



Universidad  
Rey Juan Carlos



Universidad  
de Alcalá

## INFLUENCIA DE LAS RAPACES SOBRE LA AVIFAUNA PRESENTE EN UN PAISAJE EN MOSAICO CON VIÑEDOS: BASES PARA EL CONTROL BIOLÓGICO DE LAS AVES FRUGÍVORAS

*Influence of raptors on birds present in a crop-forest mosaic landscape with vineyards:  
bases for biological control of frugivorous birds*



Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas

**Presentado por:** D. RÁUL DE PRADA LUQUE

**Directores:** D<sup>a</sup> NAVILA MONTEAGUDO MARTÍNEZ y Dr. SALVADOR REBOLLO DE LA TORRE

**Tutor Académico:** Dr. SALVADOR REBOLLO DE LA TORRE

**En Alcalá de Henares, a 29 de junio de 2022**

# Índice

<b>Resumen</b> .....	<b>1</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>2</b>
<b>1. Introducción</b> .....	<b>3</b>
<b>2. Objetivos</b> .....	<b>5</b>
<b>3. Material y métodos</b> .....	<b>6</b>
3.1 Área de estudio .....	6
3.2 Métodos .....	8
3.3 Análisis de datos.....	10
<b>4. Resultados</b> .....	<b>11</b>
4.1. Caracterización de la comunidad de aves (frugívoras y no frugívoras) .....	11
4.2. Caracterización de la comunidad de aves rapaces.....	17
4.3 Caracterización del paisaje.....	18
4.4 Efecto del paisaje y la comunidad de rapaces sobre la abundancia de aves frugívoras y no frugívoras en los viñedos.....	21
<b>5. Discusión</b> .....	<b>26</b>
5.1 Comunidad de aves en los viñedos .....	26
5.2 Importancia de la cercanía de los nidos de rapaz a los viñedos .....	27
5.3 Características del paisaje .....	29
5.4 Variables de mayor influencia en la abundancia y riqueza de la comunidad de aves .....	30
5.5 Implicaciones prácticas de estos resultados, para la gestión .....	31
<b>6. Conclusiones</b> .....	<b>32</b>
<b>Agradecimientos</b> .....	<b>34</b>
<b>7. Bibliografía</b> .....	<b>35</b>
<b>8. Anexos</b> .....	<b>42</b>
8.1 Detalle metodología de muestreo .....	42
8.2 Definición de las categorías de uso de suelo .....	42
8.3 Caracterización de la comunidad de aves (frugívoras y no frugívoras) .....	45
8.4 Caracterización de la comunidad de aves rapaces.....	49
8.5 Caracterización del paisaje.....	53
8.6 Cálculos referentes a la discusión .....	54

## Resumen

El papel regulador que pueden ejercer las aves rapaces sobre poblaciones de aves consumidoras de uva aún no ha sido estudiado en profundidad. El objetivo principal de este trabajo es analizar la capacidad de las aves rapaces en el control biológico de aves frugívoras en viñedos de la Península del Salnés (Galicia), dónde la gestión agrícola en minifundios ofrece un mosaico de paisaje heterogéneo que varía entre áreas forestales y superficies de cultivo entre otros. La hipótesis inicial del estudio es que la cobertura forestal alrededor de los viñedos favorece la presencia de nidos de rapaces, y que esta tendrá un efecto negativo en la abundancia de aves consumidoras de uva. Además, se espera que las rapaces ornitófagas (azor común *Accipiter gentilis* y gavián euroasiático *Accipiter nisus*) tengan una mayor influencia sobre las aves frugívoras que las rapaces no ornitófagas (busardo ratonero *Buteo buteo*). Se analizó la abundancia de la comunidad de aves en general y de consumidoras de uva en particular a partir de 59 transectos situados en viñedos. Se estudió su relación con la proximidad a los nidos activos censados de las 3 especies de rapaces ya mencionadas, así como con los usos del suelo, caracterizados en un radio de 1 km desde el punto medio de los transectos. Se detectaron un total de 61 especies de las cuáles el 46% eran frugívoras. Los resultados obtenidos muestran un efecto negativo entre la superficie forestal que rodea los viñedos y la proximidad de los nidos de azor, apoyando la hipótesis planteada. Este estudio muestra la oportunidad que la creación de agrosistemas heterogéneos puede ofrecer, actuando como una herramienta sostenible en el control de plagas potenciales al impulsar la presencia de depredadores naturales de aquellas aves que se alimentan de la uva en los viñedos, además de aumentar los servicios ecosistémicos que estas áreas pueden aportar.

## Palabras clave

Gestión forestal, minifundios, ornitofagia, servicios ecosistémicos, usos del suelo.

## Abstract

The regulatory role of raptors on grape eating bird populations has not been studied in depth yet. The main objective of this study is to analyze the ability of raptors in the biological control of grape-eating birds in vineyards in the Salnés Peninsula (Galicia), where agricultural management in smallholdings offers a heterogeneous landscape mosaic of forest areas and cultivated areas, among others. The hypothesis of the study is that forest cover around vineyards favors the presence of raptor nests, and that this will have a negative effect on the abundance of grape-eating birds. In addition, ornithophagous raptors (goshawk *Accipiter gentilis* and Eurasian sparrowhawk *Accipiter nisus*) are expected to have a greater influence on grape-eating birds than non-ornithophagous raptors (buzzard *Buteo buteo*). The abundance of bird community in general, and grape-eating birds in particular, was analyzed from 59 transects located in vineyards. Their relationship with the proximity to the active nests of the three raptor species was studied, as well as with the land uses, characterized within a radius of 1 km from the midpoint of the transects. A total of 61 species were detected, 46% of which were frugivorous. The results obtained show a negative effect between the forest area surrounding the vineyards and the proximity of goshawk nests, supporting the original hypothesis. This study shows the opportunity that the creation of heterogeneous agrosystems can offer, acting as a sustainable tool in the control of potential pests in vineyards by enhancing the presence of natural predators and increasing ecosystem services that these areas can provide.

## Keywords

Forest management, smallholder, bird predation, ecosystem services, land use.

## 1. Introducción

En las últimas décadas, la extensión e intensificación de las superficies agrícolas ha aumentado principalmente como consecuencia del incremento de la población humana y la necesidad de satisfacer la demanda de productos (Foley et al., 2011). Según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2020), en el año 2020 las tierras de cultivo se extendían sobre el 38% de la superficie terrestre (Banco Mundial, 2018). Considerando que la agricultura es una de las principales causas de destrucción y degradación de los ecosistemas naturales a escala mundial, es prioritario aplicar prácticas sostenibles que no comprometan la capacidad de estos ambientes de ofrecer servicios ecosistémicos, desde aprovisionamiento de productos hasta la conservación de la biodiversidad (Rey Benayas y Bullock, 2012).

Actualmente, el manejo de la agricultura posee una serie de problemas motivados por la búsqueda de la máxima producción posible sin valorar de forma real los inconvenientes inmediatos y a largo plazo que esto conlleva. En 2007, por ejemplo, se utilizaron cerca de 24 millones de toneladas de pesticidas para mejorar el rendimiento de los cultivos mundiales (Stokstad y Grullón 2013). Sin embargo, los pesticidas provocan daños generalizados en la biodiversidad (Geiger et al., 2010; Hallmann et al., 2014), incluyendo daños a los organismos que benefician la producción agrícola (enemigos naturales de las plagas, polinizadores y descomponedores; Henry et al., 2012), favorecen la degradación al contaminar el agua y el suelo (Hildebrandt et al. 2008; Sabatier et al. 2014), amenazan la salud humana (Paoletti y Pimentel 2000) y pueden volverse ineficaces cuando las plagas desarrollan resistencia (Whalon et al. 2008).

Las plagas son un problema difícil de gestionar debido a los efectos negativos que provocan sobre las cosechas y los impactos que los tratamientos químicos utilizados para remediarlas producen sobre el medio ambiente. Una alternativa a los pesticidas es la regulación de plagas potenciando sus enemigos naturales (Barbosa 1998) a través de una agricultura más sostenible que promueva la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Rey Benayas y Bullock 2012). Numerosos estudios han analizado la capacidad de las aves para regular plagas agrícolas (Boesing et al. 2017). La mayoría de los estudios analizan la capacidad de las aves insectívoras para regular plagas (Takekawa et al., 1982; Holmes, 1990; Mols y Visser, 2002 y Rey Benayas et al., 2017), siendo menos estudiada la capacidad de las aves rapaces para regular plagas de

vertebrados (Sekercioglu, 2006). Los efectos de las aves rapaces sobre estos vertebrados pueden ser tanto directos (por ejemplo, depredación) como indirectos (por ejemplo, cambios en el comportamiento y densidad de la presa por miedo a la presencia del depredador), siendo los segundos a veces más importantes que los primeros (Orrock et al. 2004; Preisser et al. 2005).

Una posibilidad prometedora del uso de aves rapaces contra las plagas agrícolas, cuya incidencia puede aumentar en un contexto de cambio climático (Barbaro y Battisti 2011), se da en los cultivos leñosos como frutales de hueso, olivares y viñedos. Peisley et al. (2017) concluyeron que favorecer la presencia de aves rapaces mediante la colocación de perchas artificiales puede desempeñar un papel importante en la reducción del daño de las aves frugívoras a la uva. Shave et al. (2018) y Hothem y DeHaven (1982) comprobaron que el uso de nidos artificiales para atraer la presencia de rapaces o de cometas con forma de silueta de ave rapaz, para ahuyentar a las aves consumidoras de uva, pueden ser igualmente efectivas. Kross et al. (2012) introdujeron halcones de Nueva Zelanda (*Falco novaeseelandiae*) en viñedos para regular la presencia de 4 especies passeriformes consideradas plagas, consiguiendo un descenso significativo en la abundancia de las aves frugívoras y una reducción del 95% en las uvas atacadas en comparación con viñedos sin la existencia de esta ave rapaz.

Las explotaciones vinícolas tienen una importancia cada vez mayor en el mundo. En el año 2019, la superficie de viñedos se extendía 7.341.771 ha a nivel mundial siendo España líder en su producción con 966.442 ha (Organización Internacional de la Viña y el Vino (OIV)), lo que supone el 13% de la superficie total. Los viñedos, frecuentemente, tienen importantes valores para la conservación de especies al actuar como lugares de reproducción y de invernada de aves amenazadas (Gómez-Sal, 2012). Una de las principales plagas que afectan a los viñedos son las aves consumidoras de uvas (Tracey y Saunders, 2003; Kross et al., 2011). Según Cramp y Perrins (1994), destacan varias especies como: el estornino negro (*Sturnus unicolor*), el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*), la corneja negra (*Corvus corone*), el rabilargo (*Cyanopica cooki*), el mirlo común (*Turdus merula*), el zorzal común (*Turdus philomelos*) y el zorzal charlo (*Turdus viscivorus*). El estornino negro es la especie que causa mayores pérdidas económicas a los viticultores en España debido a su abundancia y carácter oportunista. Además, hacia finales del verano, coincidiendo con la madurez de la uva, tiende a agruparse en grandes bandos que no se dispersan hasta el comienzo de la siguiente estación reproductora (Cramp y Perrins 1994).

En este Trabajo de Fin de Máster se ha estudiado la capacidad de las aves rapaces de actuar como controladores biológicos de aves consumidoras de uva en la Península del Salnés, Galicia, noroeste de España. Este territorio se caracteriza por un paisaje en mosaico con elevada

presencia de viñedos (principalmente de vino albariño) gestionados como un sistema de minifundios que contrasta con los ecosistemas forestales colindantes a los mismos. Estos últimos son utilizados como explotaciones madereras e incluyen especies exóticas como el eucalipto (*Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus globulus*). El poder demostrar que efectivamente las aves rapaces pueden ejercer un papel regulador sobre este tipo de poblaciones de aves frugívoras, convertiría a las aves rapaces en una medida más sostenible contra las plagas y permitiría destacar la importancia de la diversificación de paisajes agrícolas complementando éstos con extensiones considerables de áreas forestales. Los paisajes estructuralmente complejos aumentan la heterogeneidad local de los agroecosistemas, lo que puede compensar la gestión agrícola local de alta intensidad (Tscharrntke et al., 2005), así como presentar una oportunidad para la conservación de ecosistemas boscosos que favorezcan la diversidad (Martínez-Hesterkamp et al. 2018).

## 2. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es analizar el papel potencial de las aves rapaces en el control biológico de aves frugívoras en viñedos. Para ello, se analizó la abundancia de aves en general y de aves frugívoras en particular en los viñedos y se relacionó con la cercanía a nidos activos de rapaces forestales (azor común, gavián euroasiático y busardo ratonero). Además, se estudiaron las características del paisaje y su relación con la abundancia de las aves en los viñedos y la cercanía de los nidos de las rapaces a los viñedos. Para alcanzar este objetivo general, se desarrollaron los siguientes objetivos específicos:

1. Caracterizar la comunidad de aves en general y de aves frugívoras en particular en los viñedos.
2. Caracterizar la comunidad de aves rapaces que se reproducen en las masas forestales situadas alrededor de los viñedos.
3. Recopilar las bases cartográficas necesarias para estudiar las características del paisaje (usos del suelo) en el entorno de los viñedos, modificándose si es necesario para trabajar con la mayor precisión posible.
4. Analizar si las características del paisaje y las características de la comunidad de rapaces pueden explicar la abundancia de aves en general y de aves frugívoras en particular en los viñedos.

5. Sugerir medidas de gestión que favorezcan la creación de sistemas agrícolas en mosaico con masas forestales (sistemas agroforestales) que impulsen las poblaciones de depredadores naturales de especies plaga.

Las hipótesis son las siguientes:

- La cobertura forestal alrededor de los viñedos favorece la cercanía de los nidos de rapaces a los viñedos. Se espera un efecto positivo de estas rapaces, de tal forma que los viñedos más cercanos a los nidos de las rapaces presenten una menor abundancia de aves.
- Las aves rapaces ornitófagas (azor y gavián) tendrán un mayor efecto sobre la abundancia de las aves en los viñedos que las aves rapaces no ornitófagas (ratonero).

### 3. Material y métodos

#### 3.1 Área de estudio

La zona de estudio está situada al noroeste de la Península Ibérica, en la Península del Salnés (Pontevedra, Galicia, coordenadas 42°30'32"N; 8°47'55"O), situada entre la ría de Arosa y la ría de Pontevedra (Figura 1). De suelo granítico, el territorio posee una altitud entre 0 y 300 metros sobre el nivel del mar (m.s.m.n.). Su clima es atlántico, caracterizado por temperaturas suaves que oscilan entre los 10°C en invierno con mínimas de hasta 0°C, y los 25°C en verano con máximas de hasta 40°C. La precipitación media anual es de 1400 mm (Condes de Albarei, 2021).



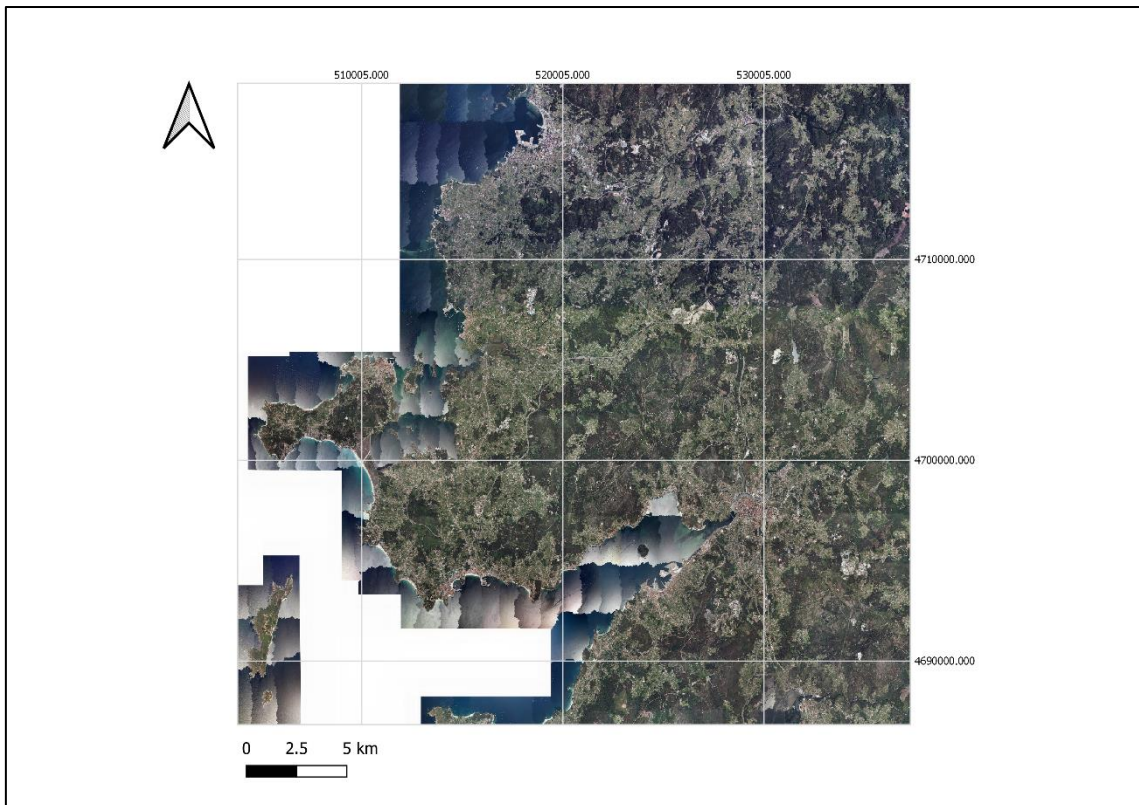


Figura 1. Mapa de la Península del Salnés, Pontevedra, Galicia. Está situada entre la ría de Pontevedra (al sur) y la ría de Arosa (al norte). Elaboración propia mediante QGIS.

