mayor dispersión de semillas que determinados herbívoros como conejos (*Oryctolagus cuniculus*) o cérvidos, ya que estos realizan deposiciones fragmentadas, mientras que los carnívoros no. Además, la forma de depositar las semillas en sus excrementos es en forma agregada (esto en mamíferos de más de 3 kg de peso), a diferencia de las aves, este sistema de dispersión en agrupaciones propiciaría a las especies de plantas dispersadas de una defensa ante patógenos e insectos herbívoros o incluso presentando estos sistemas de cooperación en el estado de plántula, aunque esto ha sido poco estudiado (González-Varo et al., 2015; Escribano-Ávila et al., 2015). El movimiento de semillas por parte de los mamíferos terrestres no solo es importante para la propia dispersión de estas, con relación a salud poblacional de la especie vegetal, sino que además se contribuye a la conectividad del paisaje y el flujo genético de las especies de plantas. En ecosistemas áridos y semiáridos de la región Mediterránea, existe poca abundancia de microhábitats provocando que no exista un aporte hídrico y nutricional sobre las semillas, dándose una mortalidad en la sequía estival, así que como dicen Escribano-Ávila et al. (2015) “la llegada no es igual a la supervivencia”. Es posible que la dispersión de estas semillas ocurra directamente en los microhábitats debido a que determinados mamíferos escogen la vegetación arbustiva de mediano y bajo porte para depositar sus excreciones, pudiendo darse de esta forma una mayor posibilidad de desarrollo exitoso de las semillas (Torres, 2013; González-Varo et al., 2015; Escribano-Ávila et al., 2015).

En cuanto a la predación, tenemos que tener en cuenta que existen carnívoros como el zorro rojo (*Vulpes vulpes*) que presentan determinadas densidades dependiendo de los recursos tróficos presentes, los carnívoros controlan poblaciones de sus presas, a su vez, cuando controlan las poblaciones de herbívoros reducen la competencia por los recursos y la propagación de enfermedades, los herbívoros a su vez por el ramoneo y el pastoreo modifican la vegetación contribuyendo así a la diversidad de plantas. Por ejemplo, en el Parque Nacional de Yellowstone (Wyoming, EEUU), la sobrepoblación de alces (*Alces alces*) estaba afectando negativamente a la vegetación, y fue con la reintroducción del lobo (*Canis lupus*) cuando se consiguió frenar esta situación (Aranda, 1995; García, Robredano, Aymerich y Esteve, 2009; Rumiz, 2010, Boyce, 2018; Forssmann, 2021). Los lobos (*Canis lupus*) pueden favorecer a otras especies modificando la vegetación, debido a su depredación sobre los herbívoros, provocando un efecto en cascada (Blanco, 2017). Además, las influencias de un depredador sobre otros depredadores inferiores pueden provocar un beneficio en las poblaciones de animales herbívoros. En la Península Ibérica, por ejemplo, el lince ibérico (*Lynx pardinus*) ejerce un control sobre depredadores inferiores y favorece a las poblaciones de conejo (*Oryctolagus cuniculus*), aunque este entre dentro de su dieta (Rodríguez, 2017). En resumen, en el grupo “*Carnivora*” encontramos depredadores secundarios y superdepredadores, estos influyen en los niveles tróficos inferiores y dan a conocer la salud de estos, controlando las poblaciones de herbívoros, influyendo así en el componente vegetal, sustento de los fitófagos de los que se alimentan (Torre y Arrizabalaga, 2003; Rumiz, 2010; González-Varo et al., 2015).

Otra función en los ecosistemas puede ser la del comportamiento, en algunos casos (carroñeros facultativos) como edentados, marsupiales o carnívoros como el zorro común (*Vulpes vulpes*)

o la hiena manchada (*Crocuta crocuta*) de esta forma contribuyen retirando la materia animal muerta de los ecosistemas, reduciendo la dispersión de enfermedades y contribuyendo al reciclado de nutrientes (Rumiz, 2010; López-Martín, 2017).

Otros ejemplos más concretos se dan en el consumo de savia y resinas por parte de, por ejemplo, los monos callitrichidos (Rumiz, 2010).

Algunos son “ingenieros del ecosistema” en muchos casos, como por ejemplo las especies excavadoras (p.e. el tejón, *Meles meles*) que al remover el sustrato este se enriquece con nutrientes afectando de esa manera a la vegetación o sirviendo las madrigueras de estos como refugio y nicho ecológico para otras especies no cavadoras (Rumiz, 2010).

1.4.2. Micromamíferos

Los micromamíferos también ejercen funciones esenciales en los ecosistemas, participan en la diseminación de hongos, por ejemplo, los pequeños múridos y esciúridos, o polinizadores de algunas plantas, en el caso de algunos murciélagos (Rumiz, 2010). Ejercen una función en el consumo y dispersión de semillas, debido a sus costumbres de creación de “despensas”, ocultando aquí distintos frutos propiciando un ambiente para la germinación y contribuyendo a la regeneración forestal (Sánchez-González, 2016; Navarro-Castilla, 2017; SEMICE, 2021). Son un componente en la dieta de un amplio abanico de depredadores, siendo a veces el recurso trófico clave en algunas especies animales como por ejemplo mamíferos como la comadreja (*Mustela nivalis*), aves como la lechuza común (*Tyto alba*) o reptiles como la culebra de escalera (*Zamenis scalaris*) y a su vez son consumidores de invertebrados (Sánchez-González, 2016; Tapia, 2016; Navarro-Castilla, 2017; López-Martín, 2017; Palazón, 2017; Pleguezuelos, 2019; SEMICE, 2021). Además, ejercen importantes funciones como reservorio de virus (Carro et al., 2007).

Al formar parte de la dieta de gran cantidad de depredadores, entre ellos especies generalistas, provocarán que estos los rastreen, en franjas de ecotono (estructuras típicas por ejemplo en ambientes donde se intercalan campos abandonados y parches de vegetación natural) el campeo de estos depredadores en estas zonas, buscando estas presas, provocará una dispersión de semillas por parte de dicho depredador (Escribano-Ávila, 2015). Es decir, la presencia de micromamíferos como presa, no solo es esencial para mantener los niveles tróficos superiores, si no también contribuyen a la buena salud de los productores primarios (Escribano-Ávila, 2015).

Por otra, al igual que los micromamíferos son un componente en la dieta de muchos otros animales (como hemos mencionado anteriormente) también es posible influencia indirecta en otros niveles tróficos. Por ejemplo, el águila culebrera (*Circaetus gallicus*) rapaz diurna la cual no incluye de forma habitual mamíferos en su dieta, tiene a los ofidios como presas principales en el sureste ibérico, constituyendo estos el 95% de su dieta tanto en biomasa como en frecuencia, entre las especies de ofidios que consume de manera más habitual se encuentran la culebra de escalera (*Zamenis scalaris*), la culebra de herradura (*Hemorrhois hippocrepis*) y la

culebra bastarda (*Malpolon monspesulanus*) (Ontiveros, 2016; Feriche, 2017; Pleguezuelos, 2017; Pleguezuelos, 2019). Estas tres serpientes mencionadas son activas consumidoras de micromamíferos, debido a esto podríamos aventurarnos a desarrollar la posible hipótesis de, que si una población de micromamíferos se ve afectada negativamente, existiendo una merma de las poblaciones de las distintas especies de estos, estas especies de ofidios se van a ver afectadas, lo cual podría conllevar que la culebrera europea, rapaz en la cual parece que no existe relación notable entre el consumo de mamíferos y su supervivencia, si se va a ver afectada por la afección en las poblaciones de ofidios (Feriche, 2017; Pleguezuelos, 2017; Pleguezuelos, 2019).

Respecto a los quirópteros podemos decir que controlan las poblaciones de insectos alimentándose de ellos entre muchos otros beneficios, por ejemplo, en ecosistemas neotropicales, especies cavernícolas mantienen con su guano la comunidad de vida que se da en cuevas (Rumiz, 2010; SECEMU, 2021).

1.5. PRINCIPALES MÉTODOS DE ESTUDIOS EN MAMÍFEROS

El conocimiento de los mamíferos de una determinada zona a niveles taxonómicos y a niveles geográficos resulta muy útil y necesario a la hora de caracterizar determinadas áreas y conocer la biodiversidad de una zona o país. Realizar inventarios de fauna ayuda a saber que protocolos de gestión y conservación son necesarios en cada lugar, para realizar mejoras como aumentar la calidad del hábitat y proteger el patrimonio natural, por esto es necesario un interés y esfuerzo por parte de tanto gobiernos, universidades y/o centros de investigación para conocer la fauna en lugares donde aún no se dispone de listados básicos sobre esta (Belda, Arques, Martínez, Peiró y Seva, 2009; García, Delgado-Jaramillo, Machado y Aular, 2016). En España se han desarrollado determinadas organizaciones, destinadas a el estudio de los mamíferos, como la SECEM (Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos), a la cual pertenece el proyecto SEMICE (Seguimiento de los micromamíferos comunes de España) y determinados grupos de trabajo como el grupo lince o el grupo nutria, además tenemos otras organizaciones como la SECEMU (Asociación Española para la Conservación y el Estudio de los Murciélagos) (Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos [SECEM], 2021; SECEMU, 2021).

En cuanto a los micromamíferos, el monitoreo y seguimiento de sus poblaciones resulta esencial pues estos son considerados excelentes indicadores tanto de la salud ambiental como de la biodiversidad asociada evaluando los impactos y riesgos producidos sobre esta y de los cambios llevados a cabo o no por el hombre, reconociendo el estado de nuestros ecosistemas, averiguando que cambios se están produciendo en ellos y a que son debidos. Ya se han llevado a cabo determinados estudios de los cuales algunos han demostrado que los cambios de uso en el suelo han provocado cambios en las comunidades de esta fauna, ya que, este grupo faunístico, ante cambios ambientales presentan unas fluctuaciones demográficas rápidas (Torre, Arrizabalaga, Freixas, Pertierra y Raspall, 2011; Moreno, Palomo, Fernández, Sánchez-Suarez y Santoro, 2016; SEMICE, 2021).

A la hora de estudiar las comunidades de mamíferos terrestres existen diferentes métodos, se podrían clasificar en invasivos, los cuales conllevan la captura de los individuos y su manipulación, que son los que producen una información más detallada, ya que se puede conocer el sexo, la edad y la biometría de los ejemplares capturados, además de poder ser marcados para reconocerlos en posibles recapturas o usar radiotelemetría, teniendo en cuenta que son metodologías más costosas (Arévalo, 2001). Y no invasivos, en los que los animales no son capturados, estos, se clasifican en directos, como lo son la realización de transectos para llevar a cabo un conteo directo de la especie o especies objeto del estudio o el trampeo fotográfico, e indirectos, que tratan del estudio de los determinados rastros que dejan los animales en el ecosistema, como lo son los excrementos, huellas, pelo, madrigueras etc...., para esto se utilizan diferentes métodos como trampas de pelo, de huellas o conteos de algunos de estos elementos mediante transectos (Arévalo, 2001; Gil-Sánchez, Moleón, Molino y Valenzuela, 2001; Torre y Arrizabalaga, 2003; Rowcliffe, Field, Turvey y Carbone, 2008; García y Mateos, 2009; Díaz-Pulido y Payán, 2012; Chávez et al., 2013).

Tenemos que considerar que, para el estudio de fauna salvaje esquiva, como es el caso de los carnívoros, el muestreo llevado a cabo mediante la utilización de cámaras trampa, resulta muy útil para el monitoreo de estas especies (Kelly y Holub, 2008; Rovero y Marshall, 2009; Monroy-Vilchis, Zarco-González y Rodríguez-Soto, 2010). El trampeo fotográfico es un método que es capaz de producir una gran cantidad de información detallada en poco periodo de tiempo, como la abundancia, distribución y utilización de hábitat por parte de diferentes especies, cada vez son más utilizadas y han realizado importantes contribuciones y generación de datos a la ecología (Tabak et al., 2018), además que el uso de estas requiere un bajo esfuerzo humano y el material es de fácil uso y necesita un bajo mantenimiento, de ahí que sea un sistema muy útil para trabajar en conservación de poblaciones y especies, además, es un método verdaderamente útil para el estudio de animales esquivos, que pueden ser identificados por patrones en las marcas de su pelaje, como se ha visto en determinados estudios como el llevado a cabo por Karanth y Nichols (1998). Además, como bien argumentan Ridout y Linkie (2009) el fototrampeo también es útil para examinar que patrones de actividad presentan las especies pudiendo, de esta manera, comparar la actividad de campeo entre un depredador y una presa, o entre los individuos machos y los individuos hembras de una misma especie.

Para el fototrampeo es común usar atrayentes olorosos. Se ha demostrado que el uso de determinados atrayentes afectan a la detectabilidad de determinadas especies, aumentando la probabilidad de conseguir registros, la orina de lince es un atrayente usado habitualmente para el fototrampeo, igual que el extracto de valeriana, ambos, presentan gratos resultados al usarse, llegando incluso a utilizarse combinados, incluso, existen determinadas especies de carnívoros que han sido detectados en fototrampeo solo con el uso de atrayentes olorosos, como por ejemplo el gato montés (*Felis silvestris*) (Ferrerías, Díaz-Ruiz, Célio y Monterroso, 2014; Sociedad para el Estudio y Recuperación de la Biodiversidad Almeriense, [SERBAL], 2020; Gómez, Ferrerías, Briones y Martín de Oliva, 2020). En determinados estudios llevados a cabo sobre el zorro rojo (*Vulpes vulpes*) se han utilizado determinados componentes olorosos, como la orina de lince rojo (*Lynx rufus*), excrementos y orina de gato doméstico (*Felis catus*), y heces de zorro de Rupell (*Vulpes rupelli*) y de fénec (*Fennecus zerda*), constatándose que el zorro al encontrar determinados de estos atrayentes marca con orina, heces, llevando a cabo

escarbaduras o haciendo desaparecer el estímulo colocado. Las marcas olorosas realizadas por determinados mamíferos tienen que ver con la defensa del territorio, de aquí podemos partir de una hipótesis ya establecida que los ejemplares residentes de zorro sustituyen las marcas de animales ajenos a dicho territorio por las suyas, ocurriendo también esta situación si el atrayente ajeno está en una zona de interés para el zorro residente, como un lugar fuente de recursos. También se ha observado que este proceso es más intenso por parte de este cánido sobre los olores pertenecientes al gato doméstico en determinadas zonas, los cuales pueden ser más novedosos para el zorro, ya que determinados animales al marcar, en muchos casos lo hacen respondiendo a estímulos que representan algo “nuevo” en la zona. Cabe decir que, la acción de marcaje de un animal sobre el marcaje del ejemplar de una especie distinta ya se había observado, por ejemplo, el marcaje llevado a cabo por coyotes sobre las marcas de lobos (*Canis lupus*) (Rau, 1987; De Miguel, Marques y Monclús, 2005).

En cuanto al muestreo de micromamíferos ya se ha comentado antes la importancia del estudio de esta comunidad, el uso de capturas en vivo con trampas es habitual para estudiar este grupo, por ejemplo, en España se utiliza la metodología del SEMICE (Seguimiento de los micromamíferos comunes de España), este proyecto, llevado a cabo a nivel nacional, se encarga de realizar un seguimiento de los micromamíferos de menos de 150 gramos de peso (exceptuando a *Rattus norvegicus*, que sí supera ese peso se incluye en los censos), a gran escala y largo plazo, a través de varias estaciones de muestreo mantenidas en su mayor parte por voluntarios, estos seguimientos son de vital importancia para una buena conservación y gestión, además de tener información actualizada y precisa de distribución y estado de conservación de las especies y hábitats añadiéndole a esto información de la dinámica del ecosistema, que factores de cambio están afectándoles, como están evolucionando las poblaciones y que condiciones y áreas son de importancia para su supervivencia. Además, el SEMICE tiene objetivos tanto científicos (comprender que causa las fluctuaciones, información sobre fenología, modelos de distribución etc....) y de divulgación y participación (potenciación de conocimiento, pedagogía etc....) (Torre y Arrizabalaga, 2003; Rowcliffe et al., 2008; Díaz-Pulido y Payán, 2012; Chávez et al., 2013; SEMICE, 2021).

1.6. LOS MAMÍFEROS DE ESPAÑA

En la Península ibérica tenemos un total de 147 especies de mamíferos entre los que se encuentran mamíferos marinos (33 especies), voladores (34 especies) y terrestres (80 especies) (Purroy y Varela, 2016; SECEM, 2021) y algunas únicas en todo el mundo, como el desmán ibérico (*Galemys pirenaica*) o el lince ibérico (*Lynx pardinus*). En España tenemos que tener en cuenta la gran cantidad de ambientes que tenemos, desde hábitats de alta montaña a zonas mediterráneas, pasando por zonas insulares como Las islas Canarias o las Baleares, y desiertos, además en Ceuta y Melilla, al existir registros de fauna norteafricana, debido a la situación geográfica de estas, incluimos a mamíferos típicos de los ambientes naturales del norte de África en nuestros listados, como pueden ser el chacal dorado (*Canis aureus*) o el gato montés africano (*Felis silvestris lybica*), entre otros (Purroy y Varela, 2016). En las zonas áridas y

semiáridas la densidad de algunos mamíferos es menor (Virgós, 2017) ya que seguramente las duras condiciones ambientales afecten a su comunidad.

1.7. ESTADO DE CONSERVACIÓN

Hoy en día el 26% de los mamíferos del mundo está en peligro de extinción, según la lista roja de la IUCN (International Union for Conservation of Nature), algunos de ellos catalogados como en peligro crítico de extinción, como lo son, por ejemplo, el visón europeo (*Mustela lutreola*), el orangután de borneo (*Pongo pygmaeus*), o el rinoceronte negro (*Diceros bicornis*) (International Union for Conservation of Nature [IUCN], 2021). Los mamíferos se enfrentan a distintos tipos de amenazas a nivel global. La sobrecaza o la caza furtiva y persecución directa en determinadas especies, a las que se envenena o trampea, como al lobo en la península ibérica (Rumiz, 2010; Castillo-Gámez, Gallo-Reynoso, Egido-Villarreal y Caire, 2010; Blanco, 2017). La pérdida de hábitat debido por ejemplo a la expansión de la agricultura (Castillo-Gámez et al., 2010) las invasiones biológicas, el cambio climático, las muertes por atropellos o estructuras humanas (como los parques eólicos), o la intoxicación por pesticidas son algunos ejemplos de factores de amenaza actuales (SECEMU, 2021).

1.8. ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Una especie exótica invasora es un organismo que se expande en una zona donde fue introducida por el ser humano y causa impactos negativos sobre la biodiversidad nativa (Capdevila-Arguelles, Zilletti y Suárez, 2013; Torres, 2013) zona de la cual no era autóctono. Las especies exóticas invasoras, según la UICN son una de las consecuencias de que se produzcan extinciones de determinados organismos, y afectan al medio físico y a la biodiversidad (incluido el ser humano) produciendo alteraciones en las cadenas tróficas y los flujos de energía y disminuyendo la capacidad resiliente del ecosistema (Saunders, Gentle y Dickman, 2010; Capdevila-Arguelles et al., 2013; Torres, 2013; Early et. al., 2016; Jones et al., 2016; MacCreless et al., 2016). Existen numerosos ejemplos de poblaciones de mamíferos que se han visto afectadas por estas especies foráneas, unas 10 especies de mamíferos autóctonos se extinguieron entre 1890 y 1900 a nivel regional en la División Occidental de Nueva Gales del Sur, cuando el zorro rojo (*Vulpes vulpes*) se dispersó desde Victoria (Saunders et al., 2010). En muchas islas oceánicas, poblaciones de pequeños mamíferos se han visto altamente perjudicadas debido a la introducción de gatos domésticos (Castro-Díez, Valladares y Alonso, 2004). En determinadas islas de México las actuaciones de dos especies exóticas invasoras, el gato y la rata negra, propiciaron la desaparición (en algunas islas) de determinados mamíferos como: el ratón de abazones (*Chaetodipus baileyi fornicatus*), la rata cambalachera de Todos Santos (*Neotoma anthonyi*), la rata de campo de Coronados (*Neotoma bunkerii*), la rata cambalachera de San Martín (*Neotoma martinensis*), la Rata arrocera de Tres Marías (*Oryzomys nelsoni*), el ratón de Ángel de la Guarda (*Peromyscus guardia harbisoni*), el ratón de Mejía (*Peromyscus guardia mejiae*) y el ratón de San Roque (*Peromyscus maniculatus cineritius*) (Born-Schmidt, de Alba, Parpal y Koleff, 2017). Concretamente en la Península Ibérica el visón europeo (*Mustela lutreola*), especie considerada “en peligro de extinción” en el Catálogo

Español de Especies Amenazadas y en peligro crítico según la categoría global de la UICN se encuentra con una amenaza hacia sus poblaciones por parte de una especie exótica invasora, el visón americano (*Neovison vison*) animal oportunista y de mayor tasa reproductiva y tamaño que el visón europeo, al cual desplaza (Boletín Oficial del Estado [BOE], 2011; Palazón, 2017; Palazón y Melero, 2017, IUCN, 2021), también se ha documentado en Bielorusia los efectos negativos del visón americano (*Neovison vison*) sobre el turón (*Mustela putorius*) (Melero y Palazón, 2017).

En otros casos, las especies exóticas invasoras, aun afectando negativamente a los ecosistemas o algunas especies nativas, han sido beneficiosas para determinadas especies de mamíferos. En el sur de Chile, está registrado el consumo habitual del introducido jabalí europeo (*Sus scrofa*) por parte del puma (*Puma concolor*), pues, estudios situaron al suido como presa de importancia para el félido entre 1988 y 2004 (Skewes, Moraga, Arriagada y Rau, 2012). En España también hay casos similares, por ejemplo, la nutria (*Lutra lutra*) incorpora especies exóticas en su dieta como el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) o peces introducidos como *Lepomis gibbosus* (Ruiz-Olmo, 2017).