La Península del Salnés posee una superficie de 275,2 km<sup>2</sup>. Es un área vinícola que concentra el 70% de las bodegas y viticultores de las Rías Baixas. Los viñedos se sitúan en las tierras bajas y, por las características climáticas y geográficas de la zona, son cultivados en parra o espaldera para mantener las plantas alejadas de la humedad del suelo, siempre en pequeñas extensiones (minifundios). Además, existe una gran variedad de entornos diferentes que se entrelazan con los viñedos y que convierten este territorio en un espacio peculiar, cuya heterogeneidad permite la presencia de un gran número de especies aviares. Destacan en el territorio las masas forestales de gran tamaño entre las que predominan monocultivos de eucaliptos exóticos además de pinos (*Pinus pinaster*) y robles (*Quercus robur*), siendo esta última la especie arbórea nativa (Rebollo et al, 2011).

Las manchas forestales se sitúan principalmente en las laderas y ocupan un 35,4% del área de estudio. Se componen de numerosos parches que conforman un mosaico. Los parches forestales se diferencian entre sí en la frecuencia de tala, su origen -plantado o regeneración natural- y en la composición arbórea al ser estas zonas, por lo general, de gestión privada (Rebollo et al. 2011; Sotelo y Sotelo, 2019). Las áreas de matorral (principalmente tojales con árboles jóvenes) están situadas en las partes altas y representan un 27,3% de la superficie. Las zonas bajas del territorio, incluyendo el fondo de los valles, están en su mayoría compuestas por fincas de cultivo con o

sin presencia de construcciones humanas diseminadas, ocupando un 33%. Finalmente, las zonas urbanas y de playa están próximas a la costa y representan el 4,3% (Rebollo et al. 2011).

Las aves rapaces forestales más abundantes en la zona de estudio son el azor, el gavilán y el ratonero (Rebollo et al. 2011). El azor es un ave rapaz principalmente ornitófaga (las aves representan al menos el 80% de la dieta), el gavilán es un ave ornitófaga estricta y el ratonero se alimenta principalmente de pequeños mamíferos y reptiles (Rebollo et al. 2017). Otras rapaces forestales diurnas como el abejero europeo (*Pernis apivorus*) o el alcotán europeo (*Falco subbuteo*) no son tan frecuentes. Las tres especies de rapaces estudiadas poseen preferencias de hábitat para la nidificación similares, aunque generalmente el gavilán prefiere zonas forestales menos maduras que el azor y ratonero (Rebollo et al. 2017). La primera especie en poner huevos en el área de estudio es el ratonero, entre finales de febrero y finales de abril, la siguiente es el azor entre mediados de marzo y mediados de mayo y, por último, el gavilán entre mediados de mayo y finales de junio (Rebollo et al. 2011). Además, tanto el ratonero como el azor disponen de varios nidos en su territorio que usan de manera alternativa de un año a otro.

## 3.2 Métodos

### Caracterización de la comunidad de aves (frugívoras y no frugívoras)

Las aves frugívoras y no frugívoras de los viñedos se censaron mediante transectos en dos años consecutivos: 2015 y 2016, en 59 viñedos diferentes. Los transectos variaron en su longitud ( $227,4 \text{ m} \pm 5,9$ ) y en el tiempo de recorrido ( $11,2 \text{ min} \pm 0,22$ ). Todos los censos se realizaron durante la mañana porque la detectabilidad de las aves era mayor. La banda lateral de cada transecto se dividió en 5 segmentos de 10 m cada uno. A lo largo del transecto, el técnico responsable registró el número de individuos y la especie de ave detectada en cada banda. Para el presente estudio, sólo se tuvieron en cuenta los censos que se realizaron en primavera y verano porque son las épocas en las que las aves se reproducen y su presencia en la zona es mayor, lo que implica mayor presión sobre los viñedos. Además, son las estaciones que abarcan el desarrollo de las uvas ya que a finales del verano se produce la maduración de éstas (la vendimia suele ser a mediados de septiembre). Se realizaron de 1 a 3 censos en cada época (primavera y verano) y en cada año (2015 y 2016). Se calculó la abundancia media de especies por transecto en cada año y en cada estación del año. En aquellos transectos donde se realizaron más de un censo en cada estación del año los análisis de datos se llevaron a cabo con la

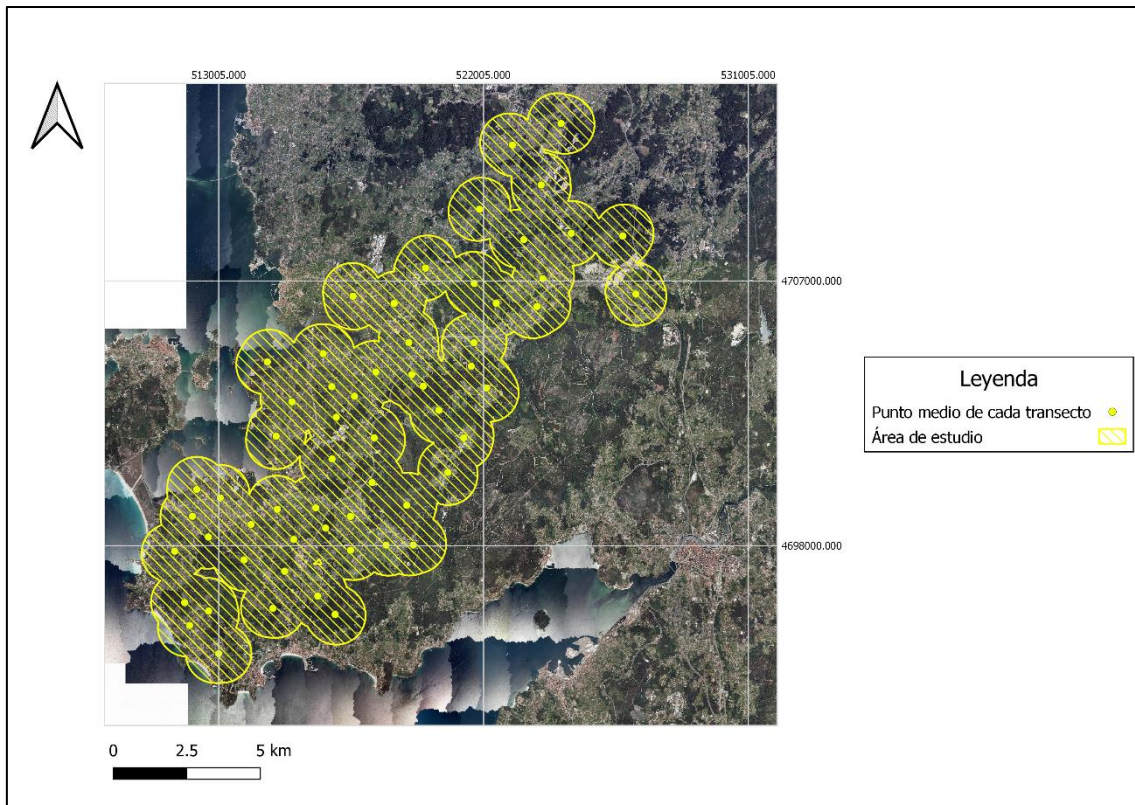
abundancia media calculada en los transectos. El número de censos por transecto en cada año y estación, así como el mes y el día, se recogen en el Anexo 8.1.

#### Caracterización de la comunidad de aves rapaces

Se localizaron los nidos de azor, gavilán y ratonero activos cada año (2015 y 2016) en el área de estudio. Estos muestreos forman parte de un estudio a largo plazo que consiste en analizar la comunidad de rapaces existente en la península del Salnés y penínsulas próximas desde el año 2004 a la actualidad (Rebollo et al. 2011, Rebollo et al. 2017). Sólo se tuvieron en consideración estas especies de rapaz forestales debido a su gran abundancia en el área. Los nidos incluidos en este estudio fueron únicamente los nidos activos, en los que se registraron crías o como mínimo puesta de huevos. La distancia entre el punto medio de cada transecto y el nido activo más cercano de cada especie de rapaz se utilizó como un indicador de la intensidad de la presión que ejerce cada una de estas especies sobre la avifauna de los viñedos.

#### Caracterización del paisaje en el entorno de los viñedos

Para caracterizar el paisaje se estudiaron los usos del suelo en un radio de 1 km desde el centro de cada transecto (Figura 2). Los usos del suelo se agruparon en 5 categorías: bosque (usos forestales, matorrales y pastos), construcciones (uso urbano, desde carreteras hasta poblaciones y/o edificios), mosaico de cultivos (cultivos de toda clase, ya sean leñosos o herbáceos), viñedos, y otros (incluye el resto de usos como cuerpos de agua, suelo desnudo, etc.) (Anexo 8.2). Los análisis geoespaciales se llevaron a cabo con recursos del centro de descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG), perteneciente al Instituto Geográfico Nacional (IGN), donde se obtuvieron las ortofotos correspondientes a la zona de estudio (PNOA hojas 0152, 0184 y 0185) del año 2014 al ser este el más cercano disponible al 2015 y 2016 (años en los que se realizaron los censos de aves en los viñedos). Además, en el Centro de Descargas del SIOSE se obtuvo la capa correspondiente a los usos de suelo de Pontevedra del año 2014, y la superficie de viñedos se obtuvo a partir del Visor SIGPAC Versión 4.6 (2022).



*Figura 2. Área de estudio donde se indica el círculo de radio 1 km desde el centro de cada transecto (59 transectos en total).*

### 3.3 Análisis de datos

Para analizar la abundancia y riqueza de aves en los transectos en función del año y la estación del año, así como para analizar la distancia de los nidos de rapaces a los viñedos, se llevaron a cabo test de ANOVA y T-Student. En caso de incumplimiento de los supuestos, se utilizó el test no paramétrico de Krustal-Wallis.

Para analizar la relación entre variables se realizaron matrices de correlación. El coeficiente de correlación utilizado fue el de Spearman (Sokal y Rohlf, 1995). Se analizó la relación entre los diferentes usos del suelo en los 59 transectos mediante un Análisis de Componentes Principales (PCA) con el fin de evitar la redundancia informativa. Teniendo en cuenta los resultados, las únicas variables que finalmente se incluyeron en los modelos fueron las categorías: “bosque” y “viñedos” (Anexo 8.5).

Para analizar la influencia del paisaje y la comunidad de rapaces sobre la abundancia y riqueza de aves en general y de aves frugívoras en particular en los viñedos se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Se construyeron modelos considerando cuatro variables

respuesta: la abundancia de aves total y de frugívoras y la riqueza de aves total y de frugívoras. Como efectos fijos se consideraron: la distancia de los nidos de azor, gavián y ratonero a los transectos, la superficie de bosque, la superficie de viñedos, el año, la estación del año y la longitud de transecto. Como efecto aleatorio, se consideró el código de identificación de los viñedos. Para determinar la bondad de ajuste de los modelos se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) (Akaike, 1974). En todos los casos se consideró un nivel de significación de  $p < 0,05$ . Para los análisis estadísticos se utilizó el software *R* (R Core Team, 2021). Para los GLMM se utilizó el paquete *lme4* (Bates et al., 2015).

## 4. Resultados

### 4.1. Caracterización de la comunidad de aves (frugívoras y no frugívoras)

La abundancia media de aves por transecto osciló entre 27 y 30 individuos. No se detectaron diferencias estacionales (primavera *versus* verano) ni interanuales (2015 *versus* 2016) en la abundancia de aves por transecto (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(3) = 4,967$ ,  $p = 0,174$ ,  $n=59$ ) (Figura 3).

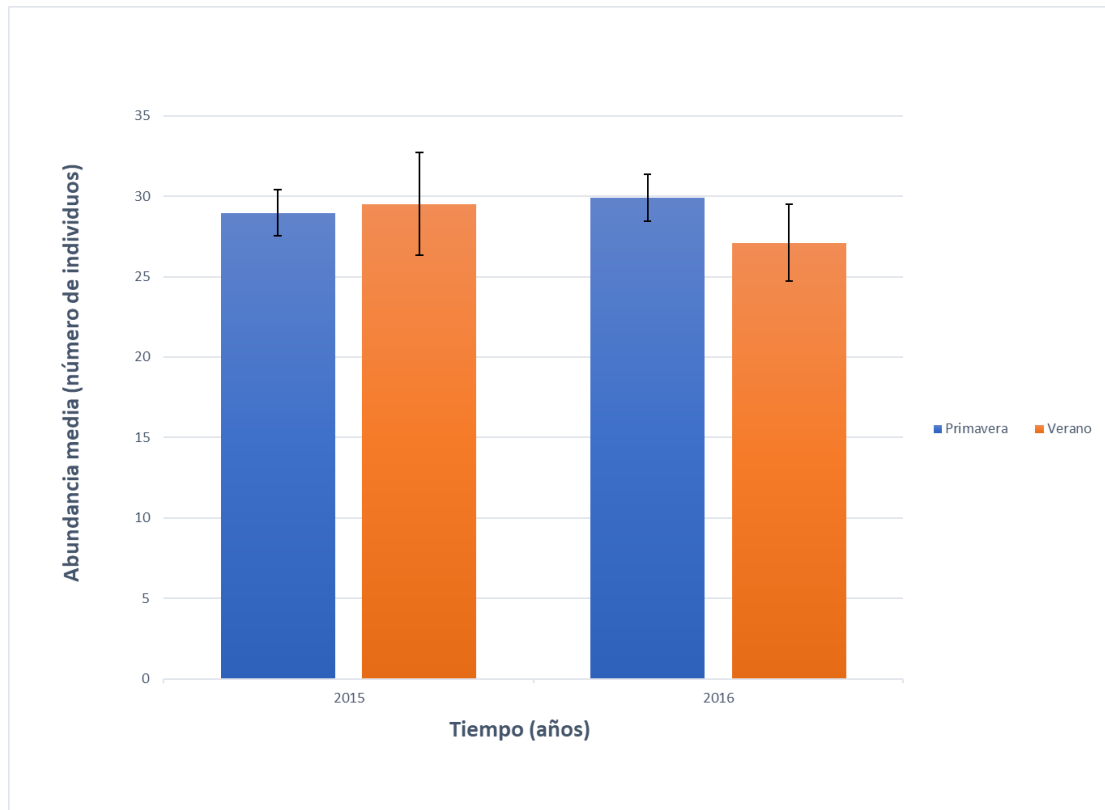


Figura 3. Abundancia media de aves por transecto en función de la estación del año y el año de los censos.

Respecto a la riqueza de especies aviarias en los transectos (Figura 4), el test no paramétrico detectó diferencias significativas entre estaciones del año, pero no entre años (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(3) = 62,2$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n=59$ ). La riqueza fue mayor en primavera que en verano en ambos años, con una media de 12 especies en primavera y 9 especies en verano.

En verano de 2015 no se detectaron 8 especies presentes en los transectos de primavera (ánade real *Anas platyrhynchos*, bisbita común *Anthus pratensis*, cuco *Cuculus canorus*, curruca rabilarga *Sylvia undata*, mito *Aegithalos caudatus*, mosquitero común *Phylloscopus collybita*, reyezuelo listado *Regulus ignicapilla* y vencejo común *Apus apus*), mientras que se detectaron 5 especies nuevas que no se habían detectado en primavera (alcaudón común *Lanius senator*, garza real *Ardea cinerea*, herrerillo capuchino *Lophophanes cristatus*, lavandera cascadeña *Motacilla cinerea* y papamoscas cerrojillo *Ficedula hypoleuca*). Al año siguiente (2016), fueron 5 especies las que no se detectaron en los transectos de verano respecto a los de primavera (ánade real, cuco, faisán *Phasianus colchinus*, lúgano *Spinus spinus* y ruiseñor bastardo *Cettia cetti*), mientras que se detectaron 5 especies nuevas no detectadas en primavera (ave exótica *sp*, curruca rabilarga, curruca zarcera *Sylvia communis*, garza real y papamoscas cerrojillo) (Anexo 8.3).