1.9. ESPECIES EXÓTICAS EN CABO DE GATA - NÍJAR

El Parque Natural Cabo de Gata-Níjar es uno de los entornos más únicos de todo Europa, por sus condiciones de aridez, siendo un lugar con numerosos endemismos y servicios ecosistémicos asociados, de ahí los proyectos de investigación y recuperación que se han llevado a cabo aquí, como el actual Life Adaptamed, el cual tiene como principal objetivo proteger los servicios ecosistémicos del parque mediante el uso de una “gestión adaptativa” mediante el cual se han muestreado varios tipos de organismos, como especies vegetales, invertebrados o aves esteparias. La zona se encuentra sometida a diferentes amenazas, como los incendios o la escasez hídrica agravada por la sobreexplotación de acuíferos, aunque existe otro problema en este lugar, las especies exóticas invasoras las cuales son una de las consecuencias del cambio global y de efectos notablemente negativos que provocan problemas en los ecosistemas conllevando a que su funcionamiento y composición no sea el correcto, de ahí que una de las acciones a desarrollar sea la eliminación de esta, junto con acciones en el azufaifar (aumento de resiliencia y provisión de servicios ecosistémicos) y un manejo del pinar-espartal para establecer núcleos de biodiversidad (Torres, 2013; lifeAdaptamed, 2021). Los hábitats de interés y prioritarios, del anexo I de la Directiva Hábitats que se verán afectados de manera directa por estas acciones son: el 5220* Matorrales arborescentes con *Ziziphus**, el 5330 Matorrales termomediterráneos y el 6220* Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales* (lifeAdaptamed, 2021).

En el Parque Natural existen poblaciones de especies vegetales alóctonas como son el sisal (*Agave sisalana*) y el henequén (*Agave fourcroydes*) en zonas típicas de formaciones de azufaifo (*Ziziphus lotus*). Estas poblaciones proceden de individuos plantados en la zona entre 1956 y 1958 para el uso en la industria textil. En Almería se sembraron 1280 hectáreas de henequén dentro de lo que hoy es el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar y en las zonas cercanas

a El Toyo, los cultivos fueron abandonados y dejados de ser gestionados por el hombre, debido a el fracaso de estos, fue entonces cuando empezó su comportamiento invasor, siendo, en ambientes sobre todo áridos más notablemente, un trabajo caro y en muchos casos susceptible a fracasar el eliminar las especies invasoras y el restaurar la zona (Tirado, 2009; Torres, 2013), a esto hay que sumarle que, actualmente, tanto el henequén como el sisal, aunque tengan un comportamiento invasor, no se encuentran recogidas en el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula Catálogo español de especies exóticas invasoras, como si ocurre con la pitera común (*Agave americana*) por lo que esto también es un obstáculo a la hora de gestionar (BOE, 2013).

Estas especies invasoras presentes en el lugar cada vez están más naturalizadas y provocan el cambio en el funcionamiento del ecosistema original y como cabe esperar sobre la biodiversidad del lugar, lo que ha llevado a cabo determinados estudios sobre el estado de distintos grupos animales como aves e invertebrados, pero, cabe decir, que, aunque se han hecho estudios puntuales sobre mamíferos, nunca se han estudiado a fondo el estado de estos hasta ahora, que se va a estudiar la fauna mamífera de ambas zonas, la autóctona y la invadida por pitas, para, de esta forma, ver cómo afecta este proceso invasivo por parte de unas especies vegetales como lo son el sisal y el henequén en un ecosistema sobre este taxón animal.

Conocer el estado de los distintos grupos faunísticos en este lugar es necesario para la toma de decisiones oportunas con el objetivo de evitar la merma de poblaciones animales lo cual podría llegar incluso a provocar extinciones locales, desapareciendo así elementos de la biodiversidad, lo que afectaría a todo el ecosistema debido a que todos sus componentes colaboran en el correcto funcionamiento de este, además, el Parque Natural, se ve sometido a un proceso invasivo por parte de dos especies exóticas como lo son el sisal (*Agave sisalana*) y el henequén (*Agave fourcroydes*) siendo interesante ver qué grado de afección está ocurriendo sobre los distintos grupos taxonómicos de la fauna presente en aquí, en este caso mamíferos terrestres, para poder, de esa forma, adoptar las medidas correctoras oportunas.

Como hipótesis de partida, planteamos que la zona donde se encuentran las pitas (*Agave spp*) afectará negativamente a la comunidad de mamíferos, siendo la zona donde no aparecen estas, compuesta por vegetación nativa, donde su subsistencia y desarrollo vital se encontrara en un mejor estado.

Por tanto, el objetivo principal de nuestro estudio es el averiguar la situación actual de mamíferos que aparecen en nuestra área de estudio. Y como objetivo secundario, queremos conocer cómo les afecta el cambio de uso del suelo al pasar de una vegetación autóctona a una vegetación dominante exótica con características invasoras.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDIO

El proyecto se ha desarrollado en la finca de “Las Amoladeras”, la zona de estudio cuenta con una superficie total de 1000 hectáreas aproximadamente, situada dentro del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar. El área de muestreo se encuentra delimitada al oeste por el “Camino de la Ermita de Torregarcía”, al sur por el Mar Mediterráneo, al norte por la “AL-3115” y al este por cultivos de y la Rambla Morales (Figura 1). Para ubicar las trampas, se ha seleccionado como zona de vegetación nativa la situada entre el “Camino de la Ermita de Torregarcía” y la Rambla de Las Amoladeras, mientras que la zona sometida al proceso invasivo de las pitas se encuentra al pasar dicha rambla (Figura 1).

Cabe decir, a modo de aclaración, que cuando nos refiramos a “zona de Azufaiños” nos referimos al área que no presenta presencia de agaves y cuando nos refiramos a “zona de Pitas” estaremos hablando del área sometida al proceso invasor de las mismas, ya que, en ambas zonas, hay presencia de *Ziziphus lotus*. También debemos de llevar en cuenta que, en nuestros resultados, cuando nos referimos a “Amoladeras” nos referimos a nuestra zona de muestreo en total, con los datos de Azufaiños y Pitas en conjunto, para poder comparar así, únicamente, estacionalmente.

La zona de estudio presenta un clima Mediterráneo semiárido, con una temperatura media anual de 17,5 °C, con una máxima media anual de 22,5 °C y mínima anual de 15 °C. En cuanto a las precipitaciones, es una de las zonas con mayor escasez a nivel Nacional, con una precipitación acumulada anual de 100 mm (Torres, 2013 y Agencia Española de Meteorología, 2021).

La zona es una llanura costera eólica, neógena y cuaternaria, formada por sedimentos post-orogénicos de los glaciares y abanicos aluviales, estos abanicos eran originados por la erosión de Sierra Alhamilla y depositados a través de la rambla de Amoladeras y Morales durante el cuaternario, cabe añadir que la zona presenta un depósito marino de 200.000 años de antigüedad (Torres, 2013).

Sus suelos se caracterizan por presentar un régimen de humedad arídico, de temperatura térmico, con buen drenaje y pH superior a 7. Son suelos con ausencia de pedregosidad, arenosos, por lo que su retención de agua es baja, de ahí su carácter seco. Los suelos dominantes suelen ser Arenosoles háplicos (Tirado, 2009).

La vegetación de la zona de estudio esta se caracteriza por una composición de matorrales deciduos, predesérticos y arborescentes, con *Ziziphus lotus*. Estos matorrales son característicos del sureste ibérico semiárido. Este hábitat es el azufaiñar mejor conservado de Europa, y se encuentra recogido en la Directiva 92/43/CEE, en el anexo 1, como “5220 Matorrales arborescentes con *Ziziphus* (*)” como un hábitat de vital importancia. El estrato arborescente es el formado por *Ziziphus lotus*, estando los estratos más bajos formados por especies como *Asparagus albus*, *Salsola oppositifolia*, *Ballota hirsuta*, *Whitania frutescens*, *Lycium intricatum*, *Thymalea hirsuta*, *Launaea arborescens*, *Thymus hyemalis*, *Ononis natrix*,

Teucrium spp y *Carlina corymbosa* (Tirado, 2009; Amigos del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, 2012; Torres 2013). Cabe remarcar que además de la vegetación natural original, principalmente tras la “Rambla de las Amoladeras” se encuentra una zona invadida por dos especies exóticas naturalizadas en la zona y que están desarrollando un comportamiento invasor, el sisal (*Agave sisalana*) y el henequén (*Agave fourcroydes*) (Tirado, 2009 y Torres 2013).

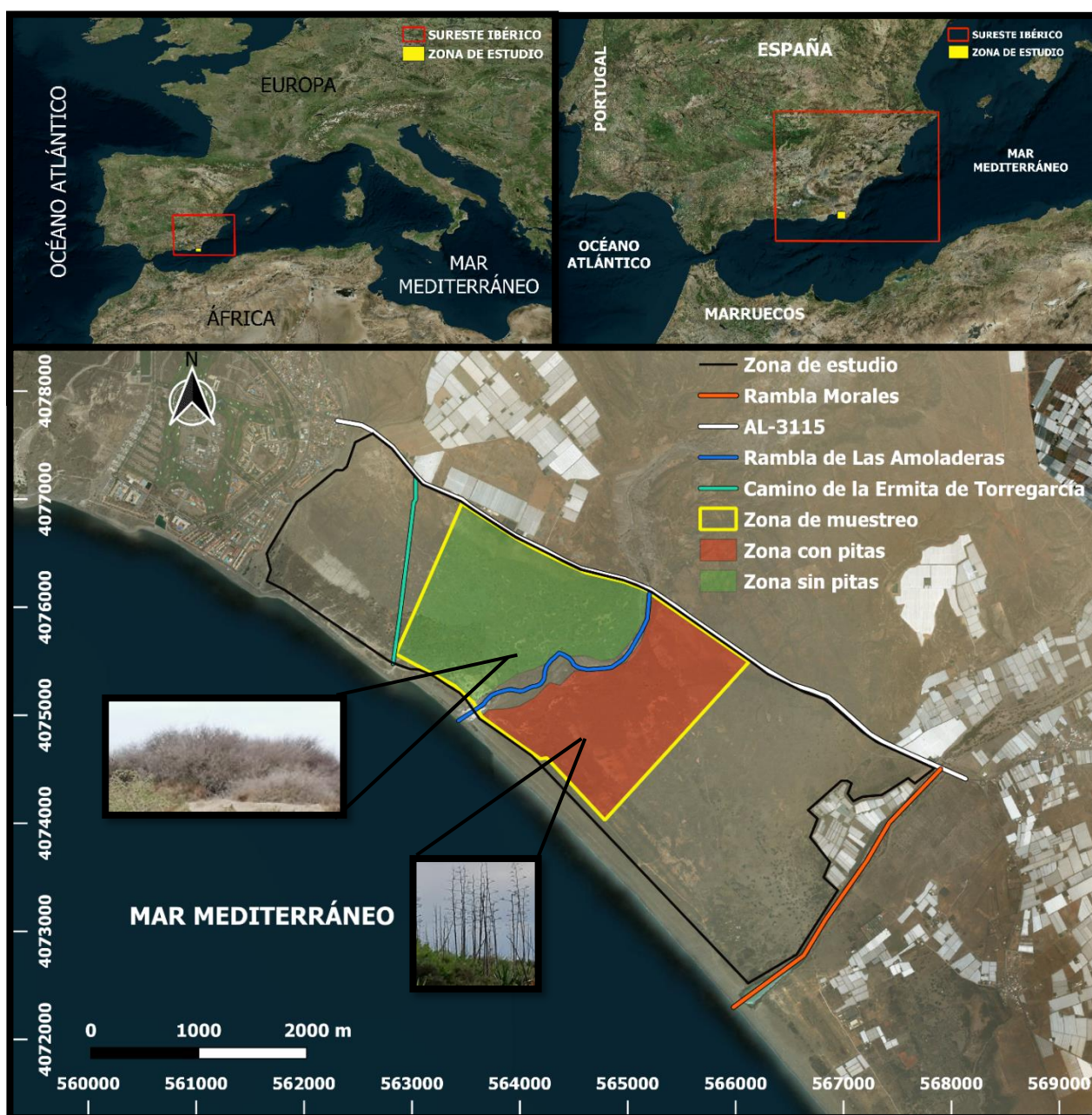


Figura 1. Localización de la zona de estudio (Mapa de elaboración propia a partir de QGIS).

2.2. DISEÑO DEL MUESTREO

En nuestro estudio se han realizado dos métodos distintos de muestreo, cada uno adaptado al grupo de taxonómico de mamíferos que se quería estudiar.

2.2.1. Fototrampeo

El fototrampeo se destina a los macro y meso-mamíferos, debido a que tienen el volumen apropiado para activar el sensor de movimiento y de calor de las cámaras. Por ello, la fauna a la que hemos enfocado el uso de este método es la que tiene un tamaño que va desde la comadreja (*Mustela nivalis*), que sería la especie más pequeña, hasta el jabalí (*Sus scrofa*), que sería el animal más grande de los que campean por la zona. Cabe decir, que, aun así, las cámaras han llegado a detectar y grabar/fotografiar micromamíferos.

Se han realizado dos periodos de trampeo fotográfico, uno de ellos en otoño/invierno, entre noviembre y marzo, y otro en primavera/verano, entre los meses de mayo y julio. Dentro de cada periodo de censo se utilizaron los datos durante un periodo de 30 días, el resto de datos obtenidos fueron considerados como fuera de censo. Determinados inconvenientes (robo de cámaras, mal funcionamiento de estas etc...) hicieron que en ocasiones las cámaras operaron con un ligero desfase, aun así, todas completaron los 30 días. Este desacople de fechas ha ocasionado que, aunque denominemos de manera general a los muestreos como “de invierno” y “de primavera” cuando fue necesario se incluyeron un mínimo de días de otoño y de verano, para completar los 30 días objetivo.

Debido a la limitación en la disponibilidad de material (suficientes cámaras del mismo modelo), en el muestreo de invierno se utilizaron diferentes modelos de cámara. Al tratarse de modelos diferentes, se configuraron intentando buscar la máxima semejanza. Para el muestreo de primavera se compró material nuevo y en este periodo todas las cámaras y configuraciones fueron idénticas.

La configuración básica de las cámaras (6 en total) fue:

- Muestreo de invierno: Se han usado tres tipos diferentes (figura 2), pero todos ellos configurados con una sensibilidad PIR “estándar” y un minuto de tiempo de retardo.
 - Stealth cam STC-DS4K: Se usaron tres cámaras de este modelo, en modo híbrido, tomando fotos y videos a la vez. El tiempo de video fue de 20 segundos, tomando una foto al principio y luego una cada cinco segundos, por lo que por escena teníamos un video y cinco fotos.
 - Maginon WK 3 HD: Se configuración en modo híbrido, realizando 3 fotos y un video de 10 segundos de día, y tres fotos por activación por la noche.

- Browning BT-4P: Se usaron dos cámaras de este modelo, al no tener modo híbrido, han sido configuradas para lanzar una ráfaga de tres fotos.
- Muestreo de primavera: En este muestreo si se han usado seis cámaras pertenecientes a la misma marca y modelo, en este caso Apeman H55 (figura 2), estas se configuraron en modo híbrido, tomando un video de 20 segundos y tres fotos por activación, con un retardo de un minuto. En verano las elevadas temperaturas activan las cámaras en falso, y como es habitual en esta época, se disminuye la sensibilidad de las cámaras (PIR) a “bajo-medio” y se establece un rango de funcionamiento, en nuestro caso estuvieron activas desde las 20:00 horas hasta las 08:00 horas. De este modo se evitan las horas de más calor y teniendo en cuenta que cubrimos bien el periodo de actividad de los mamíferos, que tienen hábitos nocturnos y crepusculares, más marcados aún en época estival.



Figura 2. Tipos de cámaras de fototrampeo usadas en el estudio, de izquierda a derecha: Maginon, Stealth cam, Browning y Apeman.

En total se han usado 6 cámaras por periodo de muestreo, distribuidas equitativamente en las dos áreas de estudio, 3 cámaras en la zona de azufaifos y 3 en la zona invadida por pitas, todas ellas equipadas con tarjetas SD de 32 gigas de capacidad. Las cámaras estuvieron separadas entre sí entre 400 m y 1500 m. Las cámaras fueron ubicadas en zonas de interés, establecidas con ayuda de Emilio Jesús González Miras, con gran experiencia en este grupo y responsable de los muestreos del Life Adaptamed en Amoladeras (Figura 3). Las cámaras se localizaron, preferentemente con orientación sur-norte, para evitar que fueran activadas por los rayos del sol al amanecer o atardecer; además se retiró la vegetación que tuvieran enfrente para evitar que su movimiento activara las cámaras. Se fijaron, por medio de bridas, a alguna rama o poste, a unos 40 cm del suelo, en zonas de paso de animales, que se localizaban buscando rastro de estos previamente. Además, se evitaron zonas demasiado expuestas para prevenir robos (Figuras 4, 5 y 6).

ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS TERRESTRES EN LA FINCA DE "LAS AMOLADERAS" (PARQUE NATURAL CABO DE GATA-NÍJAR), Y EFECTO SOBRE ESTA DEL PROCESO INVASIVO DE DOS ESPECIES VEGETALES.



Figura 3. Localización cámaras de fototrampeo (Mapa de elaboración propia a partir de QGIS)



Figura 4. Colocación y configuración de una de las cámaras de fototrampeo en el área invadida por pitas.



Figura 5. Colocación y configuración de una de las cámaras de fototrampeo en la zona de azufaijos no sometida al proceso invasivo de las pitas.



Figura 6. Vista de dos cámaras de fototrampeo colocadas.

Como atrayente se ha utilizado orina de lince ibérico (*Lynx pardinus*), colocando esta a unos metros frente a la cámara en un tampón (Figura 7), atado este a un palo o arbusto, o bajo piedras (Figura 8), para dificultar el acceso definitivo a este a especies que se sienten atraídas por el olor.



Figura 7. Preparación del atrayente.



Figura 8. Algunas maneras de colocar el tampón con el atrayente.

Tras la instalación de las cámaras, tras una semana se realizó una primera revisión, para comprobar que todo funcionaba correctamente, observando si la configuración era la apropiada o si captaban demasiadas escenas en falso a causa del viento o los rayos solares, en el caso de detectar algún problema, se solucionaba. Una vez asegurados del correcto funcionamiento y ubicación adecuada de las cámaras, estas se revisaron quincenalmente. Cuando se visitaban las cámaras, se sustituían las tarjetas SD por otras formateadas, se comprobaban las pilas y se reponía la orina en los tampones, en el caso de que hubiera desaparecido algún tampón se colocaba otro con orina.

Las tarjetas se revisaban en ordenador, apuntando en las escenas que presentaban captura fotográfica, la hora, fecha temperatura, la especie y el número de individuos. Los videos se usaban para confirmar la especie, en el caso de que en las imágenes no fuera posible su determinación.



Figura 9. Vista general de un punto de muestreo fotográfico equipado.

2.2.2. Muestreo de micromamíferos

La metodología que se ha llevado a cabo para el muestreo de micromamíferos es la utilizada por el SEMICE.

Se utilizaron 36 trampas Sherman. En primer lugar, se limpiaron las trampas y se pulverizaron de agua con lejía, para eliminar posibles olores y desinfectar (Figura 10 y 11).



Figura 10. Trampas limpias antes de empezar el muestreo.



Figura 11. Pulverización de las trampas antes del muestreo en el área de pitas.

Las trampas fueron equipadas con atrayentes olorosos comestibles (en nuestro caso se emplearon una mezcla de salchichas y sardinas enlatadas) (Figura 12 y 13). Además, se distribuyó pienso para hámster en el interior de la Sherman junto con una bola de algodón envuelto todo en papel de film (Figura 14). De esta forma, el animal que caiga y permanezca la noche en el interior de la trampa podrá romper el papel film y preparar un “nido” o “cama” para permanecer en calor y no correr el riesgo de que el individuo muera. Además, al contar las trampas con alimento el individuo podrá consumirlo y que no se vea comprometida su supervivencia. Estos ítems son repuestos cada atardecer (cuando se revisan y activan las trampas), excepto la bola de algodón que solo se repondría si desaparece de la trampa o si el animal rompiera el papel de film y la manipulara.



Figura 12. Comida con las que se equipaban las trampas Sherman.



Figura 13. Mezcla de sardinas en aceite de oliva y salchichas con las que se equipaban las trampas.



Figura 14. Fabricación de bolas de algodón.

Además, para conseguir aislamiento extra frente a las bajas temperaturas durante la noche o en el caso de lluvia, las trampas se recubren con una bolsa plástico. Esta bolsa (de color negro) también camufla más la trampa (Figura 15).



Figura 15. Recubrimiento plástico que se le aplica a las trampas.

Se establecieron dos parcelas de muestreo, una en la zona de azufaiños y otra parcela en el área invadida por pitas. Al pasar de una zona a otra se volvieron a pulverizar las trampas con agua con lejía, para que al inicio del nuevo muestreo estuvieran bajo las mismas condiciones olorosas (Figura 11). En dichas parcelas, de 75 metros de lado, se establece una parrilla de 36 trampas tipo Sherman, separadas unas de otras unos 15 metros. Las trampas se colocaron en líneas, siguiendo un zig-zag, y realizando una curva (unos 180° aproximadamente) para volver en sentido contrario cada nueve trampas (Figura 16 y 17), las trampas se emplazaron en arbustos,

en claros en el interior de estos o en sendas en las que se intuía que eran paso para los micromamíferos (Figura 18 y 19).



Figura 16. Zonas de muestreo de micromamíferos (Mapa de elaboración propia a partir de QGIS).

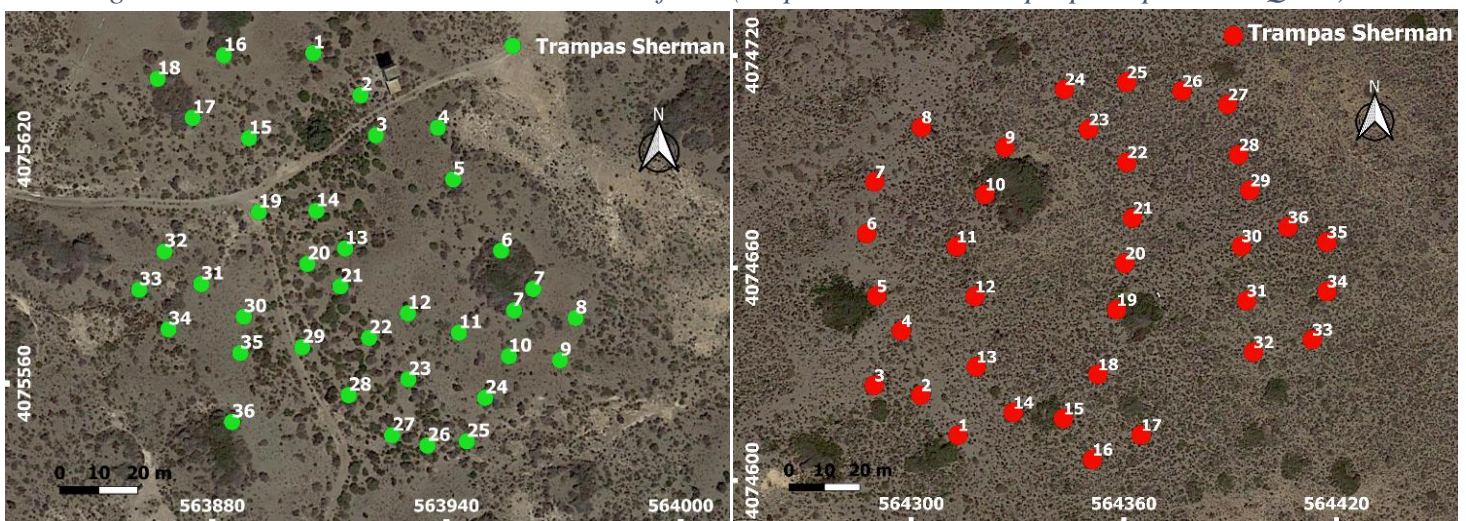


Figura 17. Distribución trampas Sherman, verde zona sin pitas, rojo zona con pitas (Mapa de elaboración propia a partir de QGIS).