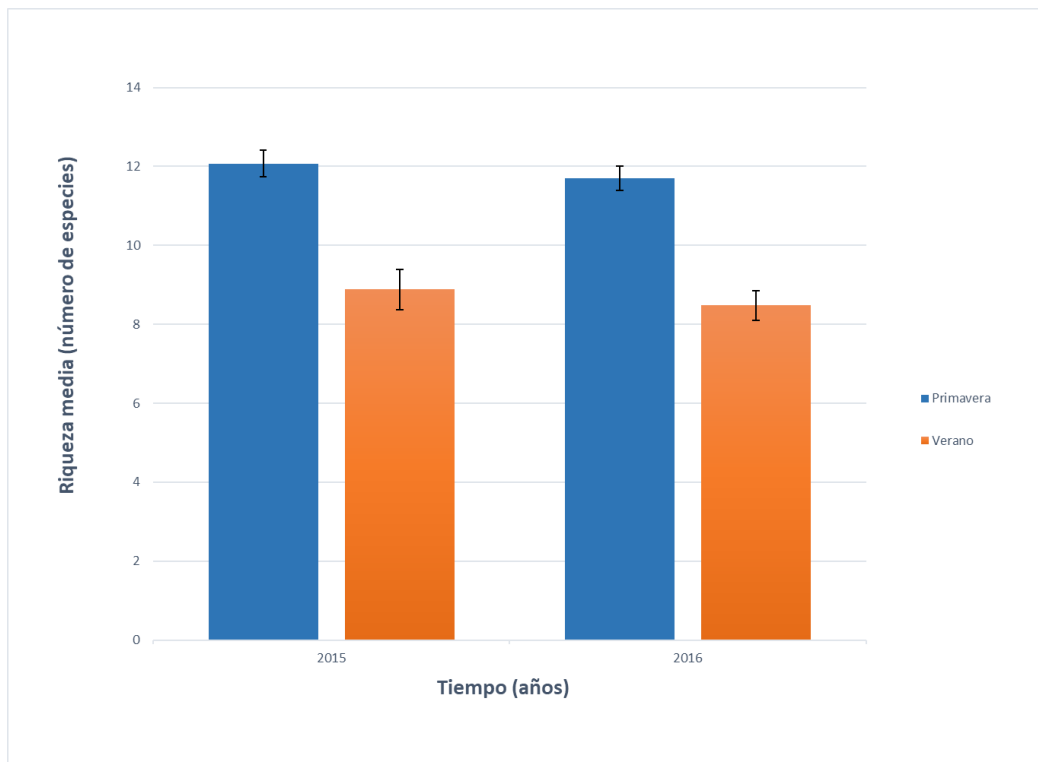


Figura 4. Riqueza media de aves por transecto en función de la estación y el año de los censos.

Las aves frugívoras representaron el 61,4% de la abundancia de aves totales. Al igual que con la abundancia de aves totales, no se detectaron diferencias significativas en la abundancia media de aves frugívoras entre estaciones (primavera y verano) ni entre años (2015 y 2016) (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(3) = 3,9$ ,  $p = 0,28$ ,  $n=59$ ) (Figura 5). La abundancia media de aves frugívoras en primavera fue de 17,5 individuos por transecto y en verano osciló entre 16,5 y 19.

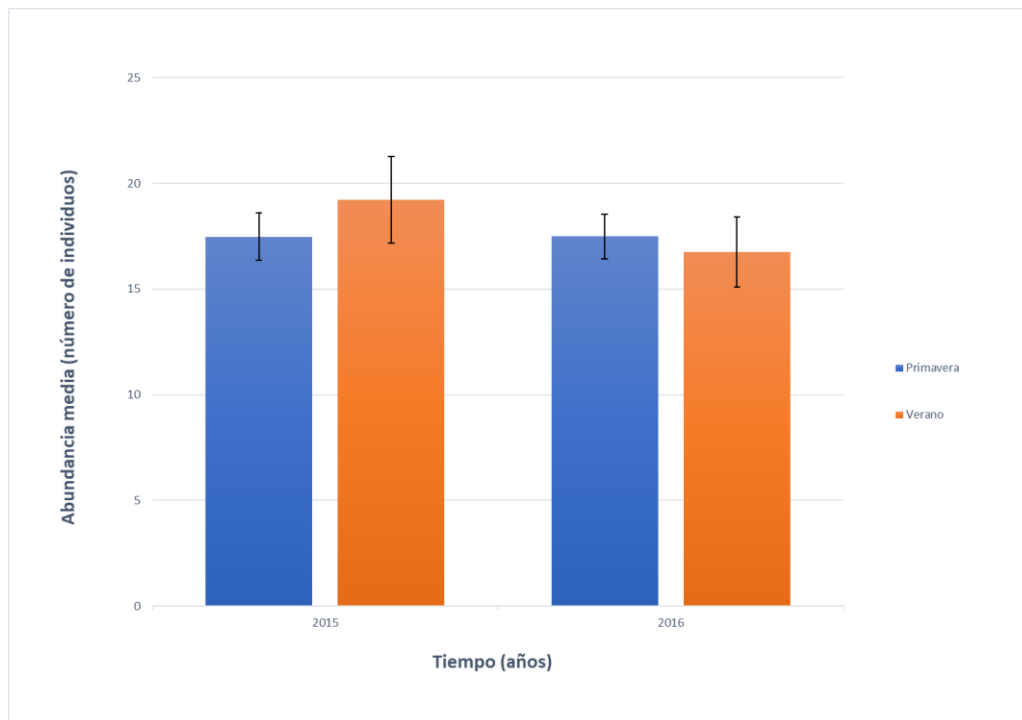


Figura 5. Abundancia media de aves frugívoras por transecto en función de la estación del año y el año de los censos.

Se detectaron un total de 61 especies de aves en los 59 transectos de las cuales el 45,9% eran frugívoras. La especie más abundante fue el gorrión común (Figura 7). Las 5 especies más abundantes en los transectos presentan una dieta frugívora (gorrión común, mirlo, corneja, paloma común, paloma torcaz). El test no paramétrico detectó diferencias significativas en la riqueza media de aves frugívoras entre estaciones del año (Kruskal-Wallis,  $X^2(3) = 30,0$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n=59$ ) (Figura 6), siendo en primavera una media de 6,5 especies y en verano de 5 especies.

En verano de 2015 no se detectaron 2 especies de aves frugívoras presentes en primavera (cuco y mosquitero común), mientras que se detectaron 2 especies nuevas no detectadas en primavera (lavandera cascadeña y papamoscas cerrojillo). En 2016, sólo dejó de detectarse de una estación a otra el cuco, sin embargo, aparecieron 3 especies de aves frugívoras nuevas no detectadas en primavera (ave exótica *sp*, curruca zarcera y papamoscas cerrojillo) (Anexo 8.3).



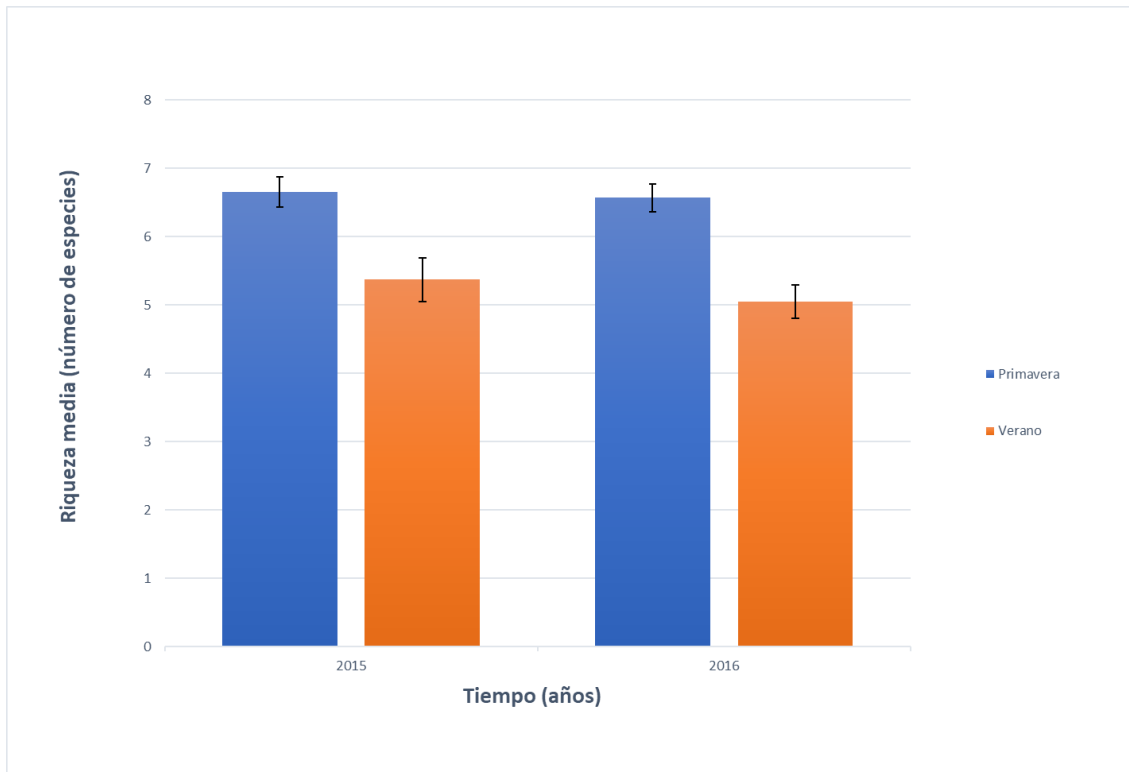


Figura 6. Riqueza media de aves frugívoras por transecto en función de la estación y el año de los censos.

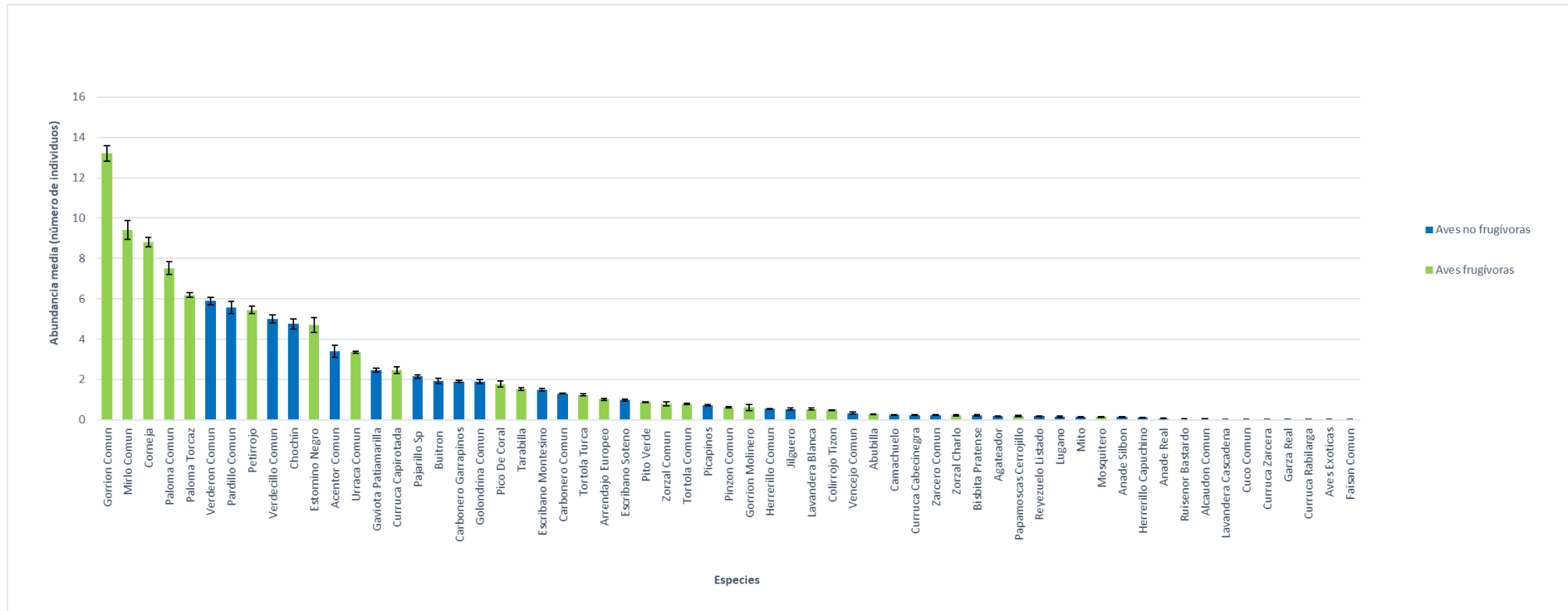


Figura 7. Abundancia media de las especies en los transectos ordenadas de mayor a menor abundancia. En verde se indican las especies de aves consideradas frugívoras y en azul las especies de aves no consideradas frugívoras.

## 4.2. Caracterización de la comunidad de aves rapaces

Se detectaron 57 nidos activos de las tres especies de rapaces en 2015 y 88 nidos activos en 2016 (Tabla 1). En las tres especies hubo un número mayor de nidos activos en 2016 respecto a 2015. El número de nidos activos de azor y gavián fue similar tanto en 2015 como en 2016 (12 nidos de azor y 14 nidos de gavián en 2015 y 19 nidos de azor y 20 nidos de gavián en 2016). El número de nidos de ratonero (31 nidos en 2015 y 49 nidos en 2016) fue mayor que el número de nidos de azor y gavián en ambos años.

*Tabla 1. Número de nidos de las tres especies de rapaces en 2015 y 2016. Se indica el número de nidos arreglados, pero donde no llegó a haber puesta de huevos, el número de nidos que tuvieron huevos, pero donde no llegó a haber crías, y el número de nidos que llegaron a tener crías. En cada año, consideramos nidos activos a aquellos en los que hubo puesta de huevos.*

Año	Especie	Nidos arreglados sin puesta	Nidos con puesta sin crías	Nidos con crías	Nidos activos (donde hubo puesta de huevos)
2015	Azor	4	1	11	12
	Gavián	8	0	14	14
	Ratonero	5	0	31	31
2016	Azor	3	3	16	19
	Gavián	17	4	16	20
	Ratonero	13	2	47	49

En las tres especies de rapaces, la distancia media entre los viñedos y los nidos activos fue similar en 2015 y 2016 (Azor: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 2,0$ ,  $p = 0,2$ ,  $n=59$ ; Gavián: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 0,2$ ,  $p = 0,7$ ,  $n=59$ ; Ratonero: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 0,4$ ,  $p = 0,5$ ,  $n=59$ ) (Figura 8).

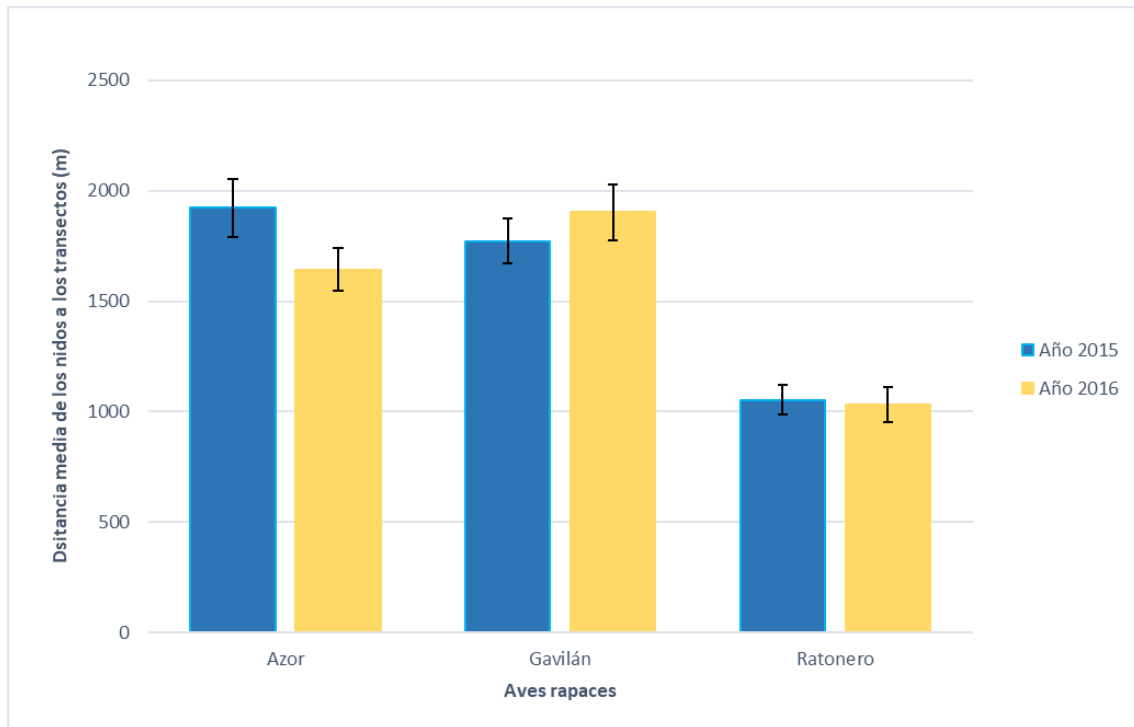


Figura 8. Distancia media de los nidos más cercanos de cada especie de ave rapaz a los 59 viñedos en los años 2015 y 2016.

Las distancias fueron similares entre el azor y el gavilán en 2015 y 2016 (Azor-Gavilán 2015: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 0,6$ ,  $p = 0,4$ ,  $n=59$ ; Azor-Gavilán 2016: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 1,2$ ,  $p = 0,3$ ,  $n=59$ ). Sin embargo, ambas especies presentaron una distancia mayor a los viñedos que el ratonero (Azor-Ratonero 2015: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 24,9$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n=59$ ; Azor-Ratonero 2016: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 21,9$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n=59$ ; Gavilán-Ratonero 2015: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 26,6$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n=59$ ; Gavilán-Ratonero 2016: Kruskal-Wallis,  $X^2(1) = 26,7$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n=59$ ).

#### 4.3 Caracterización del paisaje

El bosque fue el uso del suelo que ocupó una mayor superficie en la zona estudiada, seguida de mosaico de cultivos, viñedos, construcciones y otros (Figura 9):

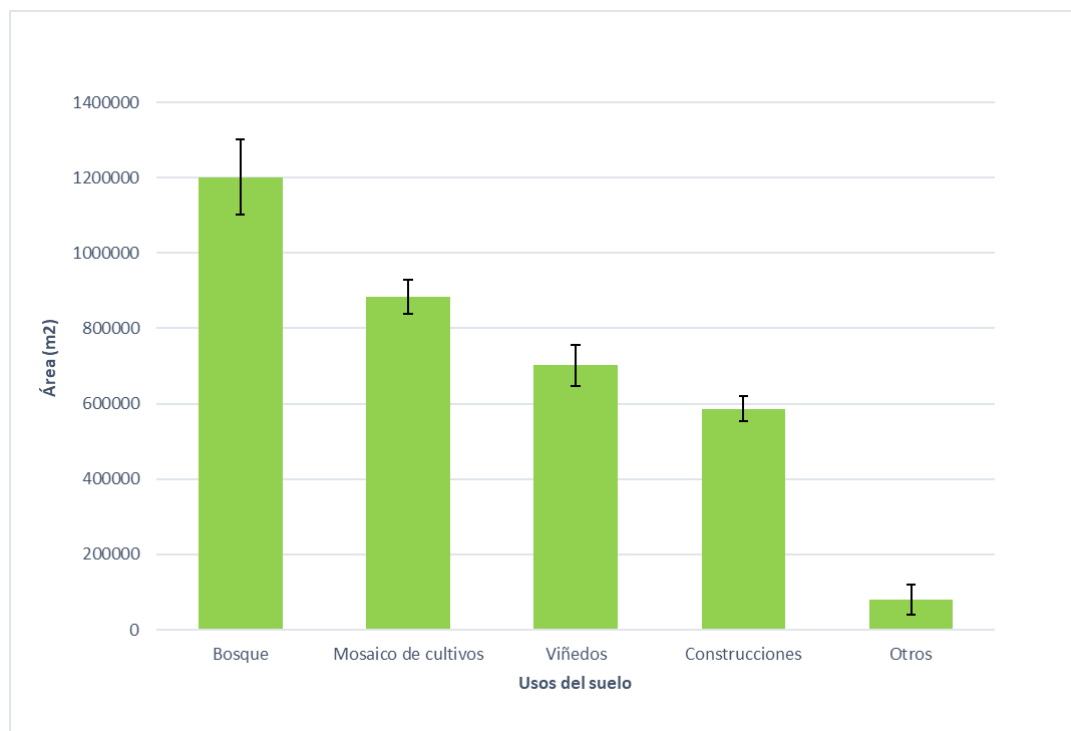


Figura 9. Superficie media (m<sup>2</sup>) de los diferentes usos del suelo en los transectos de los viñedos. Las áreas fueron estimadas en el círculo de radio 1 km desde el punto central de cada transecto.

La superficie de los usos del suelo en los transectos se correlacionó con la abundancia de aves totales y de aves frugívoras tanto en primavera como en verano (Tabla 2 y 3). En general, la abundancia de aves totales y de aves frugívoras tuvo una relación positiva con la superficie de mosaico de cultivos y, en menor medida, superficie de construcciones humanas, mientras que tuvo una relación negativa con la superficie de bosque. La superficie de viñedo y la de “otros usos” tuvo una relación mucho más pequeña y sólo fue significativa en algunos casos puntuales.

Tabla 2. Valores de correlación y su p-valor entre los usos de suelo y las abundancias de aves totales en cada estación y año. (\*\*\*) Correlación significativa  $p < 0,001$ ; (\*\*) Correlación significativa  $p < 0,01$ ; (\*) Correlación significativa  $p < 0,05$ .

Usos de suelo	Abundancia de aves primavera 2015	Abundancia de aves verano 2015	Abundancia de aves primavera 2016	Abundancia de aves verano 2016
Otros	0,36*	0,33	0,39	0,24
Construcciones	0,36**	0,37	0,40**	0,33*
Viñedos	0,09	0,27	0,18	0,21
M. de cultivos	0,52***	0,36**	0,55***	0,39**
Bosque	-0,50***	-0,57***	-0,44***	-0,46**

Tabla 3. Valores de correlación y su p-valor entre los usos de suelo y las abundancias de aves frugívoras en cada estación y año. (\*\*\*) Correlación significativa  $p < 0,001$ ;(\*\*) Correlación significativa  $p < 0,01$ ;(\*) Correlación significativa  $p < 0,05$ .

Usos de suelo	Abundancia de aves primavera 2015	Abundancia de aves verano 2015	Abundancia de aves primavera 2016	Abundancia de aves verano 2016
Otros	0,32*	0,28	0,35	0,22
Construcciones	0,43**	0,46**	0,39**	0,42**
Viñedos	0,17	0,31	0,19	0,23*
M. de cultivos	0,51***	0,47***	0,53***	0,47***
Bosque	-0,56***	-0,64***	-0,46***	-0,52***

Las correlaciones entre los usos del suelo y la distancia de los nidos activos de cada rapaz a los transectos sólo fueron significativas en el caso del azor (Tabla 4). Por un lado, la distancia a los nidos activos de azor tuvo una relación negativa con la cobertura bosque, es decir, a mayor superficie de bosque en el entorno de los transectos menor distancia de los nidos de azor al centro del transecto. Por otro lado, la distancia a los nidos activos de azor tuvo una relación positiva con la cobertura de viñedo y otros usos, es decir, a mayor superficie de dichos usos mayor distancia de los nidos de azor a los transectos.

Tabla 4. Valores de correlación y su p-valor entre los usos de suelo y la distancia de los nidos activos de aves rapaces a los transectos en cada año. (\*\*\*) Correlación significativa  $p < 0,001$ ;(\*\*) Correlación significativa  $p < 0,01$ ;(\*) Correlación significativa  $p < 0,05$ .

Usos de suelo	Distancia nidos de azor 2015	Distancia nidos de gavián 2015	Distancia nidos de ratonero 2015	Distancia nidos de azor 2016	Distancia nidos de gavián 2016	Distancia nidos de ratonero 2016
Otros	0,28***	-0,13	0,15	0,22***	0,19	0,12
Construcciones	0,21	0	0,22	0,11	0,02	0,26
Viñedos	0,44**	0,19	0,02	0,09	0,20	-0,10
M. de cultivos	0,20	-0,06	0,21	0,19	-0,19	0,28
Bosque	-0,63***	0,03	-0,18	-0,32**	0,05	-0,06

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) con los 59 viñedos y la superficie de los cinco usos del suelo y se pudo comprobar una relación entre los usos del suelo. Éstos se ordenaron en el eje PC1 de forma lineal, absorbiendo una gran parte de la varianza (49,5%). El resultado establece que el PC1 refleja la existencia de un gradiente de superficie forestal en los 59 transectos y que hay una relación inversamente proporcional entre la cobertura de bosque y la cobertura del resto de los usos del suelo (mosaico de cultivos, viñedos y construcciones), exceptuando la categoría otros (Tabla 5 y Anexo 8.5). Por este motivo se decidió no utilizar las variables de mosaico de cultivos, construcciones y otros (tienen una representación muy baja) en los futuros modelos al explicar de alguna manera lo mismo y terminar siendo variables redundantes. Finalmente, se utilizaron las variables superficie de bosque y superficie de viñedos siendo estas dos las más importantes para el objetivo de este Trabajo de Fin de Máster.

Tabla 5. Matriz de correlaciones entre los cinco usos de suelo y el PC1 del Análisis de Componentes Principales (PCA). (\*\*\*) Correlación significativa  $p < 0,001$ ; (\*\*) Correlación significativa  $p < 0,01$ ; (\*) Correlación significativa  $p < 0,05$ .

	Mosaico de cultivos	Urbano	Bosque	Viñedos	Otros	PC1
M. de cultivos	1	0,63*	-0,58*	0,18*	0,41*	0,73*
Urbano		1	-0,62*	0,33	0,24	0,80**
Bosque			1	-0,68*	-0,46	-0,93***
Viñedos				1	0,05	0,61*
Otros					1	0,32
PC1						1

#### 4.4 Efecto del paisaje y la comunidad de rapaces sobre la abundancia de aves frugívoras y no frugívoras en los viñedos.

Los resultados del GLMM con respecto a la abundancia total de individuos muestra que todos los efectos fijos son importantes para explicar la varianza de esta variable, aunque sólo se consideran significativos la distancia a los nidos de azor, la longitud del transecto, la estación del año y la superficie de bosque, este último de manera más significativa (Tabla 6). Esto indica que la abundancia total de individuos aumenta cuando la distancia a los nidos de azor y la longitud del transecto son mayores, y disminuye cuanto mayor es la superficie de bosque. También indica que la abundancia total es mayor en primavera que en verano. De todas ellas, la variable más significativa es la superficie de bosque.

Tabla 6. Resultados del modelo GLMM para explicar la relación entre la abundancia total de aves y las variables explicativas. (\*\*\*) Correlación significativa  $p < 0,001$ ; (\*\*) Correlación significativa  $p < 0,01$ ; (\*) Correlación significativa  $p < 0,05$ .

Efectos fijos	Valor estimado	Error estándar	DF (z)	p-valor
Intercepto	-249,72	2603,38	164	0,924
Año	0,14	1,29	164	0,915
Estación	-2,48	1,24	164	0,0475 *
Longitud del transecto	2,34	1,11	55	0,0394 *
Distancia nidos azor	1,97	0,98	164	0,046 *
Distancia nidos gavián	0,64	0,95	164	0,499
Distancia nidos ratonero	1,47	0,89	164	0,100
Viñedos	-1,50	1,50	55	0,321
Bosque	-5,86	1,57	55	<0,001 ***

Las relaciones lineales entre las variables explicativas significativas (distancia a los nidos de azor, longitud de transecto y superficie de bosque) y la abundancia total de aves se recogen en las Figuras 10:

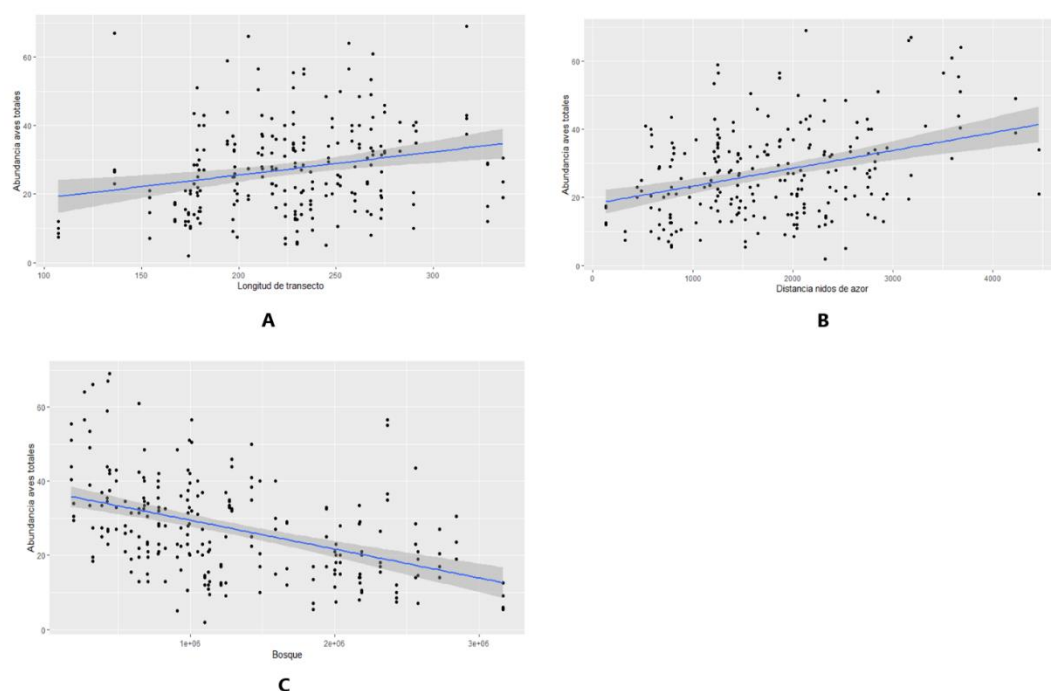


Figura 10. A.- Relación positiva entre la abundancia de aves totales en los viñedos y la longitud del transecto muestreado. B.- Relación positiva entre la abundancia de aves totales en los viñedos y la distancia a los nidos de azor. C.- Relación negativa entre la abundancia de aves totales en los viñedos y la superficie de bosque en el entorno de los viñedos.

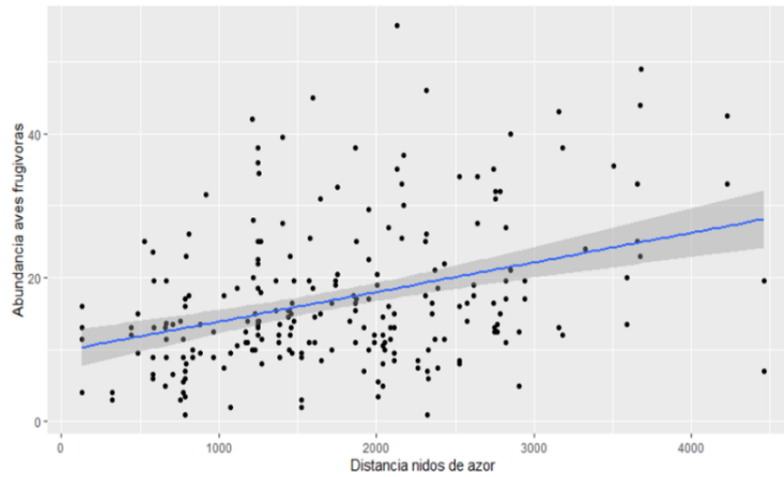
Con respecto a la abundancia de aves frugívoras, el modelo descarta la distancia a los nidos de gavilán y la estación del año y sólo considera como significativas la distancia a los nidos de azor (casi significativa) y la superficie de bosque (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados del modelo GLMM para explicar la relación entre la abundancia de aves frugívoras y las variables explicativas.

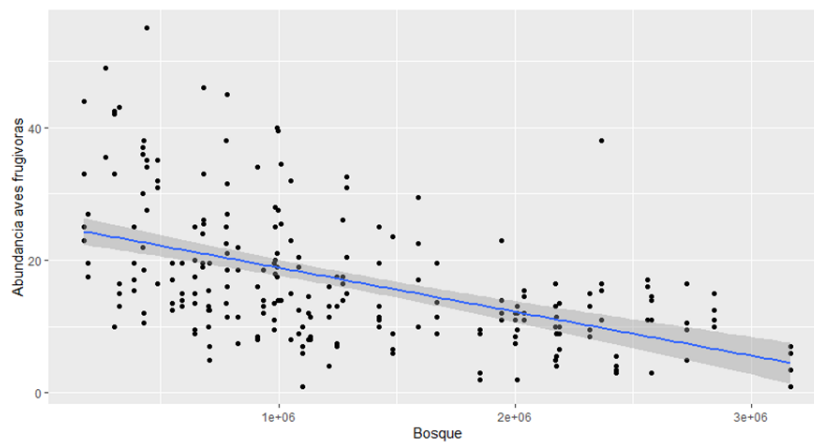
Efectos fijos	Valor estimado	Error estándar	DF (z)	p-valor
Intercepto	2090,07	1888,86	166	0,270
Año	-1,03	0,94	166	0,274
Longitud del transecto	1,15	0,77	55	0,141
Distancia nidos azor	1,38	0,70	166	0,0507 *
Distancia nidos ratonero	0,45	0,64	166	0,478
Viñedos	-1,43	1,03	55	0,170
Bosque	-5,04	1,09	55	<0,001 ***

Las relaciones lineales entre las variables explicativas significativas (distancia a los nidos de azor y superficie de bosque) y la abundancia de aves frugívoras se recogen en las Figuras 11.