Figura 18. Colocación de las trampas en el área sometida al proceso invasor de las pitas



Figura 19. Trampas Sherman colocadas en campo

El muestreo en cada hábitat constó de 4 días y 3 noches consecutivas, por lo que en total se realizó un muestreo de 8 días y 6 noches. Las trampas solo estaban activas durante la noche pues son las horas de máxima actividad de los micromamíferos. Los controles para revisar las trampas (y desactivarlas durante el día) se realizan a primera hora de la mañana (entre las 08:00 y 08:30 horas) y para activarlas a primera hora de la noche (entre las 18:00 y 18:30 horas aproximadamente). Por las mañanas, cuando se llegaba a la zona de estudio, las trampas se revisaban, sacando los ejemplares de las trampas que habían sido activadas, los animales eran identificados, pesados, sexados y liberados, después ser marcados con un crotal identificativo

de la SECEM. Todos los datos pertinentes que se recogieron en un estadillo que recogía información sobre la fecha, la hora, el clima, el estado de las trampas y todos los datos correspondientes a las capturas. Después de esto las trampas son cerradas hasta las primeras horas de la noche cuando se vuelven a activar, momento en el que se repone el contenido de las mismas (Figura 20).



Figura 20. Reponiendo el contenido de las trampas en el campo.

Para evaluar el estado de las trampas en las pertinentes revisiones se usan los cuatro estados recomendados por la SEMICE, estos se clasifican en:

- Captura: Aparece un individuo dentro de la trampa, y en la casilla correspondiente se apuntan las iniciales de su nombre científico, por ejemplo, “Ms” si la captura hubiera sido de un *Mus spretus*.

Ms

- Evasión: La trampa se encuentra abierta, pero con signos de que ha existido la presencia de algún micromamífero en ella, como excrementos o robo de la bola de algodón.



- Inhabilitación: La trampa se encuentra cerrada, pero sin ninguna captura efectuada.



- Incidencia: Cualquier otra situación que no corresponda a las anteriores.



2.3. ANÁLISIS DE LOS DATOS

2.3.1. Fototrampeo

Los archivos correspondientes a los 60 días totales de muestreo se revisaban, apuntando en Excels los siguientes datos: periodo de muestreo, zona y número de cámara, fecha, hora, temperatura, especie captada y número de individuos en la escena. Además, se anotaban el número de los archivos para poder localizarlos para posibles futuras consultas. En el caso del número de individuos se contaba el número máximo de animales de la misma especie que aparecían simultáneamente en una escena, o, en determinados casos, se contaban como individuos distintos cuando seguían un patrón de movimiento lógico para ser considerados como animales diferentes, por ejemplo, videos en los que pasaban en fila varios jabalíes y aun no apareciendo simultáneamente en la escena, por su forma de desplazamiento y por ser animales que suelen formar grupos de tamaño y composición variables, han sido considerados como ejemplares diferentes.

Los archivos se han analizado como “escenas”, denominando “escena” a los archivos obtenidos cada vez que la cámara detectaba actividad y empezaba a operar. Se descartaron todas las escenas que no correspondieran a mamíferos terrestres silvestres, además, cuando el animal que aparecía a en las escenas resultaba inidentificable, también se descartaba. Cada especie fue contabilizada una única vez en una franja de 24 horas, a no ser que en las escenas apareciera más de un individuo de esa misma especie o en casos concretos como los comentados anteriormente.

Con objeto de comparar las zonas y épocas, a estos datos (escenas de cada especie cada 24h) se les calcularon el índice de diversidad de Shannon-Wiener, el índice de equitatividad de Pielou, la riqueza de especies, el número de escenas de animales y el número de escenas totales de cada especie, por cada cámara, en cada zona y periodo de muestreo.

Hay que dejar claro que, al no poder marcar los ejemplares y diferenciar entre los individuos, el cálculo del índice de Shannon-Wiener no se ha utilizado para determinar la biodiversidad específica, sino la diversidad de escenas/24 horas en las distintas zonas y épocas. Para ello la fórmula que se ha empleado ha sido la siguiente:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Figura 21. Fórmula para calcular el índice de Shannon-Wiener

donde:

S: número de especies (riqueza de especies).

p_i : proporción de escenas/24h de la especie “i” respecto al total de escenas/24h (es decir la abundancia relativa de las escenas/24h de la especie “i”, n_i/N).

n_i : número de escenas/24h de la especie “i”.

N: número de todas las escenas/24h de todas las especies.

Los distintos índices fueron calculados para cada una de las cámaras de fototrampeo, es decir, que, para cada zona y época, se han obtenido tres datos diferentes; obteniendo así cuatro grupos de datos: Azufaifo primavera, Azufaifo invierno, Pitas primavera y Pitas invierno.

Para comparar por parejas las posibles diferencias existentes en los diferentes índices entre las dos zonas (en la misma estación) y entre estaciones (en la misma zona) se consideró que el test más adecuado era la prueba U de Mann-Whitney, debido a que los datos no mostraron una distribución paramétrica. En concreto se han comparado: Amoladeras primavera frente Amoladeras invierno, Azufaifo primavera frente Azufaifo invierno, Pitas primavera frente a Pitas invierno, Azufaifo primavera frente a Pitas primavera y Azufaifo invierno frente a Pitas invierno. Se han considerado estadísticamente significativos los valores de $p < 0,05$. Todos estos análisis han sido realizados empleando el software JMP (Versión 9.0.0).

2.3.2. Muestreo de micromamíferos

En este caso, al existir un número de capturas y evasiones muy bajo, no se han podido llevar a cabo análisis estadísticos, simplemente nos hemos limitado a representar cada hábitat de muestreo (zona invadida y zona no invadida) en una gráfica, para visualizar el número de veces que se dio cada posible estado marcado por la metodología SEMICE para evaluar las trampas.

3. RESULTADOS

3.1. RIQUEZA DE ESPECIES

En primer lugar, previamente a analizar los datos que poseemos gracias a los distintos métodos de observación/captura que tenemos, vamos a exponer la riqueza de especies de mamíferos que hemos observado en amoladeras, simplemente nombrando las especies de mamíferos que han aparecido por lo menos una vez en los muestreos.

Tabla 1. Riqueza de especies en “Las Amoladeras”

ESPECIE	FAMILIA	ORDEN	MUESTREO DONDE APARECIÓ
Zorro (<i>Vulpes vulpes</i>)	<i>Canidae</i>	<i>Carnivora</i>	Fototrampeo
Tejón (<i>Meles meles</i>)	<i>Mustilidae</i>	<i>Carnivora</i>	Fototrampeo
Jabalí (<i>Sus scrofa</i>)	<i>Suidae</i>	<i>Artiodactyla</i>	Fototrampeo
Conejo europeo (<i>Orytolagus cuniculus</i>)	<i>Leporidae</i>	<i>Lagomorpha</i>	Fototrampeo
Liebre ibérica (<i>Lepus granatensis</i>)	<i>Leporidae</i>	<i>Lagomorpha</i>	Fototrampeo
Lirón careto (<i>Elyomis quercinus</i>)	<i>Gliridae</i>	<i>Rodentia</i>	Fototrampeo
Ratón doméstico (<i>Mus musculus</i>)	<i>Muridae</i>	<i>Rodentia</i>	Muestreo micromamíferos
Ratón moruno (<i>Mus spretus</i>)	<i>Muridae</i>	<i>Rodentia</i>	Muestreo micromamíferos
<i>Rattus spp</i>	<i>Muridae</i>	<i>Rodentia</i>	Muestreo micromamíferos

3.2. FOTOTRAMPEO

3.2.1. Comparación entre primavera e invierno en los resultados del fototrampeo en toda la zona de las Amoladeras.

Al comparar los resultados de los muestreos de primavera e invierno en Amoladeras destaca como el índice de Shannon-Wiener es el único que está muy cercano a la diferencia significativa ($p=0,0547$) (Figura 22). Lo que nos indica que existe una mayor diversidad de escenas en primavera que en invierno. Sin embargo, no se aprecian estas diferencias en Pielou o riqueza de especies.

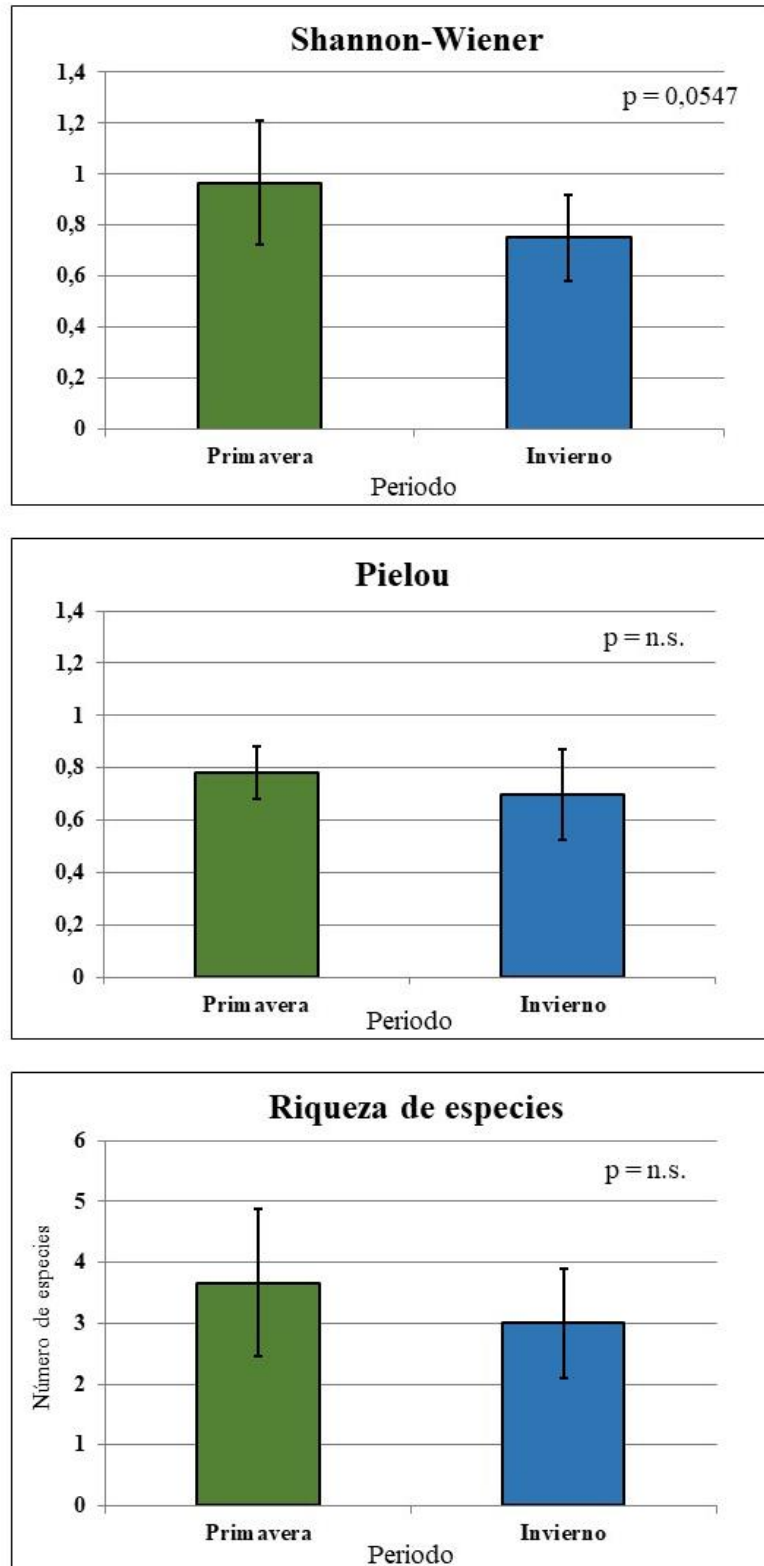


Figura 22. Comparación de los índices de biodiversidad entre el periodo primaveral e invernal en Amoladeras.

En cuanto a las escenas de mamíferos silvestres en nuestra zona de estudio en primavera y en invierno, tampoco presenta, diferencias significativas (Figura 23). Resultados similares se han observad en zorro, tejón (Figura 24), conejo, liebre ibérica (Figura 25) y el jabalí (Figura 26). Sin embargo, en el caso del lirón careto se ha obtenido una diferencia notable entre estaciones, siendo mayor el número de escenas en primavera e inexistente en invierno (Figura 27).

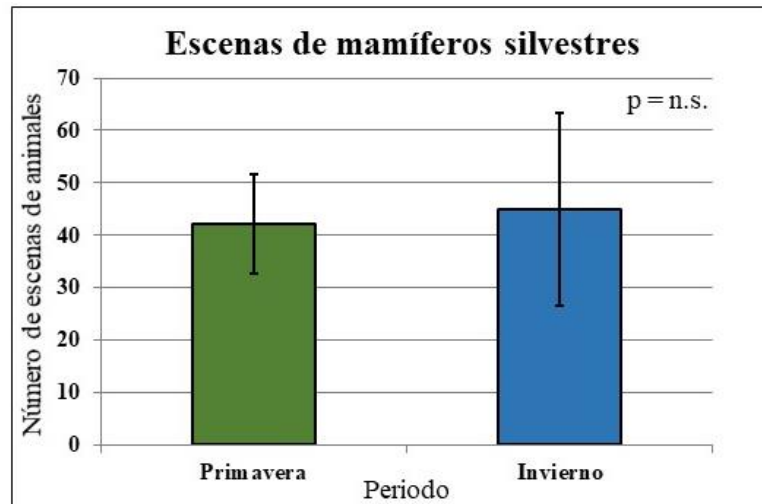


Figura 23. Comparación del número de escenas de mamíferos silvestres entre el periodo primaveral e invernal de Amoladeras.

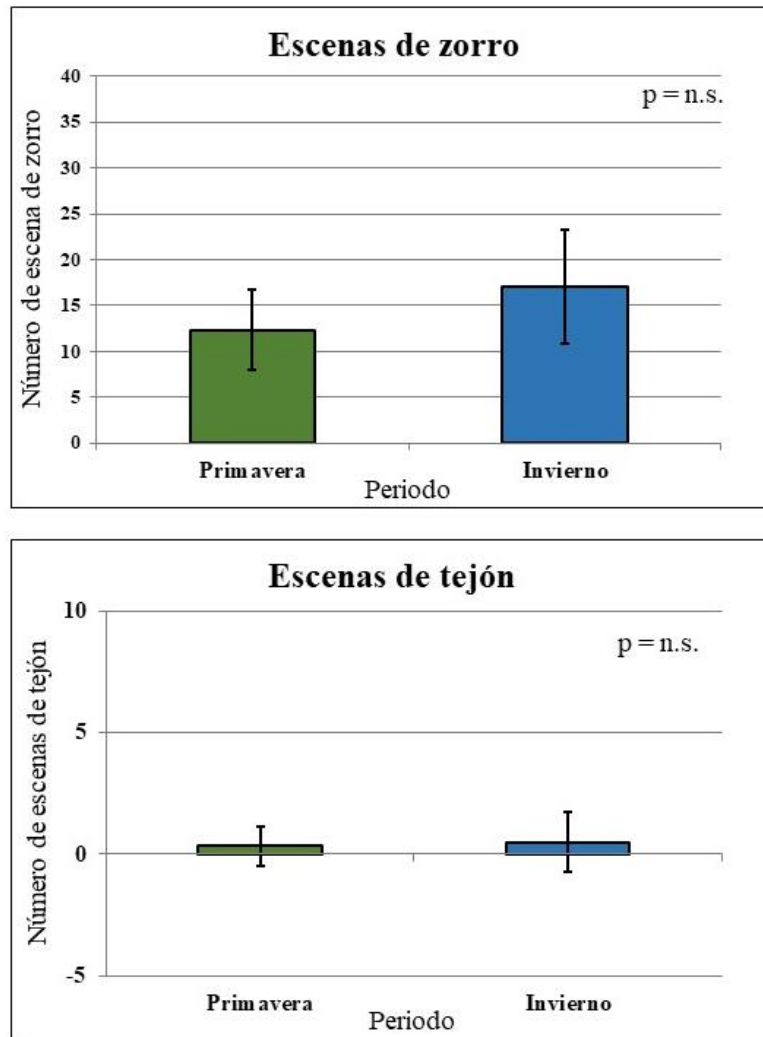


Figura 24. Comparación del número de escenas de carnívoros entre el periodo primaveral e invernal de Amoladeras.

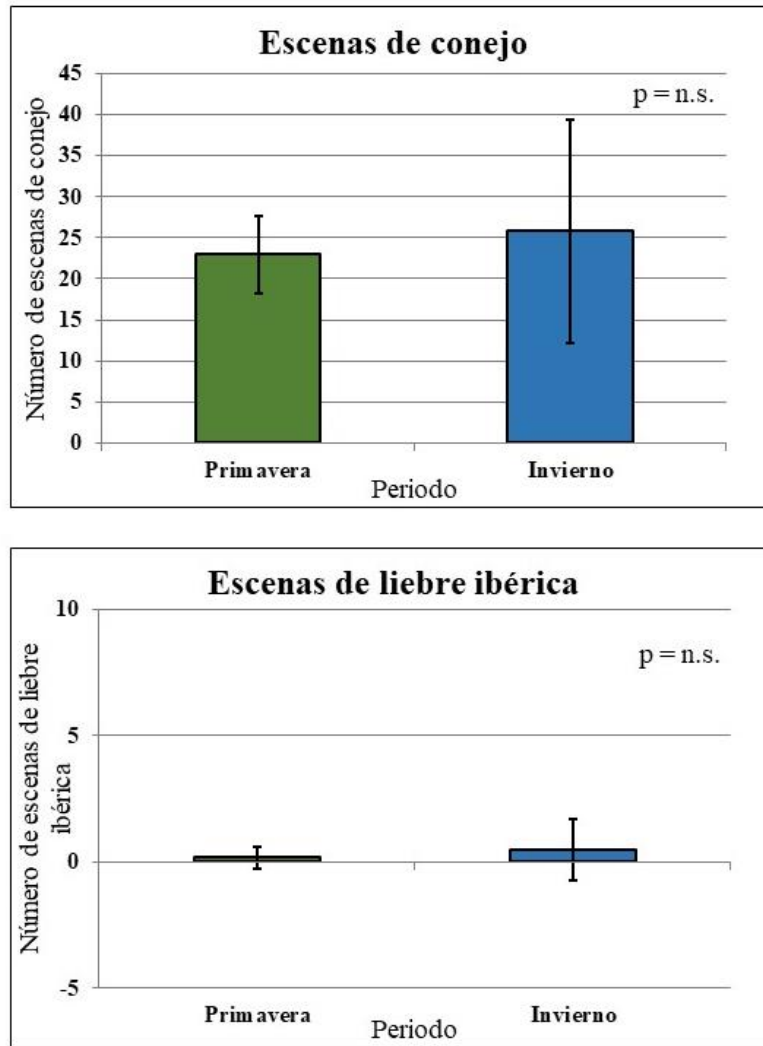


Figura 25. Comparación del número de escenas de lagomorfos entre el periodo primaveral e invernol de Amoladeras.

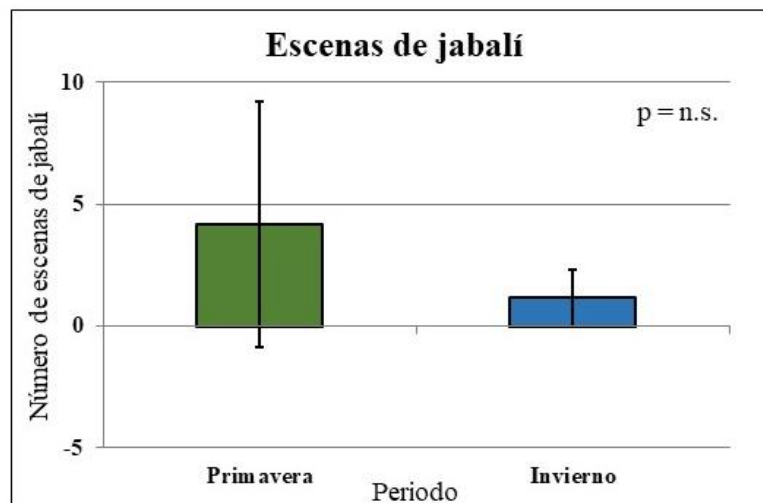


Figura 26. Comparación del número de escenas de jabalí entre el periodo primaveral e invernol de Amoladeras.

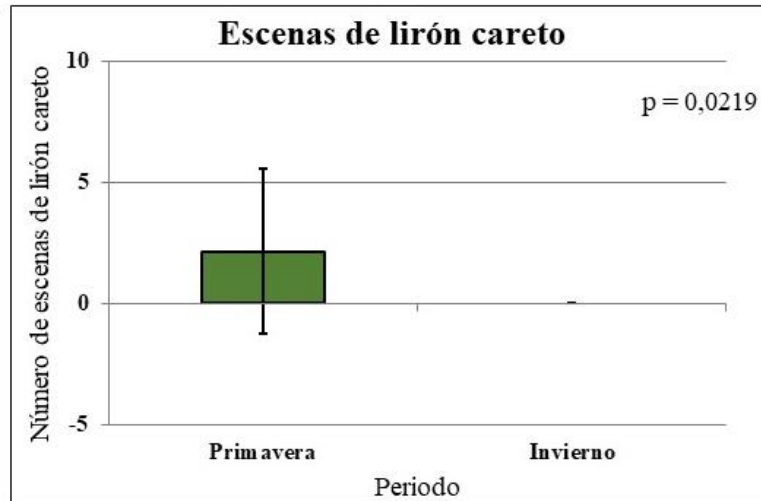


Figura 27. Comparación del número de escenas de lirón careto entre el periodo primaveral e invernal de Amoladeras.