**A**



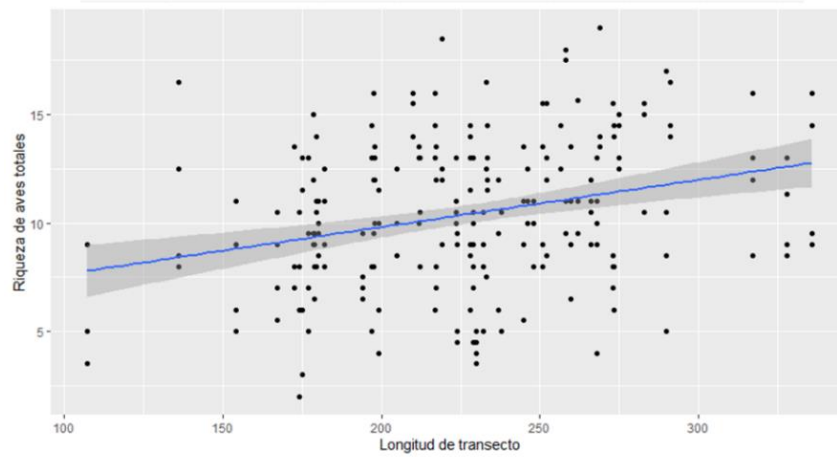
**B**

*Figura 11. A.- Relación positiva entre la abundancia de aves frugívoras en los viñedos y la distancia a los nidos de azor. B.- Relación negativa entre la abundancia de aves frugívoras en los viñedos y la superficie de bosque en el entorno de los mismos.*

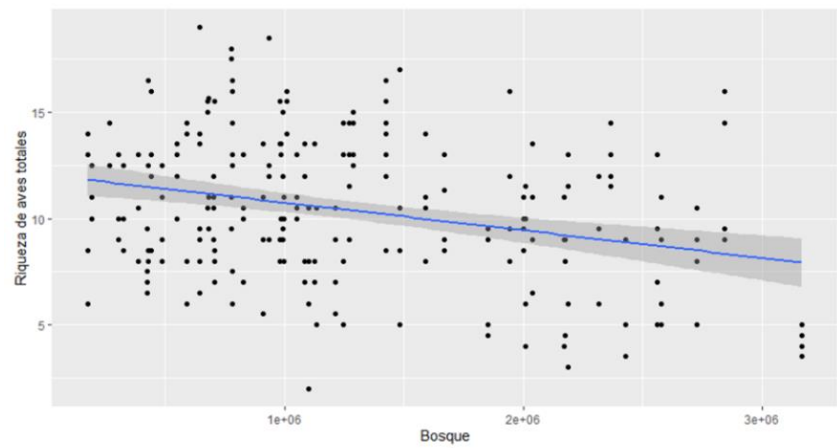
Los modelos realizados con la riqueza de aves total y de aves frugívoras en particular dan resultados similares. El modelo retiene únicamente 4 efectos fijos: año, estación, longitud de transecto y superficie de bosque, de los cuales los tres últimos son significativos (Tablas 8 y 9). Las relaciones lineales entre las variables explicativas significativas (distancia a los nidos de azor y superficie de bosque) se recogen en las Figuras 12 y 13.

Tabla 8. Resultados del modelo GLMM para explicar la relación entre la riqueza total de especies de aves y las variables explicativas.

Efectos fijos	Valor estimado	Error estándar	DF (z)	p-valor
Intercepto	321,81	621,15	167	0,605
Año	-0,15	0,31	167	0,918
Estación del año	-2,76	0,31	167	<0,001 ***
Longitud del transecto	0,89	0,24	56	<0,001 ***
Bosque	-0,88	0,24	56	<0,001 ***



**A**

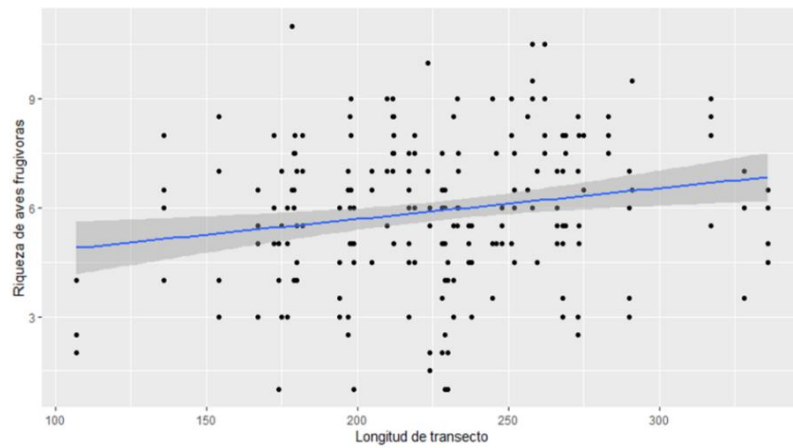


**B**

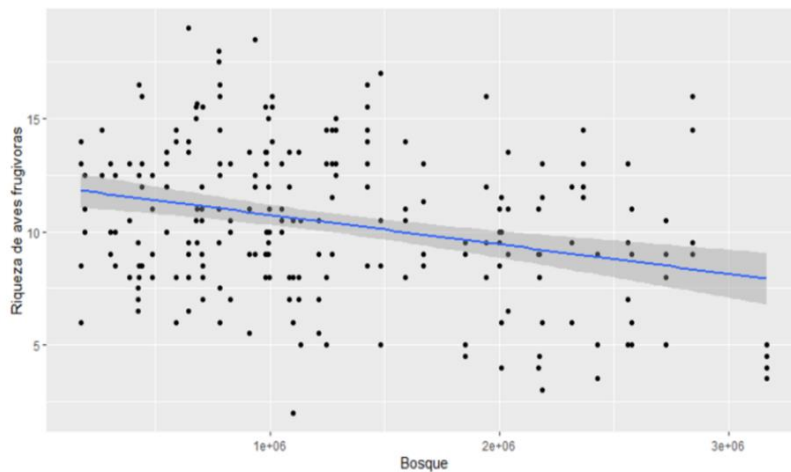
Figura 12. A.- Relación positiva entre la riqueza de aves totales en los viñedos y la longitud del transecto. B.- Relación negativa entre la riqueza de aves totales en los viñedos y la superficie de bosque en el entorno de los viñedos

Tabla 9. Resultados del modelo GLMM para explicar la relación entre la riqueza de especies frugívoras y las variables explicativas.

Efectos fijos	Valor estimado	Error estándar	DF (z)	p-valor
Intercepto	321,81	621,15	167	0,605
Año	-0,15	0,31	167	0,918
Estación	-2,76	0,309	167	<0,001 ***
Longitud del transecto	0,89	0,24	56	<0,001 ***
Bosque	-0,88	0,24	56	<0,001 ***



**A**



**B**

Figura 13. A.- Relación positiva entre la riqueza de aves frugívoras en los viñedos y la longitud del transecto. B.- Relación negativa entre la riqueza de aves frugívoras en los viñedos y la superficie de bosque en el entorno de los viñedos.

## 5. Discusión

En este Trabajo de Fin de Máster se ha estudiado la capacidad de tres especies de aves rapaces para ejercer un papel regulador sobre las aves consumidoras de uva presentes en viñedos. El estudio refleja la importante influencia ejercida por la superficie de bosque y la presencia de nidos de azor en la cercanía de los viñedos sobre la abundancia de aves frugívoras en los mismos. La abundancia y riqueza de aves frugívoras en los viñedos disminuyó con el aumento de la superficie de bosque alrededor del viñedo y con la cercanía de los nidos de azor. Los resultados obtenidos respaldan la hipótesis principal de que la superficie de bosque y la abundancia de rapaces pueden ejercer un control sobre las aves frugívoras en los viñedos. Este resultado apoya la creación de agroecosistemas heterogéneos, mosaicos agroforestales, en sustitución de grandes extensiones de cultivo, en vistas a la implantación de medidas sostenibles para el control de aves frugívoras.

### 5.1 Comunidad de aves en los viñedos

La comunidad de aves censada se compone por una media de 10,3 especies por transecto al año con una abundancia de aproximadamente 57,7 individuos. En total en ambos años (2015 y 2016), se registraron 61 especies (52,5 especies en primavera y 51,0 en verano) en un área de aproximadamente 137,6 km<sup>2</sup>. Estos valores de riqueza se encuentran dentro del rango registrado por otros estudios en Europa, a pesar de las diferencias metodológicas en el muestreo de aves: Málaga, España (30 especies en primavera, (Duarte et al., 2014); Aquitania, Francia (56 especies en primavera, (Barbaro et al., 2017); Trento, Italia (59 especies en primavera, (Assandri et al., 2016); Valais, Suiza (66 especies en todo el año, (Guyot et al., 2017); Loira, Francia (93 especies en primavera, (Pithon et al., 2016). En lo referente a la abundancia, se detectaron 3407 individuos de media por año, lo que representa una media 55,9 individuos/especie. Este valor se sitúa por encima de los resultados obtenidos por otros estudios como el de Guyot et al., 2017 (30,6 individuos/especie), Jedlicka et al., 2011 (44,9 individuos/especie) en Estados Unidos, o Puchala et al., 2016 (38,4 individuos/especie y 18,3 individuos/especie) en dos áreas vinícolas distintas de Eslovaquia. Esta información sugiere que la riqueza de especies, así como la abundancia de individuos podría considerarse elevada en la zona de estudio. A diferencia de otros territorios, la gestión de viñedos en minifundios del área de estudio, crea un espacio

especialmente heterogéneo que favorece la abundancia de aves y posiblemente de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad (Tscharrntke et. al, 2005).

El 45,9% de las especies censadas en este estudio son consideradas aves frugívoras. Las más abundantes fueron el gorrión común, el mirlo común y la corneja (Figura 7). Existen estudios que avalan el daño potencial de estas especies en los viñedos, como es el caso del gorrión común, reportándose pérdidas de hasta 4500 USD\$ en un viñedo de 10 ha en Israel en 1981 (Plesser et al., 1983). Se han registrado casos donde la presencia de mirlo común en los cultivos se ha visto reducida de forma general en aquellos viñedos con poca presencia de vegetación natural, aumentando en las zonas urbanas y en las áreas forestales (Mohring et al., 2021). Otros estudios demuestran que la abundancia de cornejas aumenta en función a la cobertura de viñedos, convirtiéndose en determinados casos en una plaga por la simplificación del paisaje (Laiolo, 2005). En menor cantidad, se detectó la presencia de estornino negro, el cual ha sido reportado por varios estudios como una de las plagas principales en viñedos de Estados Unidos, Australia, Canadá o Nueva Zelanda (DeHaven y Hothem 1981; Bomford y Sinclair 2002; Somers y Morris, 2002; Kross et al., 2011; Luck et al., 2015). Esto sugiere que parte de la población de aves frugívoras podría llegar a afectar a la producción de uva.

Respecto a la riqueza media de aves en los viñedos en primavera y verano, detectamos un aumento de la riqueza de aves en primavera en ambos años (2015 y 2016), tanto en la comunidad de aves en general como en las aves frugívoras en particular (Figuras 4 y 6). Esto puede deberse a la necesidad por parte de algunas especies de migrar a climas más cálidos en el periodo postnupcial.

## 5.2 Importancia de la cercanía de los nidos de rapaz a los viñedos

Las poblaciones reproductoras de las tres especies de aves rapaces en el área de estudio son elevadas (Tabla 1). Por ejemplo, de media anual se calcularon 11,3 nidos activos de azor/100 km<sup>2</sup>, cuando las parejas activas de esta especie en Europa promedian 3,4 parejas/100 km<sup>2</sup> y la mayoría están por debajo de las 10 parejas/100 km<sup>2</sup> (Martínez-Hesterkamp et al., 2018; Kenward, 2006). Estudios previos del equipo de investigación en localidades próximas avalan los resultados obtenidos en este estudio al confirmar que, en este tipo de mosaicos agroforestales, la comunidad de rapaces puede ser densa y diversa (Rebollo et al., 2011; Rebollo et al., 2019).

Las tres especies muestran poco solapamiento en la dieta (Martínez-Hesterkamp et al., 2018): el azor es un ave ornitófaga que se alimenta de aves medianas y, en menor medida, mamíferos

de mediano tamaño (Martínez-Hesterkamp et al., 2018) en cuya dieta existen registros de especies frugívoras consumidoras de uva como el estornino negro, el mirlo, el zorzal común y charlo, la urraca, la corneja y la paloma torcaz (Rebollo et al., 2019). La dieta del gavilán está basada en aves de pequeño y mediano tamaño (Rebollo et al., 2011; García-Salgado et al., 2015), principalmente pequeños passeriformes. El ratonero se alimenta de mamíferos y reptiles de pequeño a mediano tamaño (Rebollo et al., 2011; Martínez-Hesterkamp et al., 2018; Zuberogoitia et al., 2006). El fomento del azor, gavilán y ratonero en las manchas forestales situadas en el entorno de los viñedos puede favorecer su papel regulador de forma directa (depredación) o indirecta (miedo a la presencia de depredadores) sobre las aves frugívoras que representan un riesgo potencial para la producción de uvas.

Los resultados muestran un efecto negativo significativo de la cercanía de los nidos de azor sobre las aves de los viñedos. Los datos también revelan una mayor distancia de los nidos de azor y gavilán a los viñedos, mientras que los nidos de ratonero se sitúan en posiciones más próximas (tanto en 2015 como en 2016). Los nidos de azor se sitúan a una distancia media de 1,783 km de los viñedos. El dominio vital de los azores puede variar en función del género, la abundancia de presas y del ambiente en el que se encuentren (Zuberogoitia et al., 2015). En el caso del azor americano, Blakey et al. (2020) indican que el tamaño medio del dominio vital es de 12 km<sup>2</sup> (1,954 km de radio a partir del nido) para las hembras y 33,4 km<sup>2</sup> (3,261 km de radio) para los machos, mientras que Boal et al. (2003) establecen un rango de 24,94 km<sup>2</sup> a 53,44 km<sup>2</sup> (2,818 km a 4,124 km de radio a partir del nido) para las hembras y de 25,93 km<sup>2</sup> a 39,27 km<sup>2</sup> (2,873 km a 3,536 km de radio) para los machos respectivamente en función del método utilizado para su medición. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el azor americano posee un dominio vital mayor al de su congénere europeo. En relación a estos últimos en ámbitos urbanos, Rutz (2006) señala un tamaño medio del dominio vital de 8,63 km<sup>2</sup> (1,657 km de radio), Brüll (1953) señala dominios vitales de 30 km<sup>2</sup> a 50 km<sup>2</sup>, y Ziesemer (1983) de 15 km<sup>2</sup> a 50 km<sup>2</sup>, estableciendo entre todos estos datos un rango entre 0,691 km y 3,989 km de radio de acción de los azores desde su nido. Otros estudios establecen dominios vitales desde los 6,5 km<sup>2</sup> (Mañosa, 1991) hasta los 54 km<sup>2</sup> (Kenward, 2006), lo que implica un radio de actuación de 1,438 km y 4,146 km respectivamente. En cualquier caso, la distancia media medida entre los nidos de azor y los viñedos se asemeja de los radios de acción establecidos por estos autores y, por lo tanto, se puede considerar dentro del dominio vital de esta ave rapaz. La relativa cercanía de los nidos de azor hace que este pueda influir en el control biológico de plagas.

En el caso del gavilán, un ave ornitófaga cuyos nidos se situaron a una distancia media de 1,836 km a los viñedos, cercana a la del azor, posee un dominio vital de menor superficie. Selås y Raffos

(1999) indican un tamaño medio del dominio vital de 12,3 km<sup>2</sup> y 9,2 km<sup>2</sup> (1,979 km y 1,711 km de radio a partir del nido) para hembras y machos respectivamente, sin diferencias significativas entre ambos sexos. Por otro lado, Marquiss y Newton (1982a) establecen unos tamaños de 0,89 km<sup>2</sup> y 3,61 km<sup>2</sup> (0,532 km y 1,072 km de radio) para las hembras y de 2,48 km<sup>2</sup> y 2,65 km<sup>2</sup> (0,889 km y 0,918 km de radio) para los machos dependiendo de si el territorio es pobre o rico en presas respectivamente. El valor medio de estos valores del gavilán establece un radio de acción a partir del nido de 1,184 km, siendo esta la distancia menor a la distancia de los nidos de la rapaza a los viñedos (más de medio kilómetro superior). Puede que por ello el efecto del gavilán sobre la comunidad de aves no fuese significativo.

El ratonero presenta tamaños de dominio vital aún más reducidos que los del gavilán, oscilando entre 4 km<sup>2</sup> y 12 km<sup>2</sup> (1,128 km y 1,954 km de radio de acción respectivamente) en las áreas de caza de parejas territoriales a menudo solapando unas con otras (Cramp y Simmons, 1980). En consonancia con ello, otros estudios señalan que el dominio vital del ratonero puede extenderse a 8,30 km<sup>2</sup> (1,625 km de radio) (Väli (2017)). Como la distancia media de sus nidos a los viñedos fue de sólo 1,042 km, los datos anteriores sugieren que los viñedos se encuentran dentro del radio de acción de los ratoneros. La ausencia de efectos significativos de los nidos de ratonero sobre la abundancia de aves frugívoras de los viñedos puede deberse a que su dieta no es ornitófaga y no supone un peligro directo para las aves frugívoras como el azor.

### 5.3 Características del paisaje

La característica más destacable del área de estudio es la heterogeneidad espacial de su paisaje, en el que las explotaciones agrícolas no se gestionan como grandes superficies deforestadas. El uso forestal es el que posee una mayor extensión en el entorno de los viñedos (Figura 9) y las áreas boscosas se distribuyen por todo el territorio creando junto al resto de usos un sistema agroforestal complejo que puede favorecer el aumento de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad (Tschardt et. al, 2005). La gestión de los viñedos y los demás cultivos es de carácter minifundista, un tipo de gestión tradicional en Galicia que favorece la explotación en pequeñas parcelas de extensión. Esto genera un paisaje en mosaico que alterna zonas forestales, cultivos y áreas urbanas, fomentando la presencia de diversos recursos. Esto contrasta en gran medida con el planteamiento llevado a cabo en otros áreas vinícolas de España como en Castilla y León o Castilla La Mancha. Los viñedos de estas zonas tienden a ocupar la máxima extensión de terreno posible limitando la presencia de vegetación natural y semi-natural únicamente a la

periferia de los extensos viñedos. Este tipo de gestión plantea una serie de problemáticas como la dificultad de control natural de posibles plagas ya que el cultivo ocupa grandes áreas homogéneas.