En la siguiente figura (Figura 28) se muestran algunas fotos sobre las especies registradas durante el fototrampeo.



Figura 28. Mamíferos fototrampeados, de arriba abajo e izquierda a derecha: Zorro común (*Vulpes vulpes*), tejón (*Meles meles*), conejo común (*Oryctolagus cuniculus*), liebre ibérica (*Lepus granatensis*), jabalí (*Sus scrofa*) y lirón careto (*Elyomis quercinus*).

3.2.2. Comparación entre primavera y en invierno en los resultados del fototrampeo en la zona de Azufaijos.

Cuando sólo analizamos los resultados de la zona de azufaijos observamos que prácticamente no existen diferencias entre la primavera y el invierno en ninguno de los resultados analizados: Shannon, riqueza de especies, Pielou en invierno (Figura 29), escenas de mamíferos (Figura 30), escenas de zorros y tejones (Figura 31), jabalí (Figura 33) y lirón careto (Figura 34) ocurre

lo mismo. En el caso de lagomorfos, tampoco vemos diferencias significativas en conejos y liebres (Figura 32), pero podemos observar que, en invierno, en esta zona, no se ha registrado presencia de liebre ibérica.

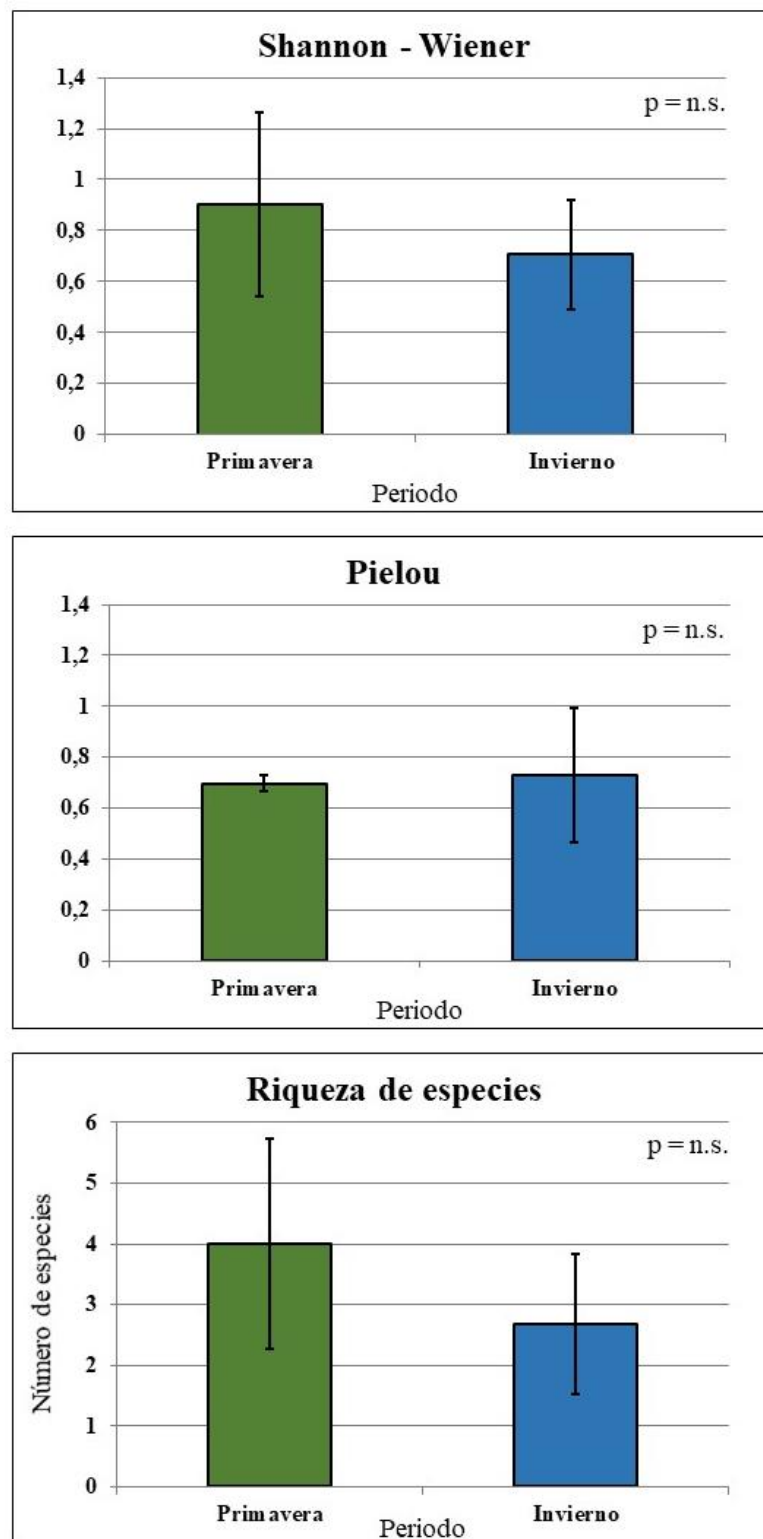


Figura 29. Comparación de los índices de biodiversidad entre el periodo primaveral e invernal en la zona de Azufaifos.

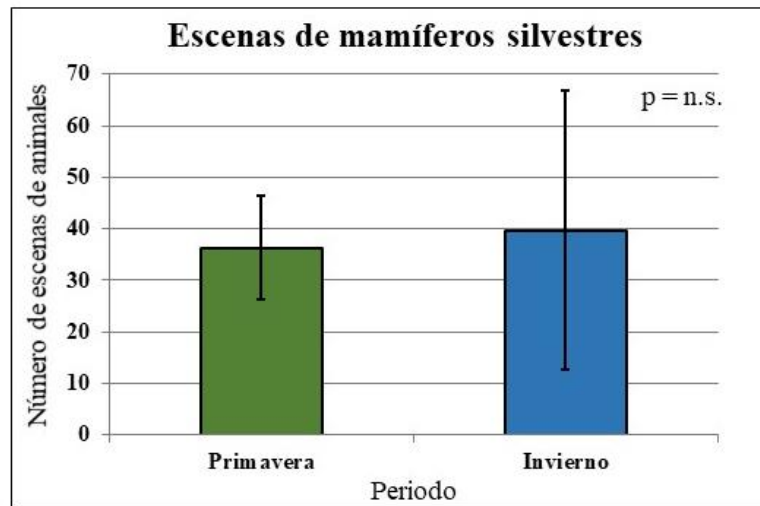


Figura 30. Comparación del número de escenas de mamíferos silvestres entre el periodo primaveral e invernal en la zona de Azufaiños.

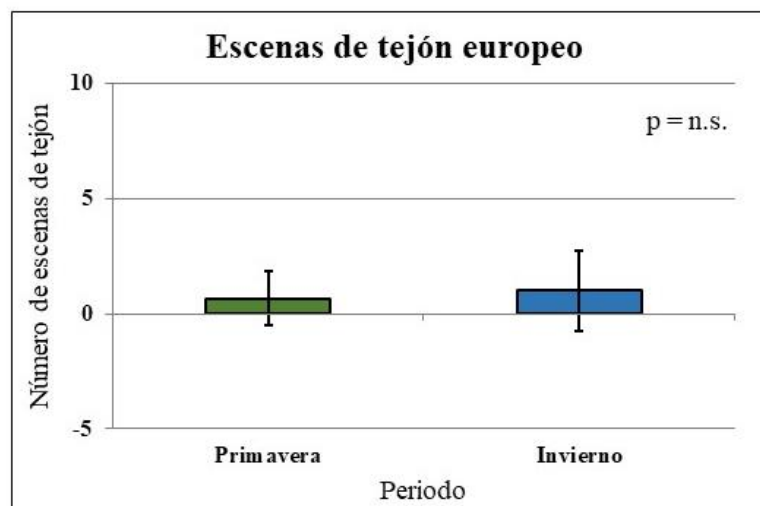
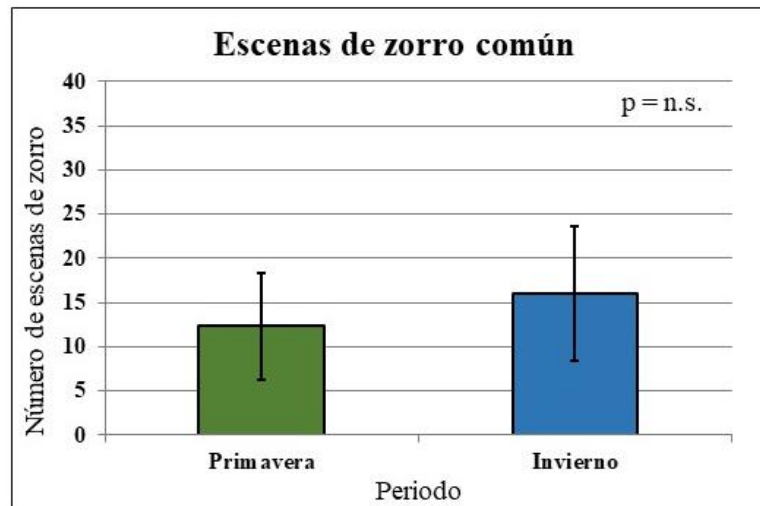


Figura 31. Comparación del número de escenas de carnívoros entre el periodo primaveral e invernal en la zona de Azufaiños.

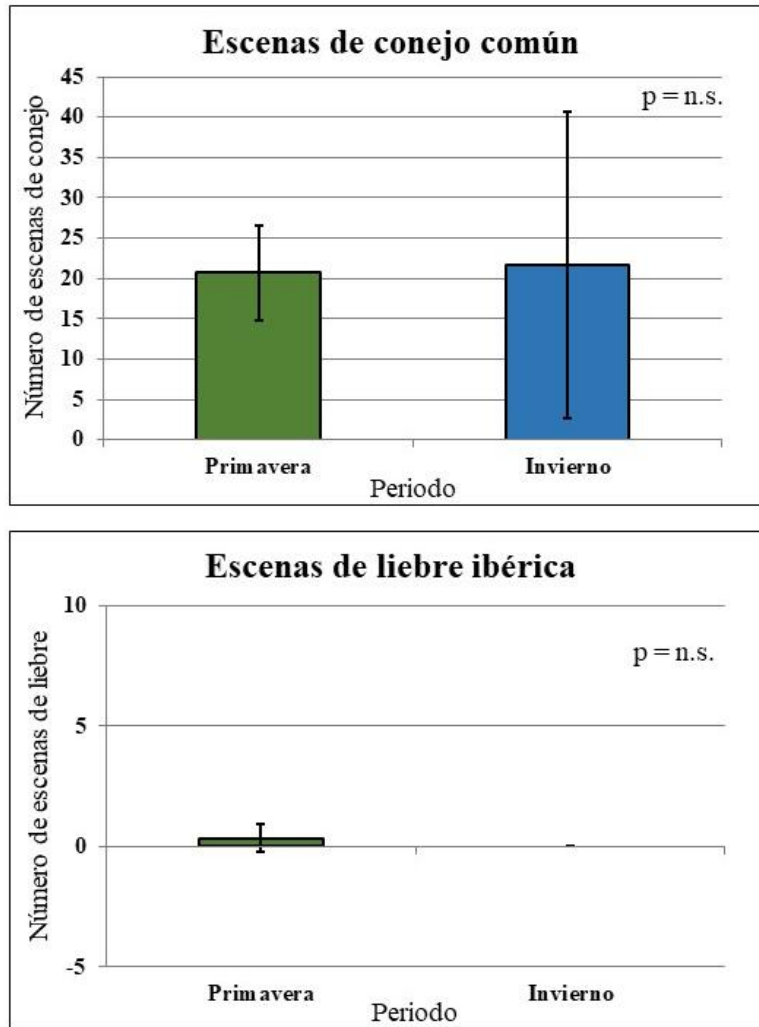


Figura 32. Comparación del número de escenas de lagomorfos entre el periodo primaveral e invernol en la zona de Azufaiños.

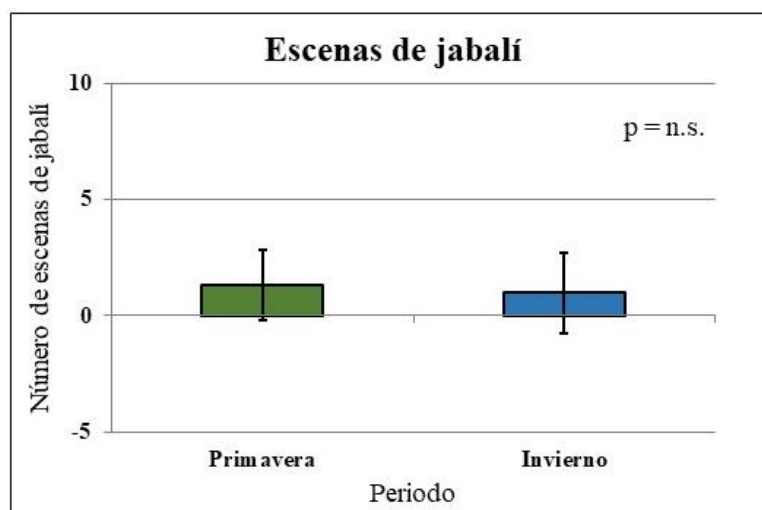


Figura 33. Comparación del número de escenas de jabalí entre el periodo primaveral e invernol en la zona de Azufaiños.

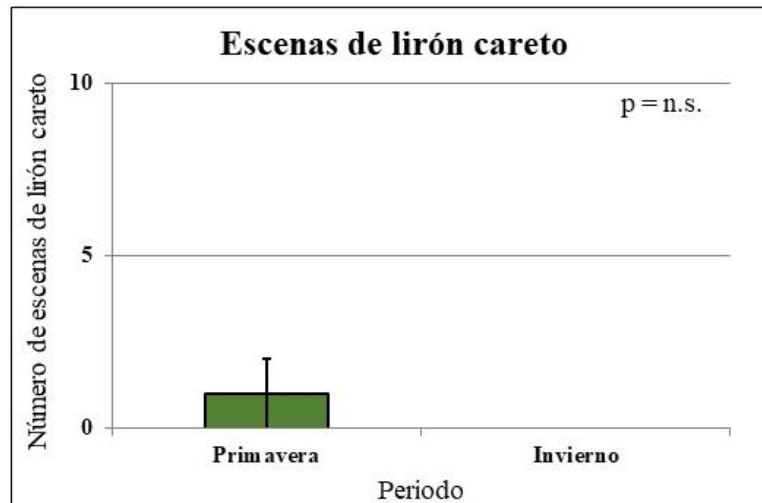


Figura 34. Comparación del número de escenas de lirón careto entre el periodo primaveral e invernal en la zona de Azufaifos.

3.2.3. Comparación entre primavera y en invierno en los resultados del fototrampeo en la zona de Pitas

Al contrario de lo que sucedía en la zona de Azufaifos, en la zona de Pitas existe una clara diferencia entre primavera e invierno en los índices de Shannon-Wiener y Pielou (Figura 35), siendo ambos mayores en primavera. Por otro lado, hemos obtenido la misma riqueza de especies en ambas estaciones.

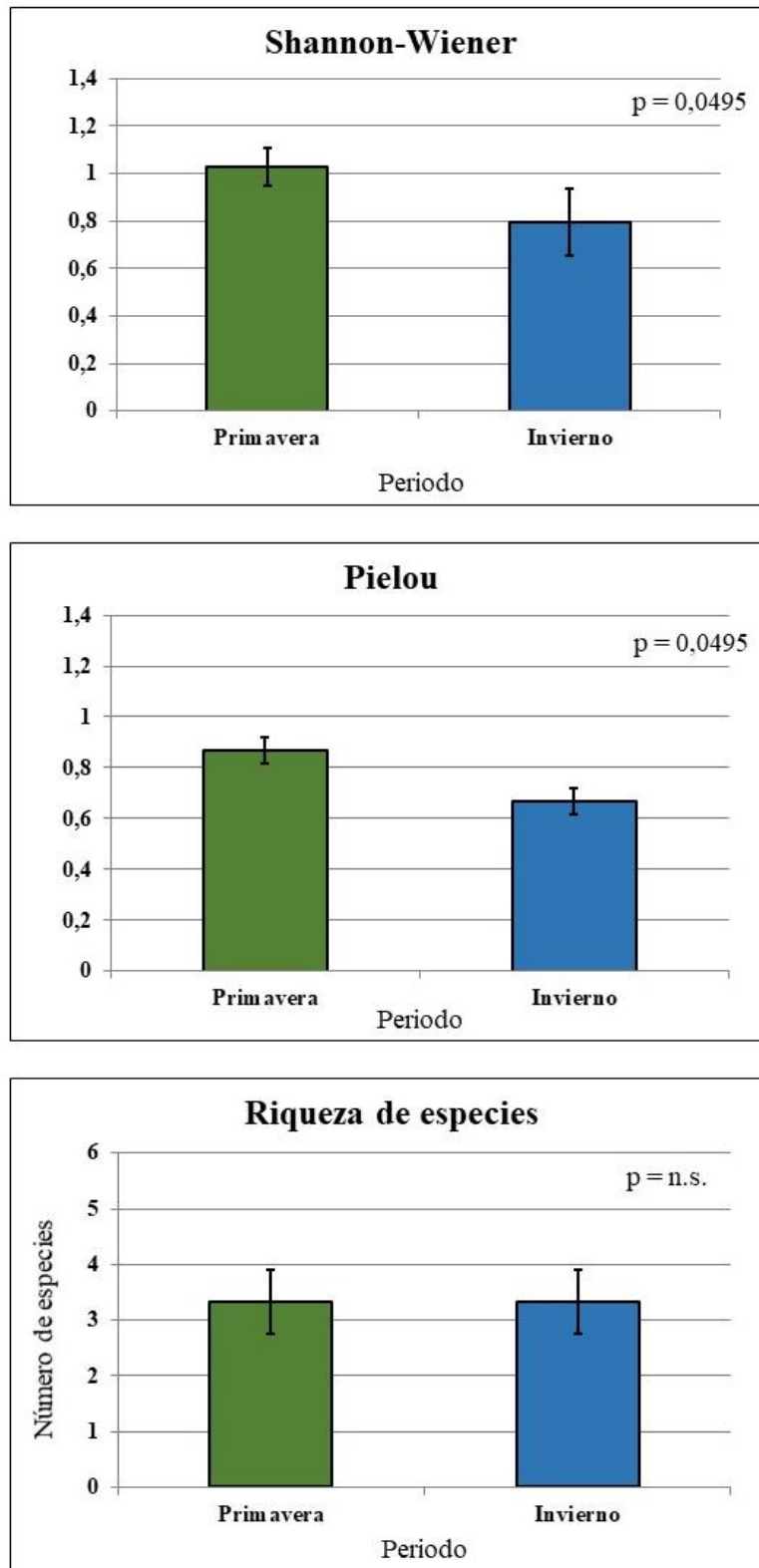


Figura 35. Comparación de los índices de biodiversidad entre el periodo primaveral e invernial en la zona de Pitas.

En cuanto al número de escenas correspondiente a mamíferos salvajes en la zona de pitas en el periodo primaveral respecto al invernial, podemos observar que no existen diferencias

significativas (Figura 36). Cuando analizamos por especies, aunque no llegan a ser diferencias significativas, parece que en invierno son más numerosas las escenas de zorro (Figura 37), conejo y liebre (Figura 38), mientras que en primavera son las escenas de jabalí (Figura 39) y lirón careto (Figura 40).

Podemos ver también, que, en esta zona de muestreo, no se han registrado escenas de liebre ibérica en el periodo primaveral (Figura 38). Además, en esta zona, no se ha registrado actividad de tejón por parte de las cámaras en ningún periodo de muestreo.

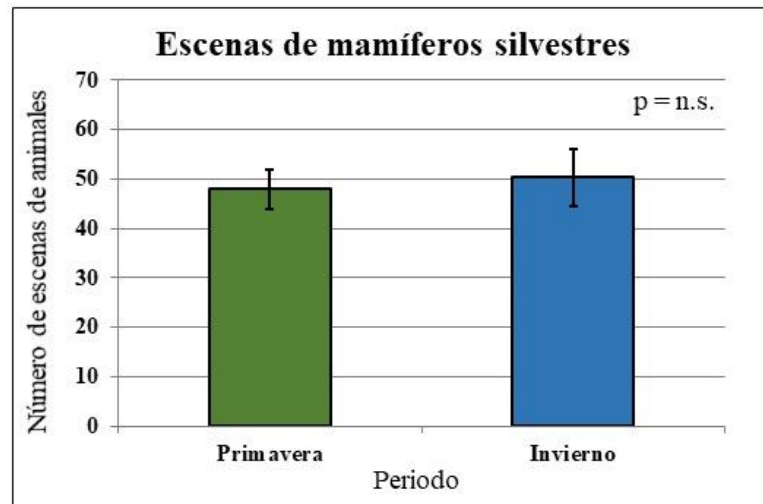


Figura 36. Comparación del número de escenas de mamíferos silvestres entre el periodo primaveral e invernial en la zona de Pitás.

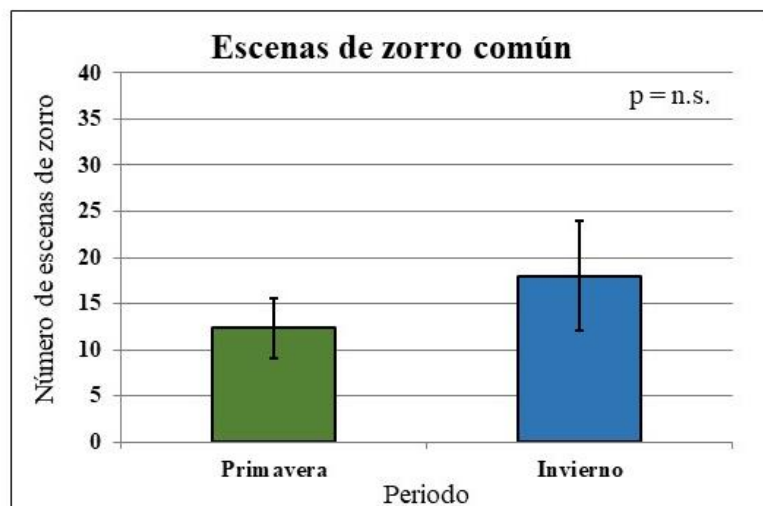


Figura 37. Comparación del número de escenas de carnívoros entre el periodo primaveral e invernial en la zona de Pitás.