La gestión en minifundios supone la creación de agroecosistemas heterogéneos que permiten el desarrollo de los viñedos y, a su vez, de otro tipo de cultivos como los forestales o incluso la conservación de vegetación natural y semi-natural. La presencia de bosque es el factor más significativo en cuanto a influencia sobre la abundancia de aves en los viñedos seguido de los mosaicos de cultivo (Tablas 2 y 3). La distancia de los nidos de azor a los viñedos estuvo estrechamente correlacionada con la presencia de áreas forestales alrededor de los viñedos (Tabla 4). Mientras que la superficie de cultivos favoreció las poblaciones de las aves en general y de frugívoras en particular, la superficie de los bosques favoreció la cercanía de los nidos de azor.

#### 5.4 Variables de mayor influencia en la abundancia y riqueza de la comunidad de aves

Las extensiones forestales son un factor clave en el número de especies y de individuos que componen la comunidad de aves, ya que hay una relación negativa entre la superficie de bosque y la riqueza de aves en los viñedos y su abundancia. A su vez, existe una relación positiva entre la distancia de los nidos activos de azor a los viñedos y la abundancia de aves, siendo que, a menor distancia, menor fue el número de individuos. La presencia de depredadores genera efectos tanto directos (por ejemplo, depredación) como indirectos (por ejemplo, cambios en el comportamiento y densidad de la presa por miedo al depredador) sobre las presas, pudiendo incluso llegar a ejercer más influencia este último (Orrock et al. 2004; Preisser et al. 2005). El estudio de Norrdahl et al. (1998) en Finlandia concluye que la densidad de la comunidad de aves presa del cernícalo (*Falco tinnunculus*) se veía claramente influida por la presencia del mismo más que por la depredación que este ejercía en sí en áreas abiertas en las que es difícil encontrar zonas de refugio. En la misma línea, el trabajo de Hua et al. (2013) aporta evidencias experimentales de que la percepción del riesgo de depredación puede moldear profundamente una comunidad de aves presa, al influir en la selección del hábitat de reproducción de éstas. Esto apoyaría la idea de que crear espacios agroforestales para fomentar la presencia de depredadores naturales que ejerzan un papel regulador sobre las aves consumidoras de uva. Esto coincide con lo descrito por Boesing et al. (2017), en el que establecen que la supresión de plagas por parte de las aves era a menudo mayor en los paisajes con mayor cobertura de hábitat



forestal nativo, mayor heterogeneidad espacial alrededor de las parcelas y en las parcelas agrícolas más cercanas a dichos hábitats naturales. Esto confirma lo establecido en las hipótesis iniciales, en las que se esperaba que la cobertura forestal favorecería la presencia de nidos de rapaces y su cercanía a los viñedos, y con ello, una menor abundancia de aves frugívoras en los mismos.

Los resultados muestran que, a diferencia del azor, la presencia de los nidos de gavilán y ratonero no tuvieron un efecto significativo sobre la abundancia de aves en los viñedos. En el caso del ratonero se esperaba este resultado al no tratarse de una especie ornitófaga. En el caso del gavilán puede deberse a dos factores: el tamaño medio de las aves presentes en el área de estudio puede no ser el idóneo para ser presas de esta rapaz y, por lo tanto, la sensación de peligrosidad para las presas se reduce, y/o la distancia de los nidos a los viñedos es demasiado grande como para que los gavilanes, considerando el tamaño de su dominio vital, encuentren en los viñedos una zona cercana para obtener el alimento. En futuros estudios, sería interesante estudiar la influencia del azor y el gavilán sobre la comunidad de aves en función del tamaño de las especies que la componen, ya que el gavilán depreda aves de menor tamaño que el azor y, de esta manera, su influencia sobre este subgrupo podría ser más significativa. Se podría comprobar si el tamaño medio de la comunidad presente es alto y explicar así la mayor influencia del azor sobre la del gavilán. Suhonen et al. (1994) colocaron cajas nidos en campos de cultivo abiertos con el fin de determinar la influencia del cernícalo sobre las aves que en ellos se alimentaban. Los resultados establecieron que las densidades de aves migratorias y pequeñas (masa corporal < 140 g), que son presas potenciales de los cernícalos, eran más bajas cerca de los lugares de nidificación de los depredadores. En cambio, las densidades de aves no migratorias y de gran tamaño (masa corporal > 140 g) fueron independientes de su presencia.

## 5.5 Implicaciones prácticas de estos resultados, para la gestión

Los resultados obtenidos coinciden con otros estudios donde se ha destacado que la proporción y la disposición espacial de hábitats nativos y antropogénicos dentro de un paisaje, influyen en gran medida en la estructura de la comunidad de enemigos naturales de las plagas, con los consiguientes efectos en las tasas de supresión de plagas de los cultivos (Boesing et al., 2019). Los sistemas de producción agrícola basados en gestión a través de minifundios rodeados de áreas forestales pueden promover la presencia de aves rapaces que actúen como agentes controladores de la abundancia y riqueza de especies que representen un riesgo potencial para

la producción de uvas. El tipo de gestión minifundista de las plantaciones forestales, con turnos de tala prolongados, proporcionan hábitats idóneos para la nidificación y establecimiento de aves rapaces con gran interés de conservación, además de contribuir a la provisión de servicios ecosistémicos. Esto genera una mayor diversidad de usos del suelo, lo que puede promover la presencia de aves rapaces a través de procesos de complementación y suplementación de hábitats en el paisaje (Boesing et al. 2017). Este trabajo destaca la importancia de la vegetación natural y seminatural inmediata a los viñedos, en consonancia con otros estudios como los de Sommers & Morris, (2002) y Peisley et al. (2017). Dicha vegetación puede actuar como componente clave en el manejo de aves consumidoras de uva, y a su vez, proporciona un hábitat apropiado para la conservación y reproducción de aves forestales (García-Salgado et al., 2018). Inclusive, las plantaciones exóticas de eucalipto en el área de estudio parecen proporcionar hábitats adecuados para la reproducción de aves rapaces forestales diurnas cuando la gestión forestal es adecuada (Martínez-Hesterkamp et al., 2018). El modelo de gestión a través de minifundismos en el área de estudio podría servir como modelo de sistema de producción vinícola más sostenible que contribuiría al control de plagas gracias al servicio ecosistémico ofrecido por las rapaces, destacando la importancia de la diversificación de paisajes agrícolas y forestales (Martínez-Hesterkamp *et al.* 2018).

Aunque la transformación de grandes extensiones de terreno agrícola a pequeños parches con diferentes cultivos puede llevar mucho tiempo, en el proceso, se podría impulsar la presencia de rapaces a través de metodologías como la colocación de cajas nido o atalayas artificiales en las inmediaciones de los viñedos o bien en el interior de los mismos (Peisley et al, 2017).

## 6. Conclusiones

1. La comunidad de aves en el área de estudio es elevada en términos de riqueza y abundancia, siendo del total un 45,9% de especies y un 61,4% de individuos frugívoros, y presenta una buena oportunidad para fomentar el papel regulador de las rapaces como medida sostenible para el control de aves plaga en viñedos.
2. Los nidos activos de ratonero fueron los más abundantes y cercanos a los transectos seguidos de los de azor y gavián. Aun así, sólo la distancia de los nidos de azor a los transectos fue un factor significativo en el análisis de influencia entre la comunidad de aves rapaces y la comunidad de aves en los viñedos. Esto concuerda en parte con la hipótesis

inicial, en la que también se esperaba que el ratonero no ejerciese una presión significativa al ser un ave no ornitófaga, pero no coincide con lo supuesto para el gavilán, cuyos nidos estaban están demasiado lejos como para que los sistemas agrícolas entren dentro de su área de actuación.

3. La superficie forestal resultó el factor más influyente en la abundancia de individuos y la riqueza de especies de la comunidad de aves. Su importancia no solo radica en el papel que ejerce como factor clave en el control biológico de aves consumidoras de uva, sino también, al conformarse como un hábitat apropiado para la reproducción de aves forestales.
4. La creación de agrosistemas heterogéneos a diferencia de las grandes extensiones de cultivo homogéneas, fomenta la presencia de enemigos naturales limitando la presencia de aves perjudiciales para la producción de la uva. La gestión en minifundios permite crear este tipo de paisajes promoviendo la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

## Agradecimientos

Me gustaría dar las gracias en primer lugar a Navila Monteagudo Martínez por el grado de implicación que ha tenido conmigo en la elaboración de este estudio, los conocimientos que he adquirido gracias a ella en el uso de diferentes herramientas y su siempre disposición para resolverme cualquier tipo de duda. Sin ella este Trabajo de Fin de Máster no habría sido posible. En segundo lugar, pero no por ello menos importante, quisiera agradecerle a Salvador Rebollo de la Torre la oportunidad de formar parte de este proyecto, el cual me ha permitido aplicar parte de lo aprendido en su asignatura en un caso práctico, así como aprender a elaborar de forma correcta estudios de este tipo, destacando lo más importante sin menospreciar los pequeños detalles. En último lugar quiero hacer hincapié y reconocer en este apartado el esfuerzo realizado por el técnico Sesó (José Manuel Fernández) en la elaboración de la tabla de datos que usa como base este proyecto, en la se recopilan tanto los transectos como los censos realizados en cada uno de ellos en los años 2015 y 2016 además de las abundancia y riqueza de cada especie detectada. Así mismo, por su labor en el recuento de nidos de rapaces. En lo personal, agradecer a mis padres todo el esfuerzo que han hecho siempre por verme alcanzar mis metas, mis logros son tanto míos como vuestros. Espero que estéis orgullosos.

## 7. Bibliografía

- Akaike, H. (1974). A new look at statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6): 716-722.
- Assandri, G., Bogliani, G., Pedrini, P. y Brambilla, M. (2016). Diversity in the monotony? Habitat traits and management practices shape avian communities in intensive vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223: 250–260. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.014>.
- Banco Mundial (2018). Tierras agrícolas (kilómetros cuadrados) [https://datos.bancomundial.org/indicador/AG.LND.AGRI.K2?end=2018&most\\_recent\\_value\\_desc=true&start=2000&view=chart](https://datos.bancomundial.org/indicador/AG.LND.AGRI.K2?end=2018&most_recent_value_desc=true&start=2000&view=chart) (consultado el 16 de junio de 2022).
- Barbaro, L., Battisti, A. (2011). Birds as predators of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae). *Biological Control*, 56: 107-114. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.10.009>.
- Barbaro, L., Rusch, A., Muiruri, E.W., Gravelier, B., Thiery, D., Castagneyrol y B., Banks-Leite, C. (2017). Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity. *Journal of Applied Ecology*, 54: 500–508. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12740>.
- Barbosa, P. A. (Ed.). (1998). Conservation biological control. Academic Press, San Diego, USA.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. y Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1): 1-48. DOI: 10.18637/jss.v067.i01.
- Blakey, R.V., Siegel, R.B., Webb, E.B., Dillingham, C. P., Johnson, M. y Kesler, D.C. (2020). Northern goshawk (*Accipiter gentilis*) home ranges, movements, and forays revealed by GPS-tracking. *Journal of Raptor Research*, 54(4): 388-401. DOI: <https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.4.388>.
- Boal, C. W., Andersen, D. E., y Kennedy, P. L. (2003). Home range and residency status of northern goshawks breeding in Minnesota. *The Condor*, 105(4): 811-816. DOI: <https://doi.org/10.1093/condor/105.4.811>.
- Boesing, A.L., Nichols, E., Metzger, J.P. (2017). Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. *Landscape Ecology*, 32: 931-944. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0503-1>.
- Boesing, A. L., Nichols, E., Marques, T. S., Martinelli, L. A., & Metzger, J. P. (2019). Landscape structure as driver of avian-cross habitat spillover into agricultural matrices. *IOBC/WPRS Bulletin*, 143: 138-142.

- Bomford, M. y Sinclair, R. (2002). Australian research on bird pests: impact, management and future directions. *Emu*, 102(1): 29-45. DOI: <https://doi.org/10.1071/MU01028>.
- Brüll H. (1953). Der Greifvogel im Niederwildrevier. Merkblätter des Niederwildausschusses des DJV, No. 9. F.C. Meyer-Verlag, München.
- Condes de Albarei (2021). Consultado el 17 de junio de 2022. Obtenido de: <https://condesdealbarei.com/>.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L. (Eds.) (1980). Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume II. Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. y Perrins, C. M. (1994). Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol VIII. Oxford University Press, Oxford.
- DeHaven, R. W. y Hothem, R. L. (1981). Estimating bird damage from damage incidence in wine grape vineyards. *American Journal of Enology and Viticulture*, 32(1): 1-4.
- Duarte, J., Farfán, M.A., Fa, J.E. y Vargas, J.M. (2014). Soil conservation techniques in vineyards increased passerine diversity and crop use by insectivorous birds. *Bird Study*, 61: 193-203. DOI: <https://doi.org/10.1080/00063657.2014.901294>.
- FAO (2020). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <https://www.fao.org/sustainability/news/detail/es/c/1279267/#:~:text=La%20superficie%20de%20tierra%20destinada,y%20pastizales%20para%20el%20pastoreo> (consultado el 16 de junio de 2022).
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C.B., Bennett, L.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. y Zaks, D.P.M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369): 337-342. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature10452>.
- García-Salgado, G., Rebollo, S., Pérez Camacho, L., Martínez-Hesterkamp, S., Navarro, A. y Fernández-Pereira, J.M. (2015). Evaluation of trail cameras for analyzing the diet of nesting raptors using the Northern Goshawk as a model. *PLOS ONE* 10(5): e0127585. DOI: 10.1371/journal.pone.0127585.
- García-Salgado, G., Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., Martínez-Hesterkamp, S., De la Montaña, E., Domingo-Muñoz, R., Madrigal-González, J. y Fernández-Pereira, J. M. (2018). Breeding habitat preferences and reproductive success of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in exotic Eucalyptus plantations in southwestern Europe. *Forest Ecology and Management*, 409: 817-825. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.020>.

- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmersone, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharnrke, T. y Winqvist, C. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2): 97-105. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Gómez-Sal, A. 2012. Agroecosistemas: opciones y conflictos en el suministro de servicios clave. *Ambienta*, 98: 18-31.
- Guyot, C., Arlettaz, R., Korner y P., Jacot, A. (2017). Temporal and spatial scales matter: circannual habitat selection by bird communities in vineyards. *PLOS ONE*, 12(2): e0170176. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170176>.
- Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Kroon, H. y Jongejans, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511: 341-344. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature13531>.
- Henry, M., Béguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S. y Decourtye, A. (2012). A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science*, 336(6079): 348-350. DOI: 10.1126/science.1215039.
- Hildebrandt, A., Guillamón, M., Lacorte, S., Tauler, R., Barceló, D. (2008). Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). *Water Research*, 42: 3315-3326. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.009>.
- Holmes, R. T. (1990). Ecological and evolutionary impacts of bird on forest insects: an overview. *Studies in Avian Biology*, 13: 6-13.
- Hothem, R. L. y Dehaven, R. W. (1982). Raptor-mimicking kites for reducing bird damage to wine grapes. *Proceedings of the 10th Vertebrate Pest Conference*, 171-178.
- Hua, F., Fletcher, R.J., Sieving, K. E. y Dorazio, R.M. (2013). Too risky to settle: avian community structure changes in response to perceived predation risk on adults and offspring. *Proceedings of the Royal Society B*, 280: 20130762. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.0762>.
- Instituto Geográfico Nacional (2022) Centro de Descargas. <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/catalogo.do?Serie=SIOSE#> (consultado el 3 de noviembre de 2021).
- Jedlicka. J.A., Greenberg, R. y Letourneaus, D.K. (2011). Avian conservation practices strengthen ecosystem services in California vineyards. *PLOS ONE* 6(11): e27347. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027347>.

- Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T.D. y Zou, Y. (2018). Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33): E7863-E7870. DOI: 10.1073/pnas.1800042115.
- Kenward, R. (2006). *The Goshawk*. T & AD Poyser, London.
- Kross, S. M., Tylianakis, J. M. y Nelson, X. J. (2011). Effects of introducing threatened falcons into vineyards on abundance of passeriformes and bird damage to grapes. *Conservation Biology*, 26(1): 142-149.
- Kross, S., Tylianakis, J.M., Nelson, X.J. (2012). Effects of introducing threatened falcons into vineyards on abundance of Passeriformes and bird damage to grapes. *Conservation Biology*, 6: 142-149. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01756.x>
- Laiolo, P. (2005). Spatial and seasonal patterns of bird communities in italian agroecosystems. *Conservation Biology*, 19(5): 1547-1556. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.004376.x>
- Lourenço, R., Pereira, P. F., Oliveira, A., Ribeiro-Silva, J., Figueiredo, D., Rabaça, J.E., Mira, A. y Marques, T. (2021). Effect of vineyard characteristics on the functional diversity of insectivorous birds as indicator of potential biocontrol services. *Ecological Indicators*, 122: 107251. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107251>.
- Luck, G. W., Hunt, K. y Carter, A. (2015). The species and functional diversity of birds in almond orchards, apple orchards, vineyards and eucalypt woodlots. *Emu*, 115(2): 99–109. DOI: <https://doi.org/10.1071/MU14022>.
- Mañosa, S. (1991). Biología trófica, ús de l'habitat i biologia de la reproducció de l'astor (*Accipiter gentilis*) a la Segarra. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Martínez-Hesterkamp, S., Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-Salgado, G., Fernández-Pereira, J.M. (2018a). Assessing the ability of novel ecosystems to support animal wildlife through analysis of diurnal raptor territoriality. *PLOS ONE*, 13(10): e0205799. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205799>.
- Marquiss, M. y Newton, I. (1982). A radio-tracking study of the ranging behaviour and dispersion of European Sparrowhawks *Accipiter nisus*. *The Journal of Animal Ecology*: 111-133.
- Mohring, B., Brischoux, F. y Angelier, F. (2021). Vineyards, but not cities, are associated with lower presence of a generalist bird, the Common Blackbird (*Turdus merula*), in Western France. *Avian Research*, 12(3). DOI: <https://doi.org/10.1186/s40657-020-00239-0>.
- Mols, C. M. M., y Visser, M. E. (2007). Great tits (*Parus major*) reduce caterpillar damage



- in commercial apple orchards. *PLOS ONE*, 2(2): 888-899. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000202>
- Norrdahl, K. y Korpimäki, E. (1998). Fear in farmlands: how much does predator avoidance affect bird community structure? *Journal of avian biology*, 29: 79-85. DOI: <https://doi.org/10.2307/3677344>.
  - Organización Internacional de la Viña y el Vino (2019). Estadísticas. <https://www.oiv.int/es/statistiques/recherche> (consultado el 17 de junio de 2022).
  - Orrock, J.L. Danielson, B.J., Brinkerhoff, R.J. (2004). Rodent foraging is affected by indirect, but not by direct, cues of predation risk. *Behavioral Ecology*, 15: 433-437. DOI: <https://doi.org/10.1093/beheco/arh031>.
  - Paoletti, M.G., Pimentel, D. (2000). Environmental risks of pesticides versus genetic engineering for agricultural pest control. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 12: 279-303. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009571131089>.
  - Paredes, D., Rosenheim, J.A., Chaplin-Kramer, R., Winter, S. and Karp, D.S. (2020). Landscape simplification increases vineyard pest outbreaks and insecticide use. *Ecology Letters*. DOI: 10.1111/ele.13622
  - Peisley, R.K., Saunders, M.E. y Luck, G.W. (2017). Providing perches for predatory and aggressive birds appears to reduce the negative impact of frugivorous birds in vineyards. *Wildlife Research*, 44(4): 334-342. DOI: <https://doi.org/10.1071/WR17028>.
  - Pithon, J.A., Beaujouan, V., Daniel, H., Pain, G. y Vallet, J. (2016). Are vineyards important habitats for birds at local or landscape scales? *Basic and Applied Ecology*, 17: 240-251. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.12.004>.
  - Plessner, H., Omasi, S. y Yom-Tov, Y. (1983). Mist nets as a means of eliminating bird damage to vineyards. *Crop Protection*, 2(4):503-506. DOI: [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(83\)90072-8](https://doi.org/10.1016/0261-2194(83)90072-8).
  - Preisser, E.L., Bolnick, D.I. y Benard, M.E. (2005). Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator-prey interactions. *Ecology*, 86(2):501-509. DOI: <https://doi.org/10.1890/04-0719>.
  - Puchala, P. (2016). Bird community structure and population trends in the Little Carpathians Mts vineyard area. *Folia Oecologica*, 43: 42-49.
  - R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
  - Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-Salgado, G., Martínez-Hesterkamp, S., Fernández-Pereira, J.M., Rebollo, M., Rebollo, P. y de la Montaña, E. (2011). Spatial relationship among

northern goshawk, Eurasian sparrowhawk and common buzzard: rivals or partners? *Ecology and conservation of European forest raptors*: 159-167.

- Rebollo, S., García-Salgado, G., Pérez-Camacho, L., Martínez-Hestekamp, S., Navarro, A. y Fernández-Pereira, J.M. (2017). Prey preferences and recent changes in diet of a breeding population of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* in Southwestern Europe. *Bird Study*, 64(4): 464-475. DOI: <https://doi.org/10.1080/00063657.2017.1395807>.
- Rebollo, S., Rey-Benayas, J. M., Villar-Salvador, P., Pérez-Camacho, L., Castro, J., Molina-Morales, M., Leverkus, A. B., Baz, A., Martínez-Baroja, L., Quiles, P., Gómez-Sánchez, D., Fernández-Pereira, J. M., Meltzer, J., Monteagudo, N., Ballesteros, L., Cayuela, L., de las Heras, D., García-Salgado, G., y Martínez-Hestekamp, S. (2019). Servicios de la avifauna (*high-mobile link species*) en mosaicos agroforestales: regeneración forestal y regulación de plagas. *Ecosistemas*, 28(2): 32-41. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.1736>.
- Rey Benayas, J.M. y Bullock, J.M. (2012). Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems*, 15(6): 883-889. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9552-0>.
- Rey Benayas, J. M. Meltzer, J., De Las Heras-Bravo, D. y Cayuela, L. (2017). Potential of pest regulation by insectivorous birds in Mediterranean woody crops. *PLOS ONE*, 12(9): 1-19.
- Rutz, C. (2006). Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *ARDEA-WAGENINGEN*-, 94(2): 185.
- Sabatier, P., Poulenard, J., Fanget, B., Reyss, J.L., Develle, A.L., Wilhelm, B., Ployon, E., Pignol, C., Naffrechoux, E., Dorioz, J.M., Montuelle, B. y Arnaud, F. (2014). Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111: 15647-15652. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1411512111>.
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(8): 464-471. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>.
- Selås, V. y Rafoss, T. (1999). Ranging behaviour and foraging habitats of breeding Sparrowhawks *Accipiter nisus* in a continuous forested area in Norway. *Ibis*, 141(2): 269-276. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1999.tb07549.x>.
- Shave, M. E., Shwiff, S. A., Elser, J. L. y Lindell, C. A. (2018). Falcons using orchard nest boxes reduce fruit-eating bird abundances and provide economic benefits for a fruitgrowing region. *Journal of Applied Ecology*, 55(5): 2451-2460. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13172>.
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J., y Rohlf, J. F. (1995). *Biometry*. Macmillan.

- Somers C.M. y Morris R.D. (2002). Birds and wine grapes: foraging activity causes small scale damage patterns in single vineyards. *Journal of Applied Ecology*, 39(3): 511-523. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00725.x>.
- Sotelo, J. A. y Sotelo, M. (2019). El fracaso de la evaluación de impacto ambiental en infraestructuras viales: estudio del caso del Corredor del Morrazo y Puente de Rande (Pontevedra). *Cuadernos Geográficos* 58: 90-110. DOI: <http://dx.doi.org/10.30827/cuadgeo.v58i2.7338>.
- Stokstad, E. y Grullón, G. (2013). Pesticide Planet. *Science*, 341: 730-731.
- Suhonen, J., Norrdahl, K. y Korpimäki, E. (1994). Avian predation risk modifies breeding bird community on a farmland area. *Ecology*, 76(6): 1626-1634. DOI: <https://doi.org/10.2307/1939623>.
- Takekawa, J.Y., Garton, E.O. y Langelier, L.A. (1982). Biological control of forest insect outbreaks: the use of avian predators. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conferences*.
- Tracey, J.P. y Saunders, G. R. (2003). Bird damage to the wine grape industry. Report to the Bureau of Rural Sciences, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, NSW Agriculture, Orange.
- Tschardtke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., y Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857-874. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>.
- Väli, Ü. (2017). Home range size and breeding dispersal of a common buzzard (*Buteo buteo*). *Slovak Raptor Journal*, 11(1): 111. DOI: 10.1515/srj-2017-0003.
- Visor SIGPAC Versión 4.6 (2022). <https://sigpac.mapama.gob.es/fega/visor/> (consultado el 12 de noviembre de 2021).
- Whalon, M.E., Mota-Sanchez, D., Hollingworth, R.M. (Eds.). (2008). Global pesticide resistance in arthropods. Wallingford: CAB International.
- Ziesemer, F. (1999). New results from telemetric studies of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) and European Honey-buzzard (*Pernis apivorus*). *EGRETTA*, 42(1/2): 40-56.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., Martínez, J. A., Zabala, J., Calvo, J. F., Castillo, I., Azkona, A., Iraeta, A. e Hidalgo, S. (2006). Influence of management practices on nest site habitat selection, breeding and diet of the Common Buzzard *Buteo buteo* in two different areas of Spain. *Ardeola*, 53: 83-98.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J. E. (2015). Azor común – *Accipiter gentilis*. *Linnaeus*, 1758.

## 8. Anexos

### 8.1 Detalle metodología de muestreo

En los siguientes puntos se recoge el número de censos que se llevaron a cabo en función de la estación del año y el año:

- En primavera del 2015 se llevaron a cabo dos censos por transecto excepto en el transecto 3, en el cual fueron tres. Se realizaron en los meses de abril (días 7, 9, 11, 13, 14 y 17), mayo (día 25) y junio (días 2, 3, 4, 6, 8, 11).
- En verano del 2015 se llevó a cabo un único censo por transecto excepto en los transectos 28 y 53, los cuales no fueron censados. Esto se ha tenido en cuenta a la hora de realizar los cálculos. Se realizó en el mes de agosto (días 3, 8, 9, 1 y 13).
- En primavera del 2016 se llevaron a cabo dos censos por transecto. Se realizaron en los meses de abril (días 5, 6, 7, 8 y 9) y junio (días 11, 12, 16, 17 y 18).
- En verano de del 2016 se llevaron a cabo dos censos por transecto excepto en los transectos 32 y 43, en los que sólo se realizó uno. Se realizaron en los meses de agosto (días 8, 9, 11, 13, 17 y 22) y septiembre (días 11, 12, 14, 16 y 17).

### 8.2 Definición de las categorías de uso de suelo

Originalmente, los usos del suelo de las capas del Centro de Descargas del SIOSE (Instituto Geográfico Nacional (2022)) en el territorio se agrupan en 42 categorías. Para este estudio se clasificaron en 5 categorías. La clasificación se refleja en la Tabla 10.

Tabla 10. Categorías de los usos del suelo y su respectiva clasificación.

Agrupación de categorías para el estudio	Categorías del suelo originales
Mosaico de cultivos	Asentamiento agrícola y huerta
	Combinación de cultivos
	Combinación de cultivos con vegetación
	Cultivos herbáceos
	Frutal no cítrico
Bosque	Bosque de coníferas
	Bosque de frondosas
	Bosque mixto
	Combinación de vegetación
	Matorral
	Pastizal o herbazal
Otros	Prado
	Curso de agua
	Lago o laguna
	Mar
	Marisma
	Playa, duna o arenal
	Roquedo
	Salina
Suelo desnudo	
Viñedos	Zona húmeda y pantanosa
Viñedos	Viñedos
Construcciones	Autovía
	Casco
	Depuración
	Discontinuo
	Ensanche
	Extracción minera
	Improductivo
	Industrial
	Infraestructura de residuos
	Infraestructura de suministro
	Instalación agrícola y/o ganadera
	Invernadero
	Otras
	Pista
	Puerto
	Red estatal
	Secundaria
	Servicio Dotacional
Vía rápida	
Zona verde urbana	

Para complementar la información, utilizamos los datos sobre la superficie de cobertura de viñedos del visor SIGPAC V 4.6 y modificamos manualmente la capa original extraída de SIOSE (Figuras 14 y 15).

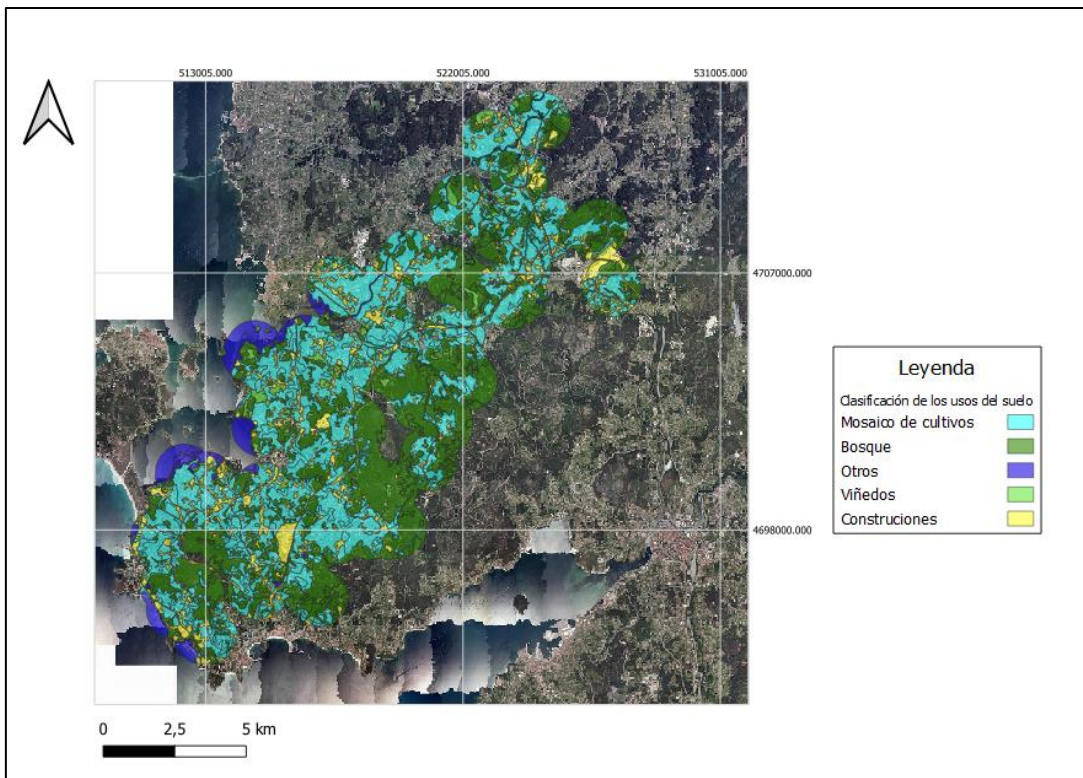


Figura 14. Capa de usos del suelo de la Península del Salnés agrupada en las 5 categorías del estudio modificada manualmente.

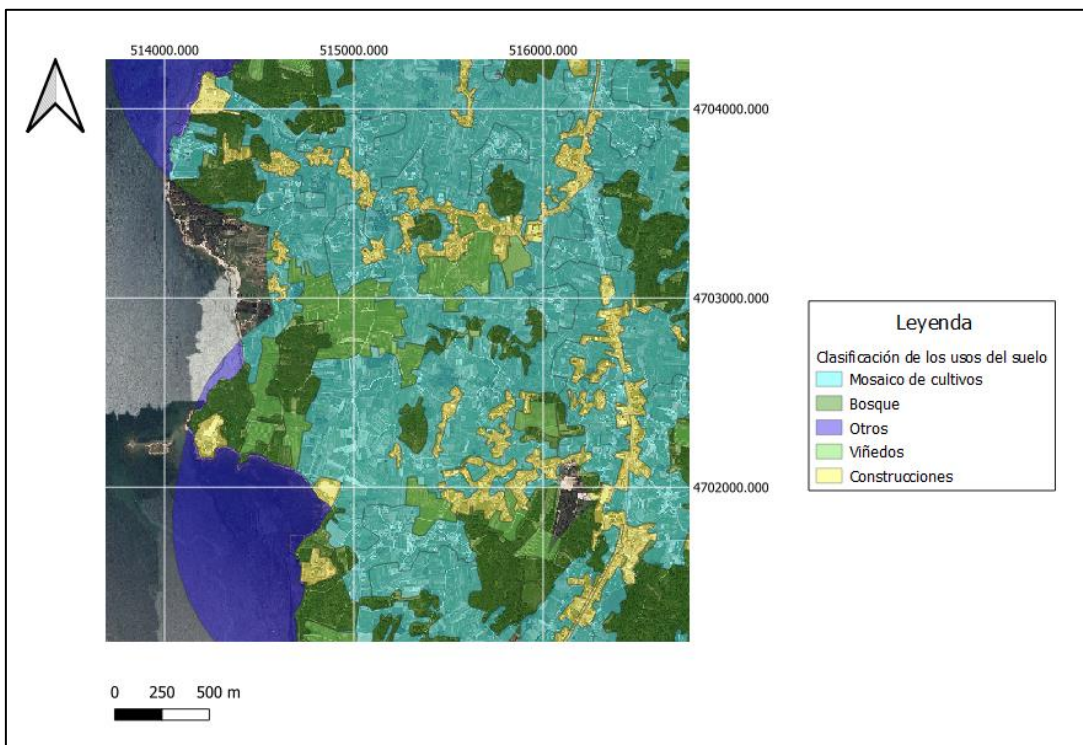


Figura 25. Capa de usos del suelo de la Península del Salnés agrupada en las 5 categorías del estudio modificada manualmente. Plano detalle.