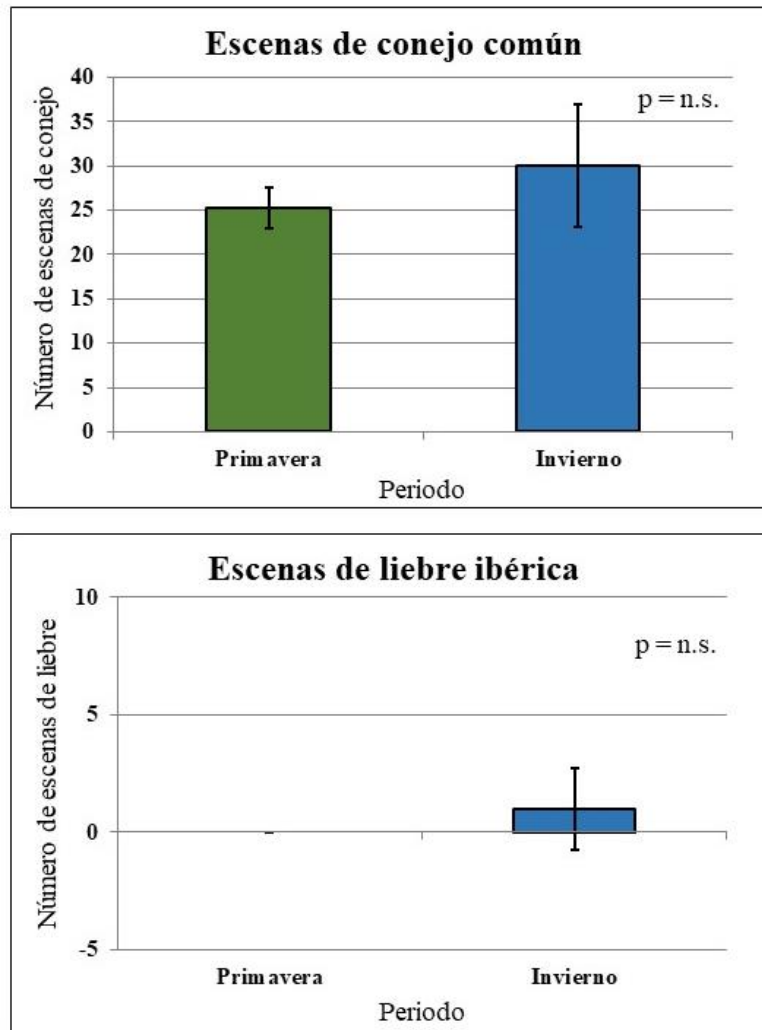


Figura 38. Comparación del número de escenas de lagomorfos entre el periodo primaveral e invernal en la zona de Pitás.

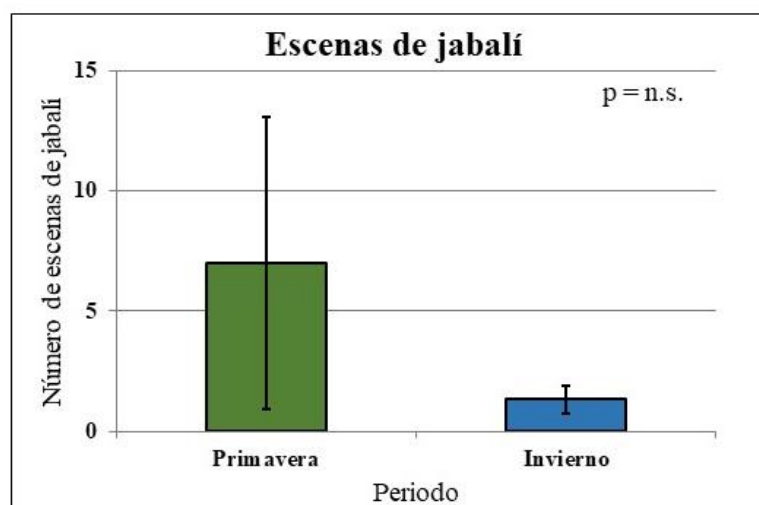


Figura 39. Comparación del número de escenas de jabalí entre el periodo primaveral e invernal en la zona de Pitás.

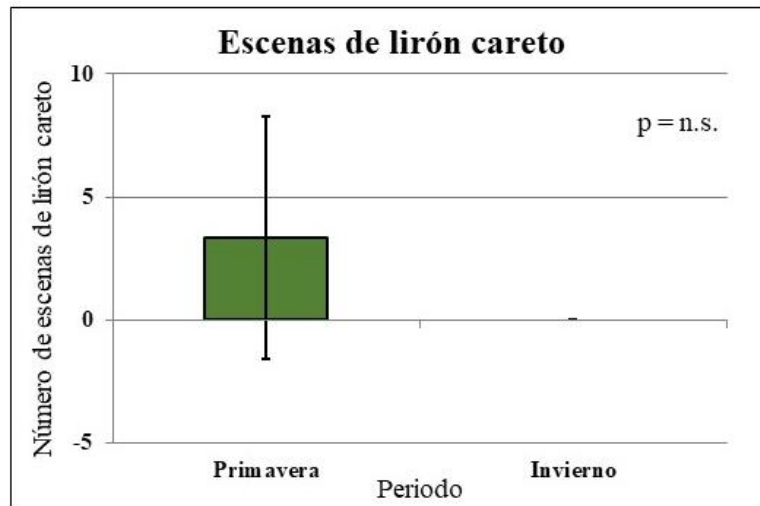


Figura 40. Comparación del número de escenas de lirón careto entre el periodo primaveral e invernal en la zona de Pitas.

3.2.4. Comparación entre la zona de Azufaiños y la zona de Pitas en los resultados del fototrampeo en primavera.

Al comparar los resultados en la primavera entre las dos áreas de estudio (Azufaiños y Pitas), hemos obtenido que sólo existen diferencias significativas en el índice de equitatividad de Pielou (Figura 41), siendo superior en la zona de pitas que en las de azufaiños. Sin embargo, no hay diferencias en el índice de Shannon-Wiener y la riqueza de especies.

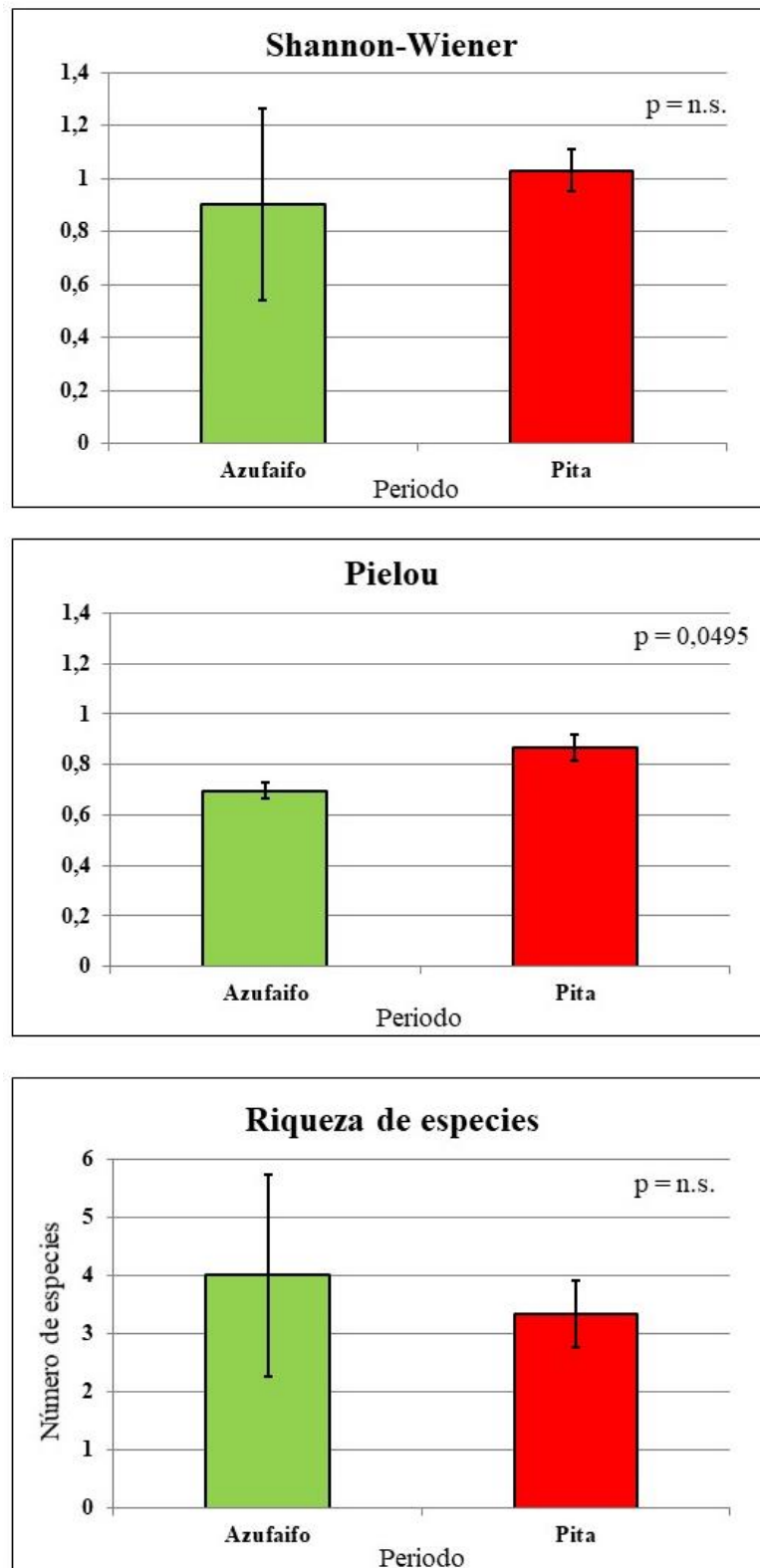


Figura 41. Comparación de índices entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo primaveral.

El número de escenas de animales entre la zona de azufaifos no invadida y la zona invadida por pitas en primavera, aunque aparentemente parece superior en la zona de pitas, no existen

diferencias significativas (Figura 42). En la comparación por especies, respecto a los carnívoros, en este caso, zorro y tejón, no se han obtenido diferencias significativas (Figura 43), ni en los lagomorfos, conejo y liebre ibérica (Figura 44). Aunque no existen diferencias significativas, parece haber una mayor abundancia de escenas de jabalí (Figura 45) y de lirón (Figura 46) en la zona de Pitas, sin embargo, la alta variabilidad obtenida entre las diferentes cámaras de la misma zona posiblemente sea la causa de la falta de significancia.

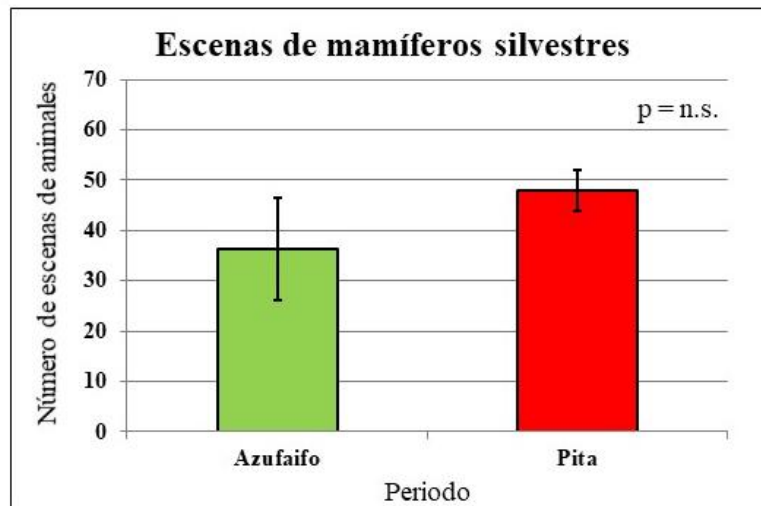


Figura 42. Comparación del número de escenas de mamíferos silvestres entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo primaveral.

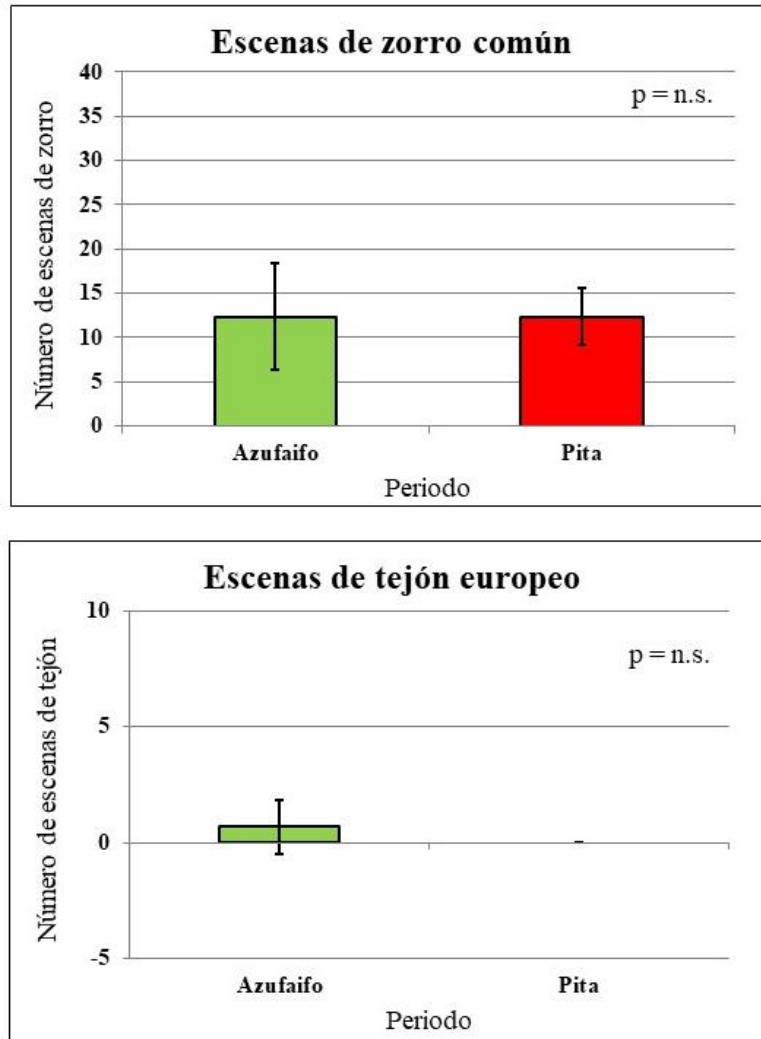


Figura 43. Comparación del número de escenas de carnívoros entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitaa en el periodo primaveral.

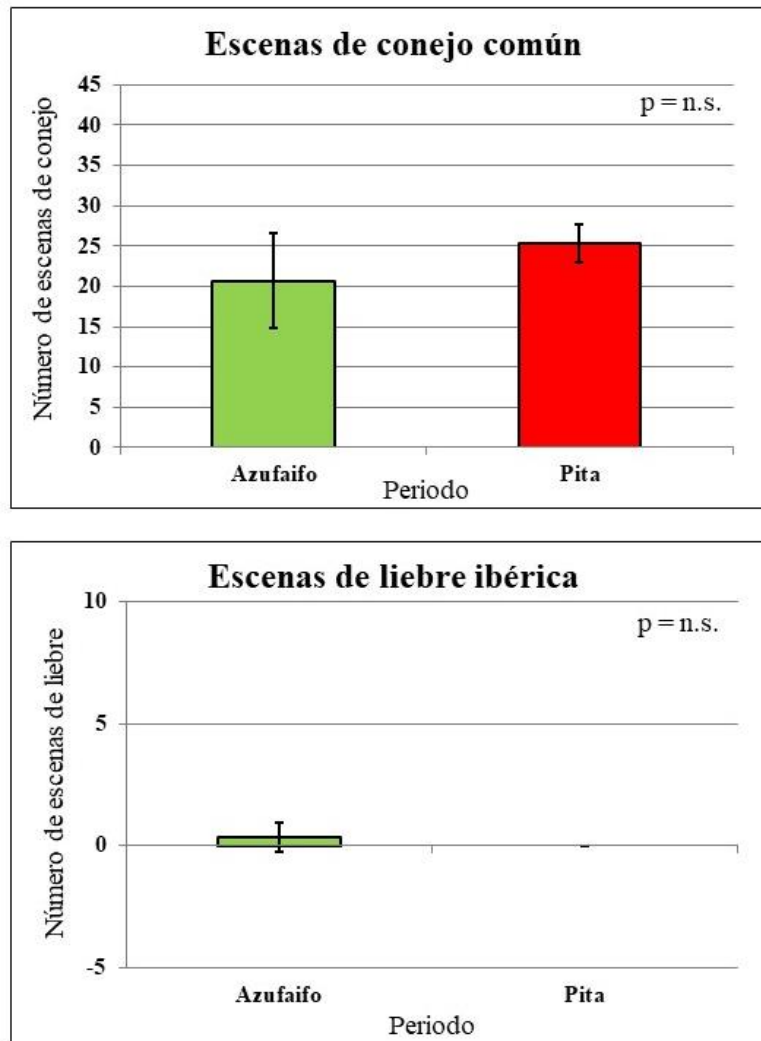


Figura 44. Comparación del número de escenas de lagomorfos entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo primaveral.

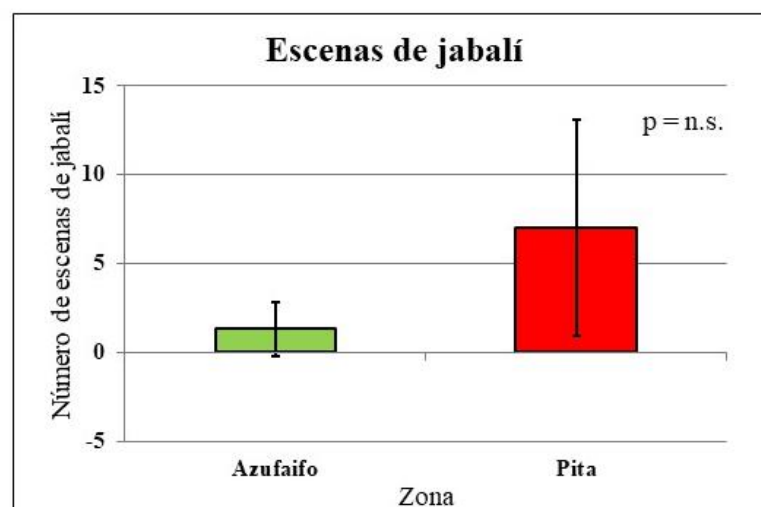


Figura 45. Comparación del número de escenas de jabalí entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo primaveral.

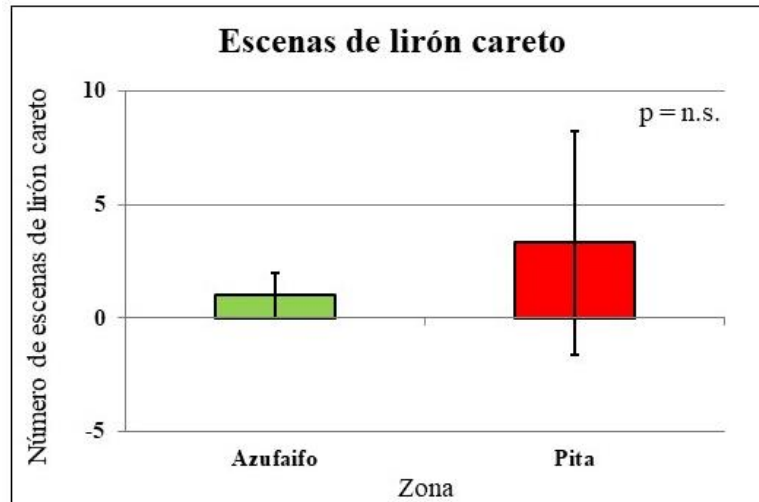


Figura 46. Comparación del número de escenas de lirón careto entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo primaveral.

3.2.5. Comparación entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en los resultados del fototrampeo en invierno

Como se puede apreciar en la figura 47, en el periodo invernal existe una gran similitud en el índice de Shannon-Wiener, Pielou y riqueza de especies en la comparación de la zona de Azufaifos no invadida respecto a la invadida por Pitas.

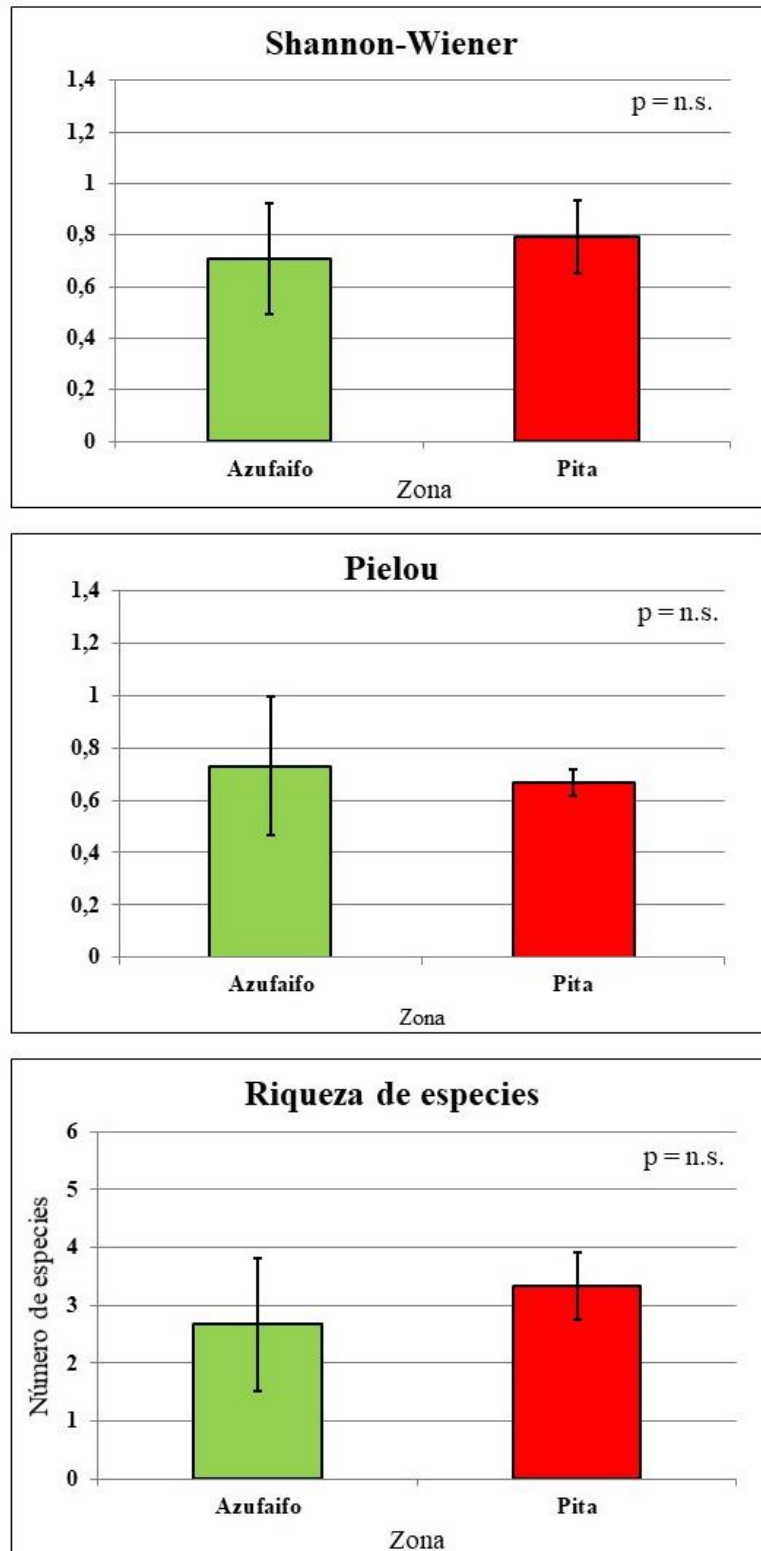


Figura 47. Comparación de índices entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo invernal.

Igualmente, no hemos obtenido ninguna diferencia entre estas zonas en esta época ni en las escenas de mamíferos salvajes (Figura 48), ni en ninguna de las especies observadas (Figura 49, 50 y 51).

Cabe destacar que no se han obtenido escenas de lirón careto en ninguno de las dos zonas en el periodo invernal. Y que, al igual que en primavera, sólo hay escenas de tejón en la zona de Azufaifos.

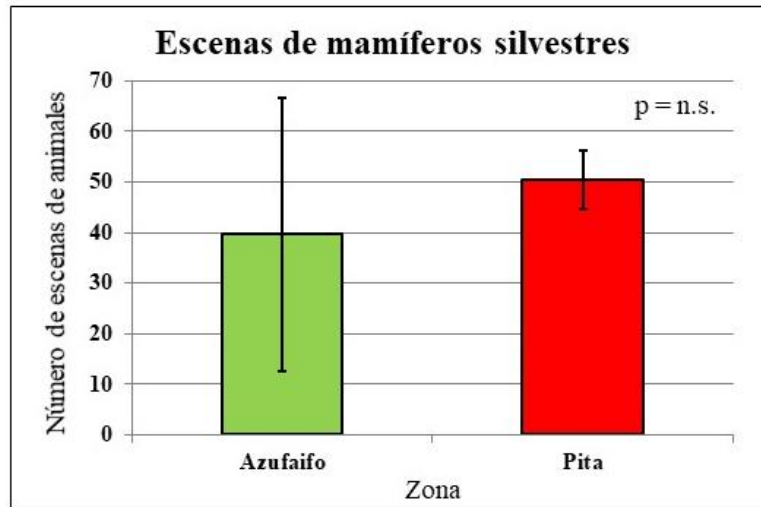


Figura 48. Comparación del número de escenas de mamíferos silvestres entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo invernal.

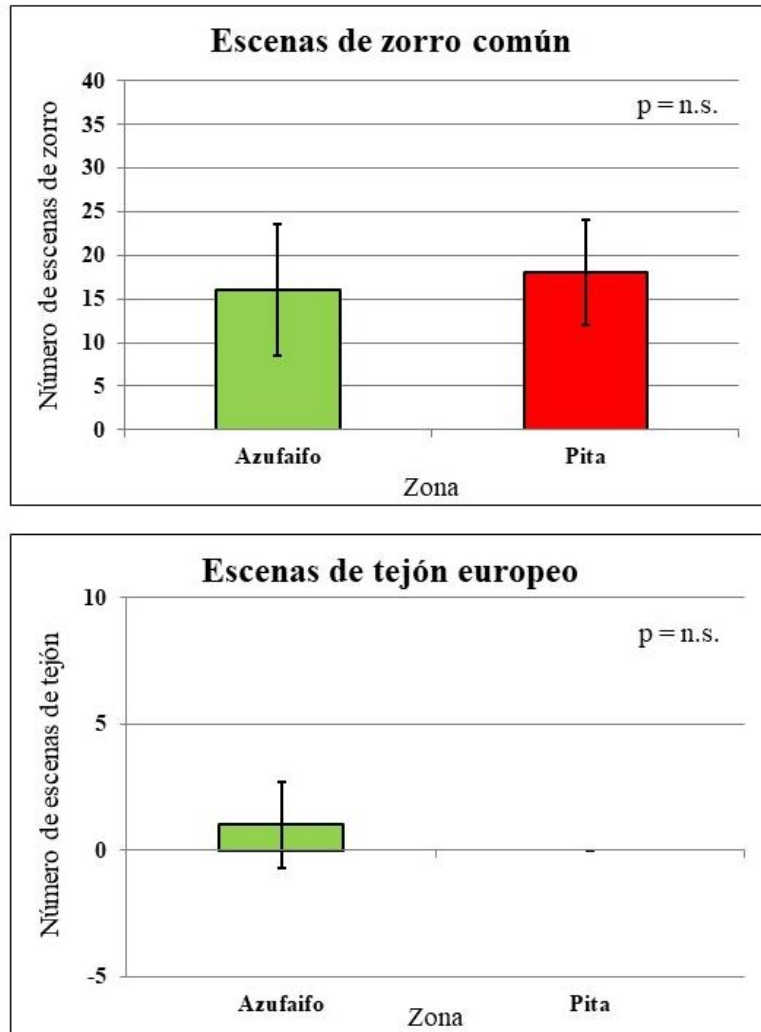


Figura 49. Comparación del número de escenas de carnívoros entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo invernal.

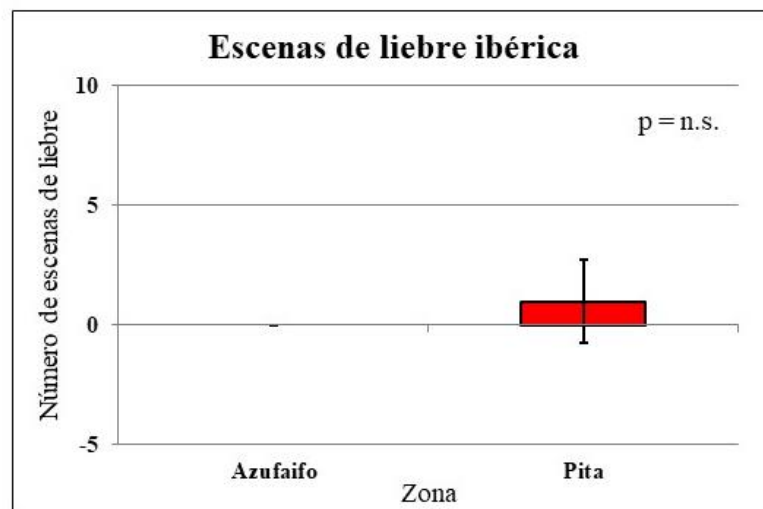
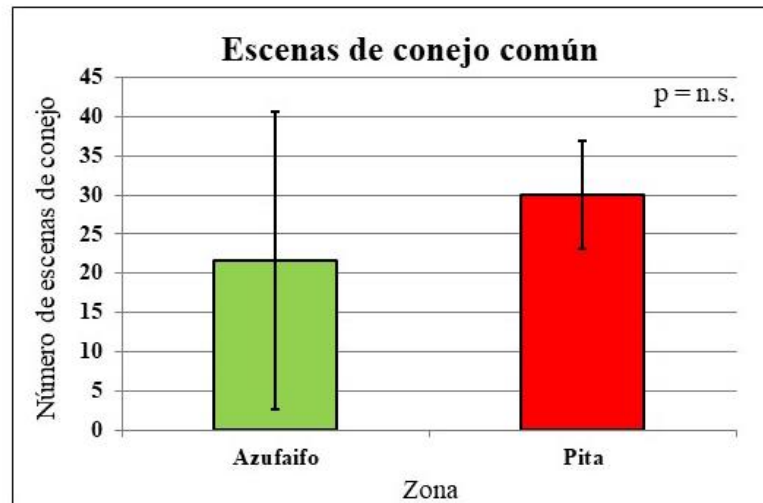


Figura 50. Comparación del número de escenas de lagomorfos entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo invernal.

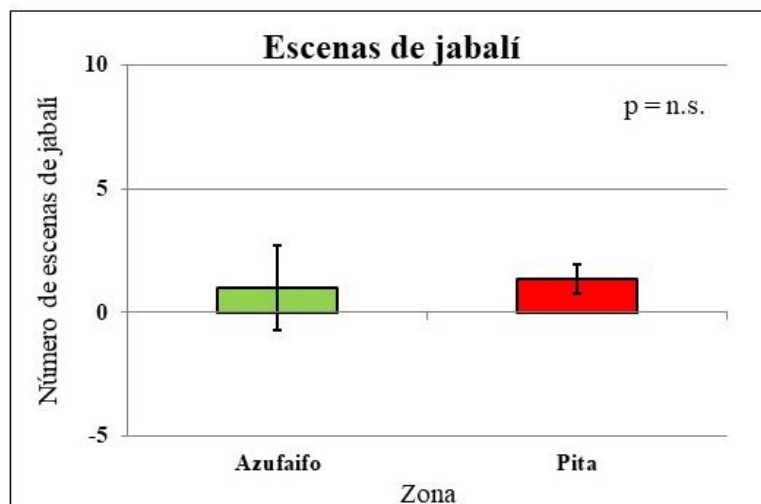


Figura 51. Comparación del número de escenas de jabalí entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en el periodo invernal.

3.3. MUESTREO DE MICROMAMÍFEROS

Los datos correspondientes a el muestreo de micromamíferos usando la metodología del SEMICE han sido bastante escasos. En el gráfico 52 y 53 vamos a mostrar, en cada una de las dos zonas, el número de veces que se encontraron las trampas en cada uno de los 4 estados que recomienda el SEMICE, en los 4 días y 3 noches de muestreo.

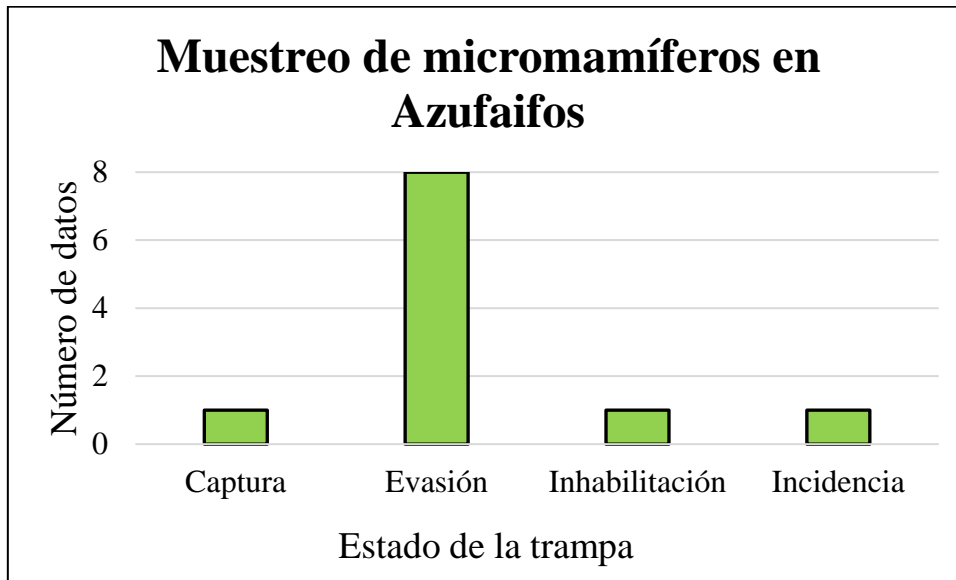


Figura 52. Datos micromamíferos en Azufaiños.

En la zona de azufaiños (Figura 52) podemos ver que solo se produjo una captura en este caso de ratón moruno (*Mus spretus*), cabe decir, que la única incidencia que se dio en esta zona se debe a una captura de ratón casero (*Mus musculus*) que se escapó durante el proceso del marcado con el crotal.

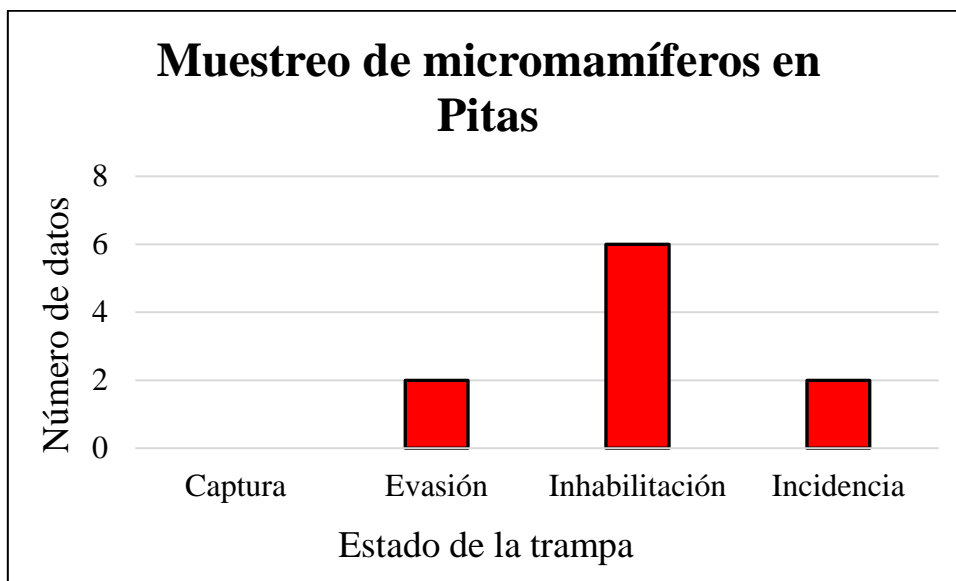


Figura 53. Datos micromamíferos Pitás.

En la zona donde la vegetación se encuentra compuesta por los *Agaves* spp no hubo ninguna captura de micromamíferos (Figura 53), y, de las dos evasiones, una podemos confirmar que una fue de *Rattus* spp.



Figura 54. Ratón casero (*Mus musculus*) capturado en Azufaiños.

4. DISCUSIÓN

4.1. RIQUEZA DE ESPECIES

A lo largo de este proyecto, durante los muestreos del fototrampeo en nuestra área de estudio nos hemos encontrado tres especies que tienen características comunes que podrían justificar su presencia en la finca de “Las Amoladeras”, estas son el zorro, tejón y jabalí. El zorro (*Vulpes vulpes*) es una de las especies con mayor plasticidad ecológica, generalista en la selección de hábitats, siendo capaz de vivir en áreas de cultivo, bosques, pasando por zonas urbanas o desiertos semiáridos, y generalista en su dieta, omnívora oportunista (López-Martín, 2017). El jabalí (*Sus scrofa*) también aparece en una gran variedad de hábitats, explotando, por sus condiciones de omnívora, cualquier tipo de alimento que le pueda ofrecer el lugar en el que habite (Fernández-Llario, 2017). Por otro lado, el tejón (*Meles meles*), algo más especialista en cuanto selección de hábitat, que el zorro y el jabalí, también aparece en ecosistemas áridos. Además, sus condiciones de omnívoro facultativo y predilección por escoger hábitats que ofrezcan posibilidad para la excavación de sus tejoneras podrían justificar su presencia en nuestra zona de estudio, además *Ziziphus lotus* ofrece condiciones de refugio las cuales podrían

ser aprovechadas por el tejón (Requena-Mullor, López, A. J. Castro, Virgós y H. Castro, 2015; Virgós, 2017).

Otras especies captadas por nuestras cámaras de fototrampeo son el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y la liebre ibérica (*Lepus granatensis*). La abundancia de conejo está marcada por gran cantidad de factores, como lo son la pendiente, la altitud, el tipo de suelo y la precipitación. Exceptuando las precipitaciones, muy escasas en nuestra zona de estudio, el resto de los parámetros aparecen en estados óptimos para que exista una presencia de este lagomorfo, como lo son una altitud no superior a 1200-1500 metros, una zona llana y de suelo blando. En zonas de suelos arenosos, los conejos se aprovechan de árboles y grandes arbustos ya que las raíces de estos colaboran en el soporte de sus madrigueras además de ofrecer una defensa ante depredadores (Gálvez-Bravo, 2017). Esto ocurre en la zona de estudio, Tirado (2009) indica que el conejo presenta una gran abundancia dentro de las islas de fertilidad, propiciadas por *Ziziphus lotus*, donde aparecen gran cantidad de vivares de este animal. En el hábitat de nuestra zona de estudio el conejo presenta una relevancia funcional, es decir, es una especie clave en la formación de este hábitat desde un punto de vista de la biodiversidad y funcional (Tirado, 2013).

En cuanto a la liebre ibérica (*Lepus granatensis*) se han captado menos escenas de fotografía/video. Esto puede deberse a que este animal en el sur de la Península Ibérica ha cambiado sus preferencias de hábitats en los últimos años, pasando de zonas vegetación natural a explotar campos de cultivo (Purroy, 2017).

Otras especies, en este caso de carnívoros, que inicialmente cabría la posibilidad de registrar su presencia en “Las Amoladeras” eran la comadreja (*Mustela nivalis*), la garduña (*Martes foina*) y la jineta (*Genetta genetta*). Según datos previos (Purroy y Varela, 2016), estos dos mustélidos (comadreja y garduña) y este vivérrido (jineta) están presentes en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, y podrían haber aparecido en nuestra área de estudio. La comadreja posee un tamaño corporal pequeño, y se emplean distintos diseños de muestreo para su estudio, existiendo pocos datos sobre la efectividad de estos (García y Mateos, 2014). Por otro lado, en el caso de la jineta y la garduña, el componente que limita su aparición puede que tenga más que ver con el nicho ecológico (Purroy y Varela, 2016), la jineta, respecto a la cual de todas formas sí se tienen datos de presencia en la zona (González Miras, comunicación personal, 1 julio 2021), a la hora de llevar a cabo su reproducción emplaza las parideras en troncos huecos o en roquedos, estos dos componentes no están representados en el paisaje de “Las Amoladeras”, por lo que es posible que limite aquí su presencia (Purroy y Varela, 2016). En el caso de la garduña (de la cual no se tienen datos de presencia en la zona), aun siendo una especie con gran plasticidad respecto al hábitat, en ecosistemas mediterráneos, selecciona preferentemente matorrales mediterráneos densos, áreas forestales o incluso zonas rurales (Mangas, 2017). Es posible que un hábitat estepario como el presente en “Las Amoladeras” no sea el de más atractivo para este mustélido. Los datos parecen indicar que la jineta y la garduña estén presentes en otro tipo de hábitats en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar. Además, otro motivo por el que posiblemente no se han localizado es porque la densidad de estas especies en la zona sea baja, lo cual, con nuestro esfuerzo de muestreo, no se nos ha permitido poder obtener datos sobre ellas.

En cuanto a los micromamíferos, se ha confirmado la presencia de 4 especies diferentes, tanto gracias al trampeo, con la metodología del SEMICE, como por escenas captadas por el fototrampeo. Se ha confirmado la presencia de lirón careto (*Elyomis quercinus*) con el fototrampeo, animal generalista en cuanto a selección de hábitat (Moreno, 2017). Otra especie que se encuentra en nuestra zona de estudio es el ratón moruno (*Mus spretus*), especie adaptada al déficit hídrico, preparada para subsistir en ambientes mediterráneos subhúmedos y áridos (Purroy y Verela, 2016; Navarro-Castilla et al., 2017). Otra especie presente en “Las Amoladeras” es *Rattus* spp, y no podemos llegar a asegurar que especie de *Rattus* muestreamos, si rata negra (*Rattus rattus*) o rata parda (*Rattus norvegicus*) debido a que, la trampa Sherman en la cual se censo el animal sufrió una evasión, es decir, el animal escapó de la trampa, y al cerrarse seccionó parte de su cola, permitiéndonos sólo poder confirmar que el ejemplar pertenecía al género *Rattus*. De todas formas, por selección de hábitat podría ser más posible que se tratase de *Rattus rattus*, ya que *Rattus norvegicus* prefiere hábitats más húmedos (Purroy y Varela, 2016). Por último, la cuarta especie fue el ratón casero (*Mus musculus*), especie rara en esta zona, ya que es comensal del hombre, por lo que suele aparecer en las cercanías de la actividad humana, bien es cierto que existen poblaciones asilvestradas, pero cerca del agua, ya que a diferencia de su pariente el ratón moruno, este múnido no soporta el déficit hídrico. Cabe decir que la trampa donde se muestreo esta especie se encontraba en las inmediaciones de una construcción humana abandonada (Purroy y Varela, 2016; Sans-Fuentes; 2017).

4.2. FOTOTRAMPEO

4.2.1. Comparación entre primavera e invierno en los resultados del fototrampeo en toda la zona de las Amoladeras

En cuanto a la comparación entre las dos estaciones de toda la zona de estudio (sin diferenciar entre zona de Azufaiños y zona de Pitas) el índice de Shannon no llega a ser significativo, pero el valor de “p” es muy próximo a 0,05. El nivel de significación (nivel α) de 0,05, que se ha tomado, es el habitual en la literatura científica, es decir, que la probabilidad de tomar la decisión de rechazar la hipótesis nula cuando esta es verdadera es el 5%, pero si tomáramos un riesgo algo mayor ($\alpha=0,1$, 10% de probabilidad de equivocarnos) se podría afirmar que, con cautela, este índice, como cabría esperar, es mayor en la época favorable (primavera) que en la desfavorable (invierno). Hay que tener en cuenta, que en primavera los recursos tróficos, tanto vegetales como animales (invertebrados, reptiles etc...), son más abundantes. Además, para calcular el Índice de Shannon-Wiener uno de los factores considerados es el número de especies, y, en primavera aparece muestreada una especie más, el lirón careto (*Elyomis quercinus*).

El lirón careto es la única especie, que, por separado, ha presentado diferencias significativas. Este glírido, como hemos mencionado anteriormente, solo ha sido captado por nuestras cámaras trampa en primavera. Esto puede deberse a que como ocurre en otras zonas, este roedor, se sume en un letargo invernal (hibernación), de menor duración en ambientes termomediterráneos (Purroy y Varela, 2016; Moreno, 2017). Por lo que nuestros resultados pueden apoyar la existencia de este comportamiento fenológico en la zona de estudio.

El resto de las comparaciones llevadas a cabo en este grupo de datos (índice de Pielou y riqueza de especies, número de escenas de mamíferos, y cada especie por separado) no han presentado diferencias estadísticamente significativas. Esto puede ser debido a que, en general, y aplicable al resto de apartados, en estudios de fototrampeo hay que ser cautelosos pues la ausencia o presencia de diferencias puede deberse a que, como argumentan O’Connell, Nichols y Karanth (2011), en un determinado esfuerzo todos los animales no serán detectados. La detectabilidad de los animales puede variar y, a su vez, la detección cambia según el tiempo, el espacio y el esfuerzo (número de cámaras y duración del muestreo). Por lo tanto, realizando estudios posteriores con diferente esfuerzo, podríamos valorar si se mantienen o hay cambios en los resultados.

En el zorro se observa que el número de escenas es superior en invierno, esto podría deberse a la necesidad de incrementar el área de campeo, ya en que esta época desfavorable, le cuesta más conseguir los recursos óptimos para subsistir. Como ocurre en gran cantidad de miembros del orden “*Carnivora*”, las áreas de campeo de estos están estrechamente relacionadas con la productividad del hábitat donde está presente dicho animal, atendiendo a las necesidades metabólicas del individuo, presentando, los animales que incorporan cantidades considerables de carne en sus dietas, dominios vitales de tamaños considerables (Gittleman y Harvey, 1981; López-Martín, 2017).

A diferencia de otros grupos faunísticos como las aves, en las cuales determinadas especies aparecen en la Península solo en el periodo estival o el invernal, o como los réptiles, anfibios o invertebrados que reducen su actividad en los meses fríos, los mamíferos terrestres suelen estar activos todo el año pudiendo, en todo caso, variar sus dominios vitales, como ocurre por ejemplo con el zorro, que, dependiendo de la época del año o la productividad del hábitat, sus territorios se solapan (López-Martín, 2017) pudiendo esto afectar al número de contactos con las cámaras. Existen excepciones de mamíferos terrestres que sí reducen parcial o completamente su actividad, como el erizo europeo (*Erinnaeus europaeus*), el erizo moruno (*Atelerix algirus*), el tejón (*Meles meles*) o el lirón careto (*Elyomys quercinus*) (Zabala, Zuberogoitia, Garin, I. y Aihartza, 2002; Purroy y Varela, 2016; Moreno, 2017; Hernández, 2020; Ortíz-Jiménez, 2021). De estas especies, hemos obtenido datos del lirón careto y del tejón. En cuanto al lirón careto, como hemos comentado anteriormente, parece que nuestros datos apoyan su hibernación en la zona de “Las Amoladeras”. Sin embargo, en el tejón hemos obtenido datos tanto en primavera como invierno, por lo que nuestros resultados no respaldan una reducción de la actividad invernal, que se da en este mustélido en otras zonas (Purroy y Varela, 2016).

4.2.2. Comparación entre primavera e invierno en la zona de Azufaifos

En la zona no sometida al proceso invasivo de los agaves, ningún parámetro analizado ha presentado diferencias estadísticamente significativas entre el periodo primaveral y el periodo invernal.

Respecto a la comparación por estación de escenas de zorro y tejón (independientemente) debemos de tener en cuenta que, son especies generalistas en su dieta, y que el zorro y el tejón presentan áreas de campeo más o menos extensas en función de la productividad del hábitat y

las necesidades del animal (Gittleman y Harvey, 1981; López-Martín, 2017). Que no existan diferencias entre estaciones nos podría indicar que en el azufaifar la productividad se mantiene a lo largo del año. Esto podría deberse a que *Ziziphus lotus* es una especie freatófita, caducifolia invernal (Gorai, Maraghni, y Neffati, 2010, Guirado et al, 2017). La fenología de *Ziziphus lotus* puede compensar en parte la pérdida de productividad de otras especies en invierno y que esto sea suficiente para no detectar cambios en las comunidades de mamíferos. Además, determinados estudios ya llevados a cabo con el tejón (*Meles meles*) han demostrado, que, aunque el campeo de este suele ser mayor en verano por la menor densidad de recursos no hay diferencias significativas entre estaciones diferentes (Virgós, 2017). También podemos reafirmar esto (el efecto de *Ziziphus lotus* comentado anteriormente) al ver que el número de escenas de mamíferos silvestres es similar tanto en primavera como en invierno en esta zona.

En cuanto al jabalí (*Sus scrofa*), este, es un animal con áreas de campeo grandes, llegando incluso a las 3000 hectáreas (Fernández-Llario, 2017), con lo cual este podría ser el motivo de que este suido recorra en sus campeos la zona de azufaifos indistintamente de la época del año que exista en ese momento, aprovechando, como generalista que es, cualquier recurso que vaya encontrando en su camino.

En cuanto al conejo (*Oryctolagus cuniculus*) presenta escenas similares en la zona tanto en primavera como en invierno, esto nos podría indicar que en este hábitat su población no se ve demasiado afectada por el cambio estacional. Además, no existe presión cinegética en las temporadas de caza ya que en esta parte de la zona de muestreo no está permitida esta actividad, o también puede que se esté beneficiando de la amortiguación que ejerce *Ziziphus lotus* en este ecosistema frente a los cambios estacionales (Gorai, Maraghni, y Neffati, 2010, Guirado et al, 2017).

En el caso de la liebre ibérica y el lirón careto podemos apreciar un escaso número de escenas, y solo en primavera. En el caso del lirón careto (*Elyomis quercinus*) podría deberse a que, para empezar, es un roedor hibernante, como hemos comentado antes (Purroy y Verela, 2016), y que además sus bajas fotocapturas en primavera pudieran ser debidas a que no deja de ser un animal que, por masa corporal y volumen (pequeño en ambas), es casual que aparezca en el fototrampeo (ya que es más difícil que active los sensores de las cámaras) en contraposición a otros métodos de censo más selectivo y enfocados para micromamíferos. La liebre ibérica (*Lepus granatensis*) puede ser como consecuencia de que, en los últimos años, en ambientes mediterráneos, ha cambiado su selección de hábitat, pasando de los naturales a los agrícolas (Purroy, 2017), o, que esta especie se encuentre poco representada en la zona.

4.2.3. Comparación entre primavera e invierno en la zona de Pitas

El índice de Shannon en el hábitat sometido al proceso invasor de los agaves es mayor en primavera que en invierno. Esto nos podría indicar que el posible efecto invasor sobre el ecosistema nativo por parte de *Agave sisalana* y *Agave fourcroydes* sea más intenso en la época más desfavorable (invierno) y que los recursos sean menores en esta época del año, siendo, el periodo primaveral, más productivo, amortiguando así en cierta medida el comportamiento invasivo de los agaves.

Estos mismos resultados lo podemos ver también reflejados en el índice de equitatividad de Pielou, el cual también es superior en pitas en primavera que en invierno. Esto nos indica que el reparto de las escenas de especies es más equilibrado en primavera, mientras que en invierno existen un mayor dominio de escenas por parte de alguna especie. Esto pudiera ser debido a que en la época desfavorable solo determinadas especies son capaces de subsistir en los nichos ecológicos ofrecidos por este hábitat, ante otras que puede que se vean más comprometidas a desarrollar su actividad vital en esta zona en esta época del año. Es posible que especies generalistas como el zorro (*Vulpes vulpes*) o el jabalí (*Sus scrofa*) dominen en número de individuos en este hábitat en el periodo invernal (Fernández-Llario, 2017; López-Martín, 2017). En este caso, el zorro presenta más escenas en invierno que en primavera.

En cuanto a la riqueza de especies podemos observar que es igual para ambos periodos, no existen diferencias significativas. En primavera, en la zona de pitas se han detectado zorro, conejo, jabalí y lirón careto, mientras que invierno se detectaron zorro, conejo, jabalí y liebre ibérica. Cambia la composición de especies, pero se mantiene en número.

En cuanto al número de escenas de animales en pitas, son prácticamente iguales y no existen diferencias estadísticamente significativas. Por lo tanto, nuestros resultados muestran que el movimiento de mamíferos terrestres es similar en pitas en primavera y en invierno. Esto podría parecer contrario a los resultados obtenidos en el índice de Pielou, que nos indica que alguna o algunas especies tienen dominancia en el periodo invernal, pero, no obstante, podría deberse a que de alguna forma el número de escenas de los animales se compensa, aunque exista una dominancia de determinadas especies en invierno.

En la comparación de especies por separado, en ninguna de ellas se han obtenido diferencias significativas. En especies como el zorro (*Vulpes vulpes*) y el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), la cantidad de escenas es mayor en la época invernal. Contrariamente, en el jabalí (*Sus scrofa*), el número de escenas es superior en primavera. Ambas especies (zorro y jabalí) son generalistas lo cual, si las escenas son similares entre los dos periodos en pitas, pudiese deberse a que no son especies que rechacen el campear por un hábitat u otro dependiendo de sus condiciones actuales, ya que aprovecharían los recursos que pudieran y que fueran encontrando en sus recorridos (Fernández-Llario, 2017; López-Martín, 2017). El zorro (*Vulpes vulpes*) es un animal con una alta plasticidad ecológica, de dieta omnívora y comportamiento oportunista, poseyendo este cánido la capacidad de subsistir en gran cantidad de hábitats, desde desiertos semiáridos hasta zonas de tundra, pasando por zonas de cultivos y otro tipo de ecosistemas, no presenta un recelo extremo a la hora de desarrollar su actividad cerca del hombre, apareciendo en zonas urbanas y suburbanas, siendo, en algunos casos más abundantes en áreas urbanas que en hábitats naturales (Harris, 1977; Harris y Rayner, 1986; Harris y Rayner, 1987; López-Martín, 2017). Con el jabalí (*Sus scrofa*) ocurre un caso similar, este suido se caracteriza por ser omnívoro, además cada vez aparece en más tipos de hábitat desde su proceso de recolonización en la provincia de Almería a partir de los años 80, época en la que ya no se encontraban en la provincia depredadores efectivos de esta especie, como el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) (Abáigar, 1992).

Un aspecto a destacar es que del tejón (*Meles meles*) no tenemos datos en el hábitat de pitas. Debemos tener en cuenta que un factor que interviene en la abundancia de este mustélido es la dureza del sustrato, para poder excavar sus madrigueras (Virgos, 2017). En la zona de pitas los rizomas de estas podrían influir en que el suelo se encuentre más compactado pudiendo este

proceso afectar a la presencia de tejón en la zona invadida (Virgos, 2017). Además, uno de los factores que afectan a la componente alimenticia de la etología del tejón (*Meles meles*) es el cambio en la cobertura vegetal y el uso del suelo, algo que se ha dado en la zona de pitas que se ha prospectado, ya que estas han afectado a la estructura de la componente vegetal (Requena y Virgos, 2015).

4.2.4. Comparación entre la zona de Azufaiños y la zona de Pitas en primavera

Ziziphus lotus enriquece el suelo en nutrientes, favoreciendo la posible presencia de determinadas especies de plantas y animales (Tirado, 2009; Torres, 2013), por tanto, las invasiones biológicas suponen una amenaza, por lo que, hipotéticamente se podría esperar que, en la zona que no está sometida al proceso invasivo de *Agave fourcroydes* y *Agave sisalana*, alguna o algunas especies podrían verse afectadas. Sin embargo, a tenor de nuestros resultados, no podemos afirmar que la invasión de los agaves afecte a los mamíferos presentes en la zona.

Las escenas de animales son superiores en pitas. En cuanto al zorro (*Vulpes vulpes*) podemos ver que tampoco existen diferencias significativas entre las dos zonas. Esta especie como ya se ha comentado, es un generalista que se maneja y subsiste de forma efectiva por una gran cantidad de hábitat muy variados, por lo que, no sería sorprendente que el proceso invasivo ejercido por los agaves no tenga efectos notables en el desarrollo vital de este cánido (López-Martín, 2017).

En el caso del jabalí (*Sus scrofa*) o el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) tampoco existen diferencias significativas entre las dos zonas en la estación primaveral, el suido, como hemos comentado anteriormente, también es un generalista en cuanto al hábitat por lo que es posible que no le sea un inconveniente el campar por la zona de pitas (Fernández-Llario, 2017). En cuando al conejo, la posible tendencia de que exista mayor población en la zona de presencia de pitas podría deberse a la presión cinegética, la cual aquí es inexistente, lo que podría ser un motivo que marque esta superioridad en esta zona (Gálvez-Bravo, 2017), aunque, en el periodo de primavera muestreado no nos encontrábamos en periodo de veda de caza, por lo que, si esto a resultado un motivo debería deberse mínimamente a el periodo de veda anterior, el cual finalizo en invierno el 3 de enero de 2021 (Junta de Andalucía, 2021).

No ocurre así con el tejón (*Meles meles*), entre las zonas podemos observar que no aparece en la zona de pitas, puede que, debido a lo comentado anteriormente, que la estructura vegetal de las pitas le afecte de manera negativa por sus hábitos excavadores o que incluso las pitas dificulten el desplazamiento de este animal, de tamaño considerable (Requena et al., 2015). En otros grupos animales, como las aves esteparias, se ha observado que las pitas les afectan negativamente debido a que dificultan el movimiento por la zona (Torres, 2013).

En el caso de la liebre ibérica (*Lepus granatensis*), es la que menos capturas a presentado por parte de las cámaras apareciendo en pitas solo en el periodo invernal (y no en azufaiños) y en la zona de azufaiños no invadido en el periodo primaveral (y no en la zona invadida por pitas). Aparte de lo comentado anteriormente del abandono progresivo en los últimos años de los hábitats naturales por parte de este lepórido, dirigiendo su atención hacia hábitats agrícolas (Purroy, 2017), para esta especie es relevante la cobertura vegetal, siendo una medida para

propuesta para su conservación en hábitats mediterráneos heterogéneos, abiertos y zonas de matorral (Acevedo, Melo-Ferreira, Real y Alves, 2012). Por lo que, si estos requisitos solicitados por *Lepus granatensis* para subsistir son alterados de alguna manera en nuestra zona de estudio, por los impactos que allí se están dando (proceso invasivo de los agaves, presión agricultura bajo plástico etc...) (Tirado, 2009; Torres, 2013), es posible que sus poblaciones se hayan visto afectadas.

4.2.5. Comparación entre la zona de Azufaifos y la zona de Pitas en invierno

En cuanto a la comparación de las zonas en el periodo de invierno, los resultados son muy similares a los obtenidos en primavera. Por lo que, según nuestros resultados, no podemos afirmar que exista un efecto negativo de la población de *Agaves* spp sobre la comunidad de meso y macro-mamíferos.

Al igual que ocurre en primavera, la similitud de los datos en animales generalistas como el jabalí (*Sus scrofa*) y el zorro (*Vulpes vulpes*) entre el hábitat autóctono y el sometido a la invasión vegetal producida por las pitas no es de extrañar (Fernández-Llario, 2017; López-Martín, 2017). Nuestros datos muestran que no parece afectarles el cambio de estructura del hábitat, que ha pasado de ser una zona despejada a una zona ocupada por los agaves, dichos agaves podrían (en principio) dificultar el movimiento de especies grandes, ya que estos además pinchan debido a sus espinas. De todas formas, debe de tenerse en factor importante, el cual también nos sirve para argumentar la comparación anterior (comparación de pitas y azufaifos en primavera), que nuestra área de muestreo es pequeña, y las dos subáreas estudiadas se encuentran relativamente próximas, únicamente separadas por la rambla de “Las Amoladeras”, mamíferos de un tamaño considerable como son un zorro o un jabalí tienen áreas de campeo de tamaños más o menos amplios (Fernández-Llario, 2017; López-Martín, 2017), por lo que podrían estar moviéndose por las dos zonas indistintamente. En el jabalí, determinados estudios han constatado su alto campeo (Fernández-Llario, 2017), se ha observado que este puede ser desde 200 hectáreas hasta más de 3000 hectáreas. El zorro puede recorrer bastantes distancias manteniendo un área de campeo de tamaño considerable, por lo que no sería de extrañar que se esté moviendo por nuestras dos áreas. Estudios llevados a cabo en Doñana (Rau, 1987) determinaron campeos entre 102,9 + 11,8 y 166,0 + 40,9 hectáreas, aumentando en estudios posteriores (Travaini, Aldama, Laffitte y Delibes, 1993) a 218 hectáreas, observándose campeos de incluso 650, 3000 o 15.000 hectáreas en el caso del ártico (López-Martín, 2017).

La liebre no apareció muestreada en el azufaifar autóctono, mientras que, si fue datada en pitas, de todas formas, solo tenemos escenas puntuales de liebre en todo el estudio, así que es posible que no se encuentre demasiado representada en la zona. Por otro lado, como ya hemos comentado, el tejón no ha aparecido en pitas, seguramente (Requena y López, 2015; Virgos, 2017) por preferencias de selección de hábitat.

En cuanto al conejo (*Oryctolagus cuniculus*) la única limitación sería la dureza del sustrato por parte de las pitas, ya que las condiciones climatológicas y de pendiente del lugar pueden justificar su presencia, como hemos comentado anteriormente (Gálvez-Bravo, 2017). Que existan más escenas de este en la zona con pitas que en la zona sin estas, tanto en primavera

como en invierno, podría ser proporcional a que existiera un mayor número en este hábitat de este lepórido. Esto puede deberse a que la presión cinegética es inexistente, ya que la zona de pitas no es coto de caza, a diferencia de la zona de azufaifos, y la intensidad cinegética podría afectar a su población o incluso a la detectabilidad (Gálvez-Bravo, 2017). Debemos tener en cuenta que el muestreo de invierno se hizo en época de caza, la cual, en el año 2020 (independientemente del periodo general de caza de conejo o la modalidad de “diente en mano”) se extendió desde agosto hasta el 3 de enero (Junta de Andalucía, 2021). Que no existan diferencias significativas en el caso de los conejos puede deberse a que la densidad de azufaifos aparentemente es similar en ambas zonas. Es decir, *Ziziphus lotus* ofrece una estructura atractiva para que los conejos puedan refugiarse, al igual que otro tipo de vegetación leñosa que puede influir en el uso del hábitat por parte de estos, según determinados modelos de algunos estudios (Rueda, Rebollo, Gálvez-Bravo y Escudero, 2008; Tirado, 2009). Este resultado también podría relacionarse con que esta especie, aun siendo excavadora, no se vea tan afectada por los rizomas de los agaves y que dado su pequeño tamaño, el cambio de estructura no afecte a sus desplazamientos o compense una menor detectabilidad por parte de depredadores al contar con menos zonas abiertas, esto podría afectar al tejón, el cual se ha visto que se especializa a veces en comer gazapos de conejo (Virgós, 2017), además sus madrigueras son más grandes y su desplazamiento por pitas, como hemos comentado anteriormente, puede ser más dificultoso, como le ocurre a las aves esteparias (Torres, 2013). También tenemos que tener en cuenta que la abundancia de este lagomorfo puede estar limitada por la disponibilidad de alimento herbáceo, y sustrato de este, que se puede estar beneficiado de la isla de fertilidad de *Ziziphus lotus* y verse negativamente afectado por el proceso invasivo de las pitas (Tirado 2009; Gálvez-Bravo, 2017), no obstante, determinados estudios como el de Villafuerte, Lazo y Moreno (1997) argumentan que el crecimiento de herbáceas en primavera e invierno pueden mantener las poblaciones de conejo y prepararlos para su reproducción, así que, si se están dando estas condiciones en los dos subhábitat (algo que nosotros no hemos estudiado en nuestro proyecto) podría justificar el caso de las similitudes en la población de conejo en las dos subáreas (en el caso de que exista esta semejanza). Lo que si se conoce es que los agaves influyen en el ecosistema autóctono, alterando el ciclo del agua y del carbono debido a sus adaptaciones y metabolismo, pero, existe información escasa de como las invasiones afectan a la ecología de la formación (Tirado, 2009; Torres 2013).

4.3. MUESTREO DE MICROMAMÍFEROS

La metodología utilizada es ampliamente usada en todo el país. Por lo tanto, el escaso número de capturas (únicamente 2 en la zona no sometida a la invasión de agaves) refleja en principio un tamaño poblacional bajo. Esto también nos lo indica la escasez de evasiones (un total de 8 en la zona no invadida y 2 en la invadida). En general, hubo pocos micromamíferos, que accedieron al interior de las trampas. Las mismas trampas además han sido utilizadas en otra localidad con resultados satisfactorios, así que descartamos un funcionamiento defectuoso de las mismas. El escaso número de capturas y evasiones no nos ha permitido analizar los datos con la potencia analítica de la estadística.

Hay que tener también en cuenta, los posibles sesgos que se pueden dar en el muestreo de estos pequeños vertebrados. Especies como la musaraña gris (*Crocidura russula*) o el musgaño enano o musarañita (*Suncus etruscus*) tienen un peso muy reducido, 2 gramos en el caso del musgaño (Purroy y Varela, 2016), siendo común que estas a menudo, no sean capturadas.

Especies como el ratón moruno (*Mus spretus*) pueden influir en otras especies de micromamíferos. Se ha comprobado (en cautividad) la superioridad que ejerce *Mus spretus* sobre *Mus musculus*, pero se ha visto a su vez, que esa dominancia no elimina a *Mus musculus* de los hábitats más favorables, existiendo la competitividad y la superioridad en dependencia de la calidad del hábitat, dominando *Mus spretus* en los entornos más secos (Navarro-Castilla et al., 2017). También se ha demostrado que, respecto a la coexistencia de *Apodemus sylvaticus* (ratón de campo) y *Mus spretus*, la abundancia de uno de ellos es inversamente proporcional a la de la otra, sugiriéndose de esta forma la posibilidad de que haya una competencia interespecífica entre estos dos múridos por los recursos tróficos (Navarro-Castilla et al., 2017; Vigués, 2018). Además, la compactación del suelo y la disminución de la cubierta vegetal parece afectar de manera negativa a *Mus spretus*, ya que la compactación del sustrato afecta a que este pueda realizar sus madrigueras y mantenerlas, mientras que la desaparición de la cubierta vegetal provoca una mayor exposición del animal, ante posibles depredadores (Navarro-Castilla et al., 2017). De todas formas, como comentan Navarro-Castilla et al. (2017) la densidad media de este múrido se ha estimado que va de 3 a 12 individuos por hectárea, nosotros hemos muestreado una cuadrícula de 75 metros x 75 metros en cada hábitat, es decir, un área de 5625 metros², mientras que una hectárea es 10000 m². En hábitats óptimos las densidades de este animal han alcanzado cifras de 65 individuos por hectáreas, he incluso entre los meses de agosto y noviembre se han logrado densidades de 300 individuos por hectárea, ya que es una especie susceptible de sufrir grandes fluctuaciones anuales (Pita, Mira y Mathias, 2003; Navarro-Castilla et al., 2017).

Por lo general, aunque existan pocos datos, podemos ver que el número de capturas y evasiones ha sido mayor en la zona no invadida. Es difícil determinar si con otro atrayente y si se repitiera el muestreo en el tiempo sería posible obtener un mayor número de datos.

Además, si comparamos nuestros datos, de una campaña en primavera, con el resto de las estaciones SEMICE podemos ver que puede ser habitual obtener bajos datos en la primera campaña. Podemos compararlo, por ejemplo, con estaciones como la de Bosc de les Cabanyeres (Canyet) o la de Saladares del Guadaletín que solo sufrieron una captura en su única campaña realizada (SEMICE, 2021). La estación de Cabañeros Sopie en tres campañas de primavera solo realizó 4 capturas, repartidas en 1-1-2 (SEMICE, 2021).

5. CONCLUSIONES

1. En este estudio desarrollado en las Amoladeras se ha detectado la presencia de un total de 9 especies de mamíferos silvestres: dos carnívoros, zorro común (*Vulpes vulpes*) y tejón europeo (*Meles meles*), dos lagomorfos, conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) y liebre ibérica (*Lepus granatensis*), un suido, jabalí (*Sus scrofa*) y cuatro roedores,

ratón doméstico (*Mus musculus*), ratón moruno (*Mus spretus*), lirón careto (*Elyomis quercinus*) y rata (*Rattus* spp).

2. Refiriéndonos a especies concretas, parece claro que el lirón careto (*Elyomis quercinus*) muestra un comportamiento fenológico de hibernación, y que el tejón (*Meles meles*) parece evitar el área sometida al proceso invasor de *Agave fourcroydes* y *Agave sisalana*.
3. Teniendo en cuenta la metodología empleada y el esfuerzo realizado en este trabajo, no podemos concluir que la invasión de los Agaves afecte a la presencia de los mamíferos en las Amoladeras. Sería necesario complementar con otros métodos y/o incrementar el esfuerzo de muestreo, para poder obtener unos resultados más concluyentes.
4. El muestreo de micromamíferos, al contrario de lo esperado, ha proporcionado una escasa información. Esto puede ser a que la densidad de estos sea baja en la zona, que el cebo no ha sido el adecuado o que simplemente haya sido una situación casual. Consideramos aconsejable volver a repetir el muestreo con otro cebo, para intentar contrastar estos resultados.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Abáigar, T. (1992). Distribución del jabalí (*Sus scrofa*, L. 1758) en la provincia de Almería. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses. Ciencias*, 11, 27-33.
- Acevedo, P., Melo-Ferreira, J., Real, R. y Alves, P. C. (2012). Past, Present and Future Distributions of an Iberian Endemic, *Lepus granatensis*: Ecological and Evolutionary Clues from Species Distribution Models. *Plos ONE*, 7 (12), e51529.
- Amigos del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar. (2012). El Azufaifar de las Amoladeras. *El Eco del Parque*, 56.
- Aranda, Y., Isern-Vallvedú, J. y Pedrocchi, C. (1995). Dieta estival del zorro *Vulpes vulpes* L. en pastos del Pirineo Aragonés: Relación con la abundancia de artrópodos. *Lucas Mallada*, 7, 9-20.
- Arévalo, J. E. (2001). *Manual de campo para el monitoreo de mamíferos terrestres en áreas de conservación*. Asociación conservacionista de Monteverde.
- Belda, A., Arques, J., Martínez, J. E., Peiró, V. y Seva, E. (2009). *Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en el Parque Natural de la Sierra de Mariola mediante fototrampeo*. *Mediterranea*, 20, 9-32.

ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS TERRESTRES EN LA FINCA DE “LAS AMOLADERAS” (PARQUE NATURAL CABO DE GATA-NÍJAR), Y EFECTO SOBRE ESTA DEL PROCESO INVASIVO DE DOS ESPECIES VEGETALES.

- Bianchini, J. J., Delupi, H. y Regidor, H. A. (1987). *Manual de métodos de campo para el estudio de los mamíferos*. Buenos Aires. Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
- Blanco, J. C. (2017). Lobo - *Canis lupus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Born-Schmidt, G., de Alba, F., Parpal, J. y Koleff, P. (2017). Principales retos que enfrenta México ante las especies exóticas invasoras. México. Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública. ISBN: 978-607-8501-58-8
- Boyce, M. S. (2018). Wolves for Yellowstone: dynamics in time and space. *Journal of Mammalogy*, 99, 1021-1031
- O’Connell, A., Nichols, J. D. y Karanth, K. U. (2011). *Camera Traps in Animal Ecology*. U.S.. Springer. ISBN: 978-44-431-99494-7
- Capdevila-Arguelles, L., Zilletti, B. y Suárez, V. A. (2013). Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 2ª ep., 10, 55-75.
- Carro, F., Pérez-Aranda, D., Lamosa, A., Schmalenberger, H. P., Pardavila, X., Gegundez, M. I. y Soringuer, R.C. (2007). Eficiencia de tres tipos de trampas para la captura de micromamíferos. *Galemys*, 19 (nº especial), 73-81.
- Castillo-Gamez, R., Gallo-Reynoso, J. P., Égido-Villareal, J. y Caire, W. (2010). Mamíferos. *Diversidad biología de Sonora*, 421-436.
- Castro-Díez, P., Valladares, F. y Alonso, A. (2004). La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13 (3), 61-68.
- Chávez, C., De La Torre, A., Bárcenas, H., Medellín, R. A., Zarza, H. y Ceballos, G. (2013). *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso*. México. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. ISBN: 978-607-8143-02-3
- D’Agostino, R., Udrizar, D. y Nabte, M. (2017). Los hay pequeños, medianos y grandes. En D’Agostino, R., Udrizar, D. y Nabte (Ed.), *Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés 10 años: conservando el patrimonio natural y cultural de Península Valdés, Patagonia, Argentina* (pp. 174-191). Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina-CONICET. ISBN: 978-950-9427-31-0

- De Miguel, F. J., Marques, I. y Monclús, R. (2005). Respuesta de los zorros (*Vulpes vulpes* LINNAEUS, 1758) al olor de otros carnívoros. *Galemys*, 17, 113-121.
- Díaz-Pulido, A. y Payán, E. (2012). *Manual de fototrampeo: Una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. ISBN: 978-958-8343-79-2
- Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J. D., Blumenthal, D. M., ... y Tatem, A. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature communications*, 7 (1), 1-9.
- EDICIONES ANAYA. (1979). *Diccionario Anaya de la lengua*. Madrid. Ediciones Anaya, S. A. ISBN: 84-207-1373-2
- Escribano-Ávila, G., Pías, B., Escudero, A. y Virgós, E. (2015). Importancia ecológica de los mamíferos frugívoros en la dinámica de regeneración de campos abandonados en ambientes mediterráneos. *Ecosistemas*, 24 (3), 35-42.
- España. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, *para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas*. Boletín Oficial del Estado, 23 de febrero de 2011, núm 46, pp: 20912 – 20951.
- España. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, *por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras*. Boletín oficial del Estado, 3 de agosto de 2013, núm 185, pp: 56764 – 56786.
- Feriche, M. (2017). Culebra de herradura – *Hemorrhois hippocrepis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., Martínez-Freiría, F. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Fernández-Llario, P. (2017). Jabalí – *Sus scrofa*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Ferreras, P., Díaz-Ruiz, F., Célio, P. y Monterroso, P. (2014). Factores de la coexistencia de mesocarnívoros en parques nacionales de ambiente mediterráneo. En P. Amengual (Ed.), *Proyectos de Investigación en Parques Nacionales 2011–2014* (pp. 321–339). Madrid. Organismo Autónomo Parques Nacionales. ISBN: 8480148985

- Forssmann, A. (2020). *La exitosa reintroducción del lobo en el Parque Nacional de Yellowstone*. Consultado: Agosto-2021. https://www.nationalgeographic.com.es/naturaleza/actualidad/exitosa-reintroduccion-lobo-parque-nacional-yellowstone_13386
- Gálvez-Bravo, L. (2017). Conejo – *Oryctolagus cuniculus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- García, P. y Mateos, I. (2009). Evaluation of three indirect methods for surveying the distribution of the Least Weasel *Mustela nivalis* in a Mediterranean área. *Small Carnivore Conservation*, 40, 22-26.
- García, I., Robredano, F., Aymerich, F. y Esteve, M. A. (2009). Abundancias y densidades relativas de zorro *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 17569 en un humedal del sudeste ibérico: implicaciones para la conservación de sus poblaciones. *Anales de Biología*, 31, 43-48.
- García, F., Delgado-Jaramillo, M. I., Machado, M. y Aular, L. (2016). Mamíferos de la Sierra de Aroa, estado Yaracuy, Venezuela: listado taxonómico y la importancia de su conservación. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 73, 17-34.
- Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M., Molino, F. M. Valenzuela, G. (2001). Distribución de los mamíferos carnívoros en la provincia de Granada. *Galemys*, 13, 37-46.
- Gittleman, J. L. y Harvey, P. H. (1981). Carnivore Home-Range Size, Metabolic Needs and Ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10, 57-63.
- Gobierno de España. Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico. (2021). Agencia Española de Meteorología. España: AEMET. Recuperado de <http://www.aemet.es/es/portada>
- Gómez, F. J., Ferreras, P., Briones, E. y Martín de Oliva, C. (2020). Nuevos datos de distribución de los mamíferos carnívoros en el Parque Natural Los Alcornocales. *Rev. Soc. Gad. Hist. Nat*, 14, 63-70.
- González-Varo, J. P., Fedriani, J. M., López-Bao, J. V., Guitián., J. y Suárez-Esteban, A. (2015). Frugivoría y dispersión de semillas por mamíferos carnívoros: rasgos funcionales. *Ecosistemas*, 24 (3), 43-50.
- Gorai, M., Maraghni, M., & Neffati, M. (2010). Relationship between phenological traits and water potential patterns of the wild jujube *Ziziphus lotus* (L.) Lam. in southern Tunisia. *Plant Ecology and Diversity*, 3(3), 273–280

- Guirado, E., Alcaraz-Segura, D., Rigol-Sánchez, J. P., Gisbert, J., Martínez-Moreno, F. J., Galindo-Zaldívar, J., ... y Cabello, J. (2017). Remote-sensing-derived fractures and shrub patterns to identify groundwater dependence. *Ecohydrology*, 11 (6), e1933
- Harris, S. (1977). Distribution, hábitat utilización and age structure of a suburban fox (*Vulpes vulpes*) population. *Mammal Rev.*, 7 (1), 25-39.
- Harris, S. y Rayner, M. V. (1986). Urban fox (*Vulpes vulpes*) population estimates and hábitat requirements in several british cities. *Journal of Animal Ecology*, 55, 575-591.
- Harris, S. y Smith, G. C. (1987). Demography of two urban fox (*Vulpes vulpes*) populations. *Journal of Applied Ecology*, 24, 75-86.
- Hernández, M. C. (2020). Erizo común – *Erinaceus europaeus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. López, P., Martín, J., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Hickman, Cleveland, P., Larson, A. y Roberts, L. S. (2009). *Principios integrales de zoología*. Madrid. McGraw-Hill Interamericana de España S.L. ISBN: 8448168895
- IUCN (International Union for Conservation). (2021). UICN. The UICN Red List of Threatened Species. Recuperado de <https://www.iucnredlist.org/>
- Junta de Andalucía. Conserjería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. (2021). Portal de la Caza y la Pesca Continental de Andalucía. Andalucía: Portal de la Caza y la Pesca Continental de Andalucía. Recuperado de <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/web/caza-y-pesca>
- Jones, H. P., Holmes, N. D., Butchart, S. H. M., Tershy, B. R., Kappes, P. J., Corkery, I., ... y Croll, D. A. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *PNAS*, 113 (15), 4033-4038.
- Karanth, K. U. y Nichols, J. D. 1998. Estimation of tiger densities in india using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79 (8), 2852-2862.
- Kelly, M. J. y Holub, E. L. (2008). Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern naturalist*, 15 (2), 249-262.
- lifeAdaptamed. (2021). LifeAdaptamed. Recuperado de https://www.lifeadaptamed.eu/?page_id=17

- López-Martín, J. M. (2017). Zorro – *Vulpes vulpes*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- McCreless, E. E., Huff, D. D., Croll, D. A., Tershy, B. R., Spatz, D. R., Holmes, N. D., ... y Wilcox, C. (2016). Past and estimated future impact of invasive alien mammals on insular threatened vertebrate populations. *Nature Communications*, 7 (1), 1-11.
- Mangas, J. G. (2017). Garduña – *Martes foina*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Melero, Y., Palazón, S. (2017). Visón americano – *Neovison vison*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. y Carbone, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1228-1236.
- Monroy-Vilchis, O., Zarcop-González, M. M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L y Urios, V. (2010). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Rev. Biol. Trop.*, 59 (1), 373-383.
- Moreno, S., Palomo, L. J., Fernández, M. C., Sánchez-Suarez, C. y Santoro, S. (2016). Pérdida de diversidad en la comunidad de micromamíferos del Parque Nacional de Doñana durante las últimas cuatro décadas. *Galemys*, 28, 31-39.
- Moreno, S. (2017). Lirón careto - *Eliomys quercinus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Navarro-Castilla, A., Sánchez-González, B., Hernández, M. C., Barja, I. (2017). Ratón moruno – *Mus spretus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Ontiveros, D. (2016). Culebrera Europea – *Circaetus gallicus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

- Ortiz-Jiménez, L. (2021). Erizo moruno – *Atelerix algirus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. López, P., Martín, J., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Palazón, S. (2017). Comadreja – *Mustela nivalis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Palazón, S. (2017). Visón europeo – *Mustela lutreola*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Pita, R., Mira, A. y Mathias, M. L. (2003). Small mammal community structure in two successional stages of a mediterranean ecosystem. *Galemys*, 15 (nº especial), 67-79.
- Pleguezuelos, J. M. (2017). Culebra bastarda - *Malpolon monspessulanus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Pleguezuelos, J. M. (2019). Culebra de escalera - *Zamenis scalaris*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles* López, P., Martín, J., Martínez-Freiría, F. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Purroy, F. J. y Varela, J. M. (2016). *Mamíferos de España*. Barcelona. Lynx. ISBN: 978-84-941892-5-8
- Purroy, F. J. (2017). Liebre ibérica – *Lepus granatensis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Rau, J. R. (1987). Ecología del zorro, *Vulpes vulpes*, en la Reserva Biológica de Doñana, Huelva, SO de España (Tesis doctoral). Universidad de Sevilla. Facultad de Ciencias Biológicas. Sevilla.
- Requena-Mullor, J. M., López, E., Castro, A. J., Virgós, E. y Castro, H. (2015). Hábitos alimenticios del tejón europeo en un paisaje árido mediterráneo de la provincia de Almería (SE de España). *Galemys*, 27, 23-30.
- Ridout, M. S. y Linkie, M. (2009). Estimating Overlap of Daily Activity Patterns From Camera Trap Data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14 (3), 322-337.

- Rodríguez, A. (2017). Lince ibérico - *Lynx pardinus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Roig, V. (1962). Aspectos biogeográficos y planteos ecológicos de la fauna de mamíferos de las zonas áridas y semiáridas de Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, IX, 1, 59-81.
- Rovero, F. y Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1011-1017.
- Rueda, M., Rebollo, S., Gálvez-Bravo, L. y Escudero, A. (2008). Habitat use by large and small herbivores in a fluctuating Mediterranean ecosystem: Implications of seasonal changes. *Journal of Arid Environments*, 72, 1698-1708.
- Ruiz-Olmo, J. (2017). Nutria – *Lutra lutra*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Rumiz, D. I. (2010). Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes. En R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel y D. I. Rumiz (Ed.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia* (pp. 53–73). Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño. ISBN: 978-99954-776-0-8
- Sánchez-González, B., Navarro-Castilla, A., Hernández, M. C., Barja, I. (2016). Ratón de campo – *Apodemus sylvaticus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Sans-Fuentes, M. A. (2017). Ratón casero – *Mus musculus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Saunders, G. R., Gentle, M. N. y Dickman, C. R. (2010). The impacts and management of foxes *Vulpes vulpes* in Australia. *Mammal Rev.*, 40 (3), 181-211.
- SECEM. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. (2021). Sociedad Española para la Conservación de los Mamíferos. España: SECEM. Recuperado de <https://www.secem.es/>

- SECEMU. Asociación Española para la Conservación y el Estudio de los Murciélagos. (2021). Asociación Española para la Conservación y el Estudio de los Murciélagos. España: SECEMU. Recuperado de <http://secemu.org/quienes-somos/>
- SEMICE. Seguimiento de los micromamíferos comunes de España. (2020). Seguimiento de los micromamíferos comunes de España. España: SEMICE. Recuperado de <https://www.semice.org/es/el-proyecto/>
- SERBAL. (2020). El gato montés en Almería. Consultado: 25 de julio de 2021. <https://serbal-almeria.com/que-hacemos/proyectos/gato-montes-almeria>
- Skewes, O., Moraga, C. A., Arriagada, P. y Rau, J. R. (2012). El jabalí europeo (*Sus scrofa*): Un invasor biológico como presa reciente del puma (*Puma concolor*) en el sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85, 227-232.
- Tabak, M A., Norouzzadeh, M. S., Wolfson, D. W., Sweeney, S. J., Vercauteren, K. C., Snow, N. P., ... y Miller, R. S. (2018). Machine learning to classify animal species in camera trap images: Applications in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 10 (4), 585-590.
- Tapia, L. (2016). Busardo ratonero – *Buteo buteo*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Tirado, R. (2009). *5220 Matorrales arborescentes con Ziziphus* (*). España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. ISBN: 978-84-491-0911-9
- Torre, I., Arrizabalaga, A. y Flaquer, C. (2003). Estudio de la distribución y abundancia de carnívoros en el parque natural del Montnegre i el Corredor mediante trampeo fotográfico. *Galemys*, 15 (1), 31-44.
- Torre, I., Arrizabalaga, A., Freixas, L., Pertierra, D. y Raspall, A. (2011). Primeros resultados del programa de seguimiento de micromamíferos comunes de España (SEMICE). *Galemys*, 23 (nº especial), 81-89.
- Torres, M. T. (2013). *Análisis de los patrones de distribución espacial de las poblaciones de agaves invasoras en la llanura costera eólica del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar* (Trabajo Fin de Grado) Universidad de Almería, Almería.
- Travaini, A., Aldama, J. J. y Laffitte, R. (1993). Home range and activity patterns of red fox *Vulpes vulpes* breeding females. *Acta Theriologica*, 38 (4), 427-434.

- Vargas, P y Zardoya, R. (2012). *El Árbol de la vida: Sistemática y evolución de los seres vivos*. Madrid. Museo Nac. Ciencias Naturales. ISBN: 8461597400
- Vigués, J., Grajera, J., Arrizabalaga, A. y Torre, I. (2018). Long-term human-induced landscape changes and small mammal communities in a Mediterranean place. *Galemys*, 30, 37-47.
- Villafuerte, R., Lazo, A. y Moreno, S. (1997). Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 52, 345-356.
- Virgós, E. (2017). Tejón – *Meles meles*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Zabala, J., Garin, I., Zuberogoitia, I. y Aihartza, J. (2002). Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*) in Biscay (northern Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 69 (3), 233-238.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Garin, I. y Aihartza, J. R. (2002). Seasonal Activity-patterns of badgers (*Meles meles*) related to food availability and requirements. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 17, 201-208.

7. ANEXO FOTOGRÁFICO



Figura 55. Tejón (Meles meles) en Azufaifos en el periodo invernal.



Figura 56. Zorro (Vulpes vulpes) en Azufaifos en el periodo invernal.



Figura 57. Zorro (Vulpes vulpes) en Azufaifos en el periodo primaveral.



Figura 58. Zorro (Vulpes vulpes) en Pitas en el periodo invernal.



Figura 59. Liebre ibérica (*Lepus granatensis*) en Pitas en el periodo invernal.



Figura 60. Conejos (*Oryctolagus cuniculus*) en Pitas en el periodo invernal.

ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS TERRESTRES EN LA FINCA DE “LAS AMOLADERAS” (PARQUE NATURAL CABO DE GATA-NÍJAR), Y EFECTO SOBRE ESTA DEL PROCESO INVASIVO DE DOS ESPECIES VEGETALES.



Figura 61. Zorro (*Vulpes vulpes*) en Pitas en el periodo invernal.



Figura 62. Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en Azufaifos en el periodo primaveral.



Figura 63. Tejón (*Meles meles*) en Azufaifos en el periodo primaveral.



Figura 64. Liebre ibérica (*Lepus granatensis*) en Pitas en el periodo invernal.

ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS TERRESTRES EN LA FINCA DE “LAS AMOLADERAS” (PARQUE NATURAL CABO DE GATA-NÍJAR), Y EFECTO SOBRE ESTA DEL PROCESO INVASIVO DE DOS ESPECIES VEGETALES.



Figura 65. Zorro (*Vulpes vulpes*) en Azufaijos en el periodo invernal.



Figura 66. Jabalí (*Sus scrofa*) en Pitas en el periodo primaveral.