### 8.3 Caracterización de la comunidad de aves (frugívoras y no frugívoras)

*Tabla 11. Valores de abundancia media de aves por transecto en función de la estación del año y el año de los censos (Figura 3).*

Estación y año	Abundancia media (número de individuos)
Primavera 2015	29,0
Verano 2015	29,9
Primavera 2016	29,5
Verano 2016	27,1

*Tabla 12. Valores de riqueza media y total de aves por transecto en función de la estación del año y el año de los censos (Figura 4).*

Estación y año	Riqueza media (número de especies)	Riqueza total (número de especies)
Primavera 2015	12,1	51
Verano 2015	8,9	48
Primavera 2016	11,7	54
Verano 2016	8,5	54

*Tabla 13. Valores de abundancia media de aves frugívoras por transecto en función de la estación del año y el año de los censos (Figura 5).*

Estación y año	Abundancia media (número de individuos)
Primavera 2015	17,5
Verano 2015	19,2
Primavera 2016	17,5
Verano 2016	16,8

*Tabla 14. Riqueza media de aves frugívoras por transecto en función de la estación y el año de los censos (Figura 6).*

Estación y año	Riqueza media (número de especies)	Riqueza total (número de especies)
Primavera 2015	6,7	23
Verano 2015	5,4	23
Primavera 2016	6,6	25
Verano 2016	5,1	27

Tabla 15. Valores de abundancia y riqueza media de aves totales por transecto en función de la estación del año y el año de los censos. Desglosado.

Nº de transecto	Ab. en primavera 2015	Ab. en verano 2015	Ab. en primavera 2016	Ab. en verano 2016	Riq. en primavera 2015	Riq. en verano 2015	Riq. en primavera 2016	Riq. en verano 2016
1	21	10	20	10,5	13	3	11,5	6
2	50,5	108	32	56,5	14	19	16	15,5
3	28,7	12	29	16,5	11,3	9	13	8,5
4	35,5	40	38,5	20,5	17,5	11	18	9,5
5	28,5	8	33,5	14	11	4	11	9
6	21,5	13	23,5	9,5	10,5	5	5	5
7	17	7	13,5	5,5	9,5	5	9	4,5
8	17	10	40	20,5	10,5	5	17	8,5
10	15	21	16	11,5	8,5	11	10	9,5
11	37,5	42	43	69	16	13	12	8,5
12	20,5	14	27	17	10,5	5	8	9
13	22,5	50	25	22,5	12	13	15,5	8,5
14	35	23	25,5	10,5	15,5	9	13,5	8
15	37	25	33,5	27,5	13	8	13	10,5
16	23	20	18	7,5	11,5	10	6	4
17	35,5	44	34,5	59	9,5	7	7,5	6,5
18	15	14	29	12,5	9	9	8	4,5
19	19,5	13	22	25	9,5	8	9	6,5
20	6	9	12,5	5,5	4	5	4,5	3,5
21	19,5	66	27,5	18,5	12,5	10	10	8,5
22	26,5	17	18	15,5	12	6	9,5	12
23	31,5	61	32,5	42,5	13,5	19	14	14
24	7,5	10	12	8,5	3,5	5	9	5
25	37	27	20	23	13,5	8	7	12
26	23	15	30,5	23,5	11	9	10,5	12
27	21	12	11	15,5	13,5	8	7	7
28	20	NA	39,5	42	10	NA	11	8
29	41	82	38,5	35	16,5	14	14	14,5
30	22	28	32,5	13	10,5	10	13	7
31	12	2	14,5	14	8	2	6	10,5
32	25	17	32,5	33	12	8	16	9,5
33	48,5	23	19,5	5	13,5	9	11	5,5
34	21	40	36	31	10,5	13	11	10
35	17	12	17,5	12,5	10,5	7	5,5	9
36	41	76	35,5	32,5	15,5	19	15	10,5
37	35	55	36,5	56,5	14,5	12	13	11,5
38	23	32	28	42	13	6	16	14,5
39	28,5	14	23	43,5	9,5	5	13	7
40	64	110	72	56,5	14,5	16	14	12,5
41	30,5	19	23,5	23,5	9,5	9	16	14,5
42	30	15	27	40	11	8	14	10,5
43	21	7	19	14,5	11	5	9	6
44	31,5	19	26,5	15,5	14,5	8	14	6
45	31,5	43	37,5	28	13,5	13	10	13
46	22,5	16	36	27,5	12,5	9	18,5	12
47	34,5	21	28	26	13,5	13	12	10
48	28	18	20	15	13,5	9	11	6,5
49	33	51	28,5	20,5	12	15	9,5	9
50	40,5	51	55,5	44	13	6	14	8,5
51	40	33	43	27	12,5	9	8	11
52	32	46	44	32,5	12,5	15	14,5	13
53	33	NA	28,5	21	16,5	NA	12,5	7,5
54	34,5	40	33,5	48,5	15,7	11	11	9,5
55	30,5	34	29,5	104,5	12,5	10	11	10,5
56	49	39	53,5	33,5	13	10	13	9
57	26,5	67	23	27	12,5	8	16,5	8,5
58	34	21	19,5	13	15,5	7	8,5	8
59	34,5	33	35	33,5	13	9	14,5	11,5
60	25	9	37	12,5	13	5	14,5	8



Tabla 16. Valores de abundancia y riqueza media de aves frugívoras por transecto en función de la estación y el año de los censos. Desglosado.

Nº de transecto	Ab. en primavera 2015	Ab. en verano 2015	Ab. en primavera 2016	Ab. en verano 2016	Riq. en primavera 2015	Riq. en verano 2015	Riq. en primavera 2016	Riq. en verano 2016
1	9	10	13,5	6,5	5,5	3	7	3
2	25,5	30	14	34,5	5,5	8	7	9
3	13,7	9	19,5	11,5	6	6	7	3,5
4	22,5	38	25	13,5	10,5	9	9,5	6
5	13	5	16,5	10	5,5	3	8	5
6	11,5	8	8,5	8,5	5,5	3	3	4,5
7	9,5	2	9	3	5,5	2	6	1,5
8	9	6	23,5	6,5	6	3	7	3,5
10	11	12	8,5	7,5	5,5	7	4,5	4
11	27,5	34	35	55	9	8	8,5	5,5
12	10,5	5	16,5	9,5	5,5	3	8,5	4
13	11	10	13	11,5	6,5	6	7,5	4,5
14	19,5	11	13,5	9,5	9	5	8	5
15	25	17	19,5	15,5	8,5	5	7,5	8
16	13	12	9,5	2	6	5	4,5	1
17	30	37	22	36	6	3	4,5	3,5
18	5,5	9	11,5	4	2,5	5	4	1
19	13,5	9	15	9,5	6,5	6	7,5	4
20	3,5	6	7	1	2	4	4,5	1
21	13	43	16,5	15	6,5	7	4,5	6,5
22	13	15	8,5	9,5	5,5	5	4,5	4,5
23	13,5	20	17,5	25	5,5	8	8	7,5
24	4	3	5,5	3,5	2	2	4	2,5
25	20,5	19	9	12,5	6,5	5	4,5	7
26	12,5	13	15,5	10	5,5	7	6	5
27	14,5	12	8	14,5	8	8	5	6
28	14	NA	27,5	39,5	6	NA	5	5,5
29	25	23	19,5	13	9,5	6	6,5	6,5
30	11,5	22	18,5	7,5	6	6	6,5	4
31	7	1	10	6	5	1	4	4
32	14	11	23	12	6,5	5	8,5	6
33	34	16	8,5	8	9	5	5	3,5
34	15	32	23	8	7	10	7	7
35	11,5	4	13	16	5,5	3	6,5	5
36	24	57	19,5	19	8,5	11	8	7,5
37	15,5	38	16,5	11	7,5	7	7	6
38	11,5	21	16	27	6,5	3	7,5	6
39	17	11	16	17	5	3	6	5
40	49	80	49	35,5	8,5	9	8	6,5
41	15	10	11	12,5	4,5	5	6,5	6
42	22,5	10	17	29,5	7,5	4	8	8
43	14	3	14,5	11	7	3	8,5	4
44	19,5	14	15	13	8	5	5,5	5,5
45	20	28	25	18	7,5	9	7	8,5
46	14	12	18,5	13	7,5	6	8	4,5
47	19,5	17	13,5	12,5	8	9	6,5	5
48	12	11	15,5	14,5	7	7	7	4,5
49	21	40	19	17,5	6,5	11	6,5	6,5
50	23	44	25	33	6,5	2	5	5
51	31	32	35	16,5	8	8	7	5,5
52	15	31	20,5	32,5	6,5	8	6,5	8
53	31,5	NA	18,5	45	9	NA	6	5,5
54	25,5	33	26	46	9	8	10,5	7,5
55	19,5	27	17,5	54,5	7,5	5	7,5	5
56	42,5	33	42	10	8	7	8	3,5
57	12	38	10,5	18,5	6	4	6,5	8
58	19,5	7	12,5	5	8,5	3	7	2,5
59	17,5	26	16,5	14	6	5	7,5	3,5
60	13	7	17,5	7,5	7	3	6,5	2,5

Hábitos de alimentación y valores de abundancia de cada especie registrada en los censos por estación durante 2015 y 2016, así como su abundancia total y su media en función de los transectos (Tabla 17)

*Tabla 17. Valores de abundancia de cada especie registrada en los censos, así como su hábito de alimentación.*

Especie	Hábitos de alimentación	Ab. en primavera 2015	Ab. en verano 2015	Ab. en primavera 2016	Ab. en verano 2016	Ab. Total	Ab. Media
abubilla	frugívora	3	6	6,5	1	16,5	0,3
acentor comun	no frugívora	81,5	17	81	20,5	200	3,4
agateador	no frugívora	2,8	3	2	4	11,8	0,2
alcaudon comun	no frugívora	0	2	0	0	2	0,0
anade real	no frugívora	0,5	0	3,5	0	4	0,1
anade silbon	no frugívora	5,5	3	0	0	8,5	0,1
arrendajo europeo	frugívora	16,2	11	22	10,5	59,7	1,0
aves exóticas	frugívora	0	0	0	0,5	0,5	0,0
bisbita pratense	no frugívora	0,5	0	3,5	8,5	12,5	0,2
buitron	no frugívora	39,5	19	43,5	11,5	113,5	1,9
camachuelo	no frugívora	3	4	4,5	3	14,5	0,2
carbonero comun	no frugívora	23,3	18	21	15	77,3	1,3
carbonero garrapinos	no frugívora	22,2	24	36	30	112,2	1,9
chochin	no frugívora	91,7	40	101,5	47,5	280,7	4,8
colirrojo tizon	frugívora	6,5	6	9	7,5	29	0,5
corneja	frugívora	89,8	152	128,5	149,5	519,8	8,8
cuco comun	frugívora	1	0	0,5	0	1,5	0,0
curruca cabecinegra	no frugívora	4	5	3,5	1	13,5	0,2
curruca capiroxada	frugívora	44,7	38	54	8	144,7	2,5
curruca rabilarga	no frugívora	0,5	0	0	0,5	1	0,0
curruca zarcera	frugívora	0	0	0	1,5	1,5	0,0
escribano montesino	no frugívora	16,5	24	17,5	30,5	88,5	1,5
escribano sotoño	no frugívora	15,5	22	8	13	58,5	1,0
estornino negro	frugívora	52,5	37	54,5	133,5	277,5	4,7
faisan comun	no frugívora	0	0	0,5	0	0,5	0,0
garza real	no frugívora	0	1	0	0,5	1,5	0,0
gaviota patiamarilla	no frugívora	45,5	29	47	24,5	146	2,5
golondrina comun	no frugívora	15,5	42	25	29,5	112	1,9
gorrion comun	frugívora	164,3	262	181	172,5	779,8	13,2
gorrion molinero	frugívora	0	0	1	35	36	0,6
herrerillo capuchino	no frugívora	0	2	4	0,5	6,5	0,1
herrerillo comun	no frugívora	9,7	9	8	6,5	33,2	0,6
jilguero	no frugívora	1	15	7	9	32	0,5
lavandera blanca	frugívora	4,5	17	5	5,5	32	0,5
lavandera cascadena	frugívora	0	1	0,5	0,5	2	0,0
lugano	no frugívora	0	0	9	0	9	0,2
mirlo comun	frugívora	198,7	115	168	73,5	555,2	9,4
mito	no frugívora	3,5	0	4	1,5	9	0,2
mosquitero	frugívora	1	0	5	3	9	0,2
pajarillo sp	no frugívora	40,3	35	18,5	33,5	127,3	2,2
paloma comun	frugívora	97,5	166	87	93	443,5	7,5
paloma torcaz	frugívora	82,7	110	78	94	364,7	6,2
papamoscas cerrojillo	frugívora	0	4	0	7,5	11,5	0,2
pardillo comun	no frugívora	54,2	101	52,5	121	328,7	5,6
petirrojo	frugívora	89,7	58	69,5	104,5	321,7	5,5
picapinos	no frugívora	10	15	8,5	9,5	43	0,7
pico de coral	frugívora	6	41	18	39,5	104,5	1,8
pinzon comun	frugívora	13,3	13	6,5	4,5	37,3	0,6
pito verde	frugívora	15,5	12	15	9,5	52	0,9
reyzuelo listado	no frugívora	4,5	0	4,5	1,5	10,5	0,2
ruisenor bastardo	no frugívora	0,3	1	1	0	2,3	0,0
tarabilla	frugívora	33,5	18	24	14,5	90	1,5
tortola comun	frugívora	13	15	11,5	7,5	47	0,8
tortola turca	frugívora	19	19	24,5	10,5	73	1,2
urruca comun	frugívora	56	46	44,5	51,5	198	3,4
vencejo comun	no frugívora	3	0	14,5	2,5	20	0,3
verdecillo comun	no frugívora	95,5	54	95,5	50,5	295,5	5,0
verderon comun	no frugívora	85,5	117	70,5	75	348	5,9
zarcero comun	no frugívora	6	2	4,5	1	13,5	0,2
zorzal charlo	frugívora	1,2	9	1,5	1,5	13,2	0,2
zorzal comun	frugívora	17,2	4	25,5	0,5	47,2	0,8

## 8.4 Caracterización de la comunidad de aves rapaces

Tabla 18. Valores de distancia media de los nidos más cercanos de cada especie de ave rapaz a los 59 transectos para los años 2015 y 2016.

Año	Distancia media nidos de azor (m)	Distancia media nidos de gavilán (m)	Distancia media nidos de ratonero (m)
2015	1922,9	1771,2	1053,7
2016	1643,4	1902,8	1031

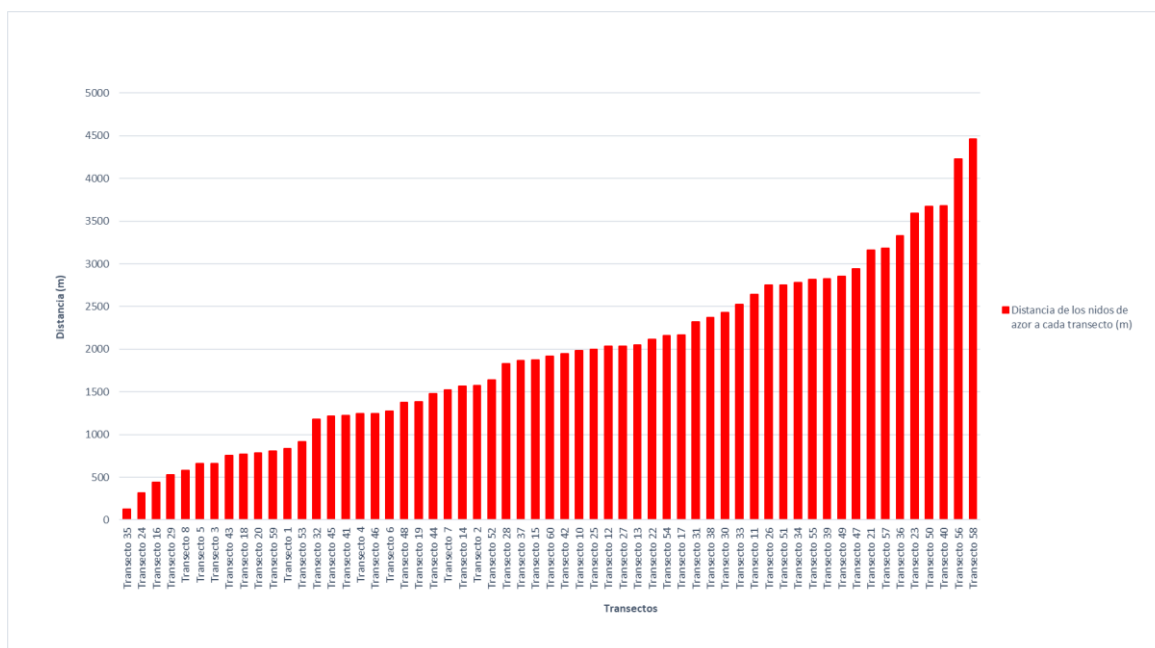


Figura 16. Distancias de los nidos de azor (m) más cercanos a cada transecto en el año 2015.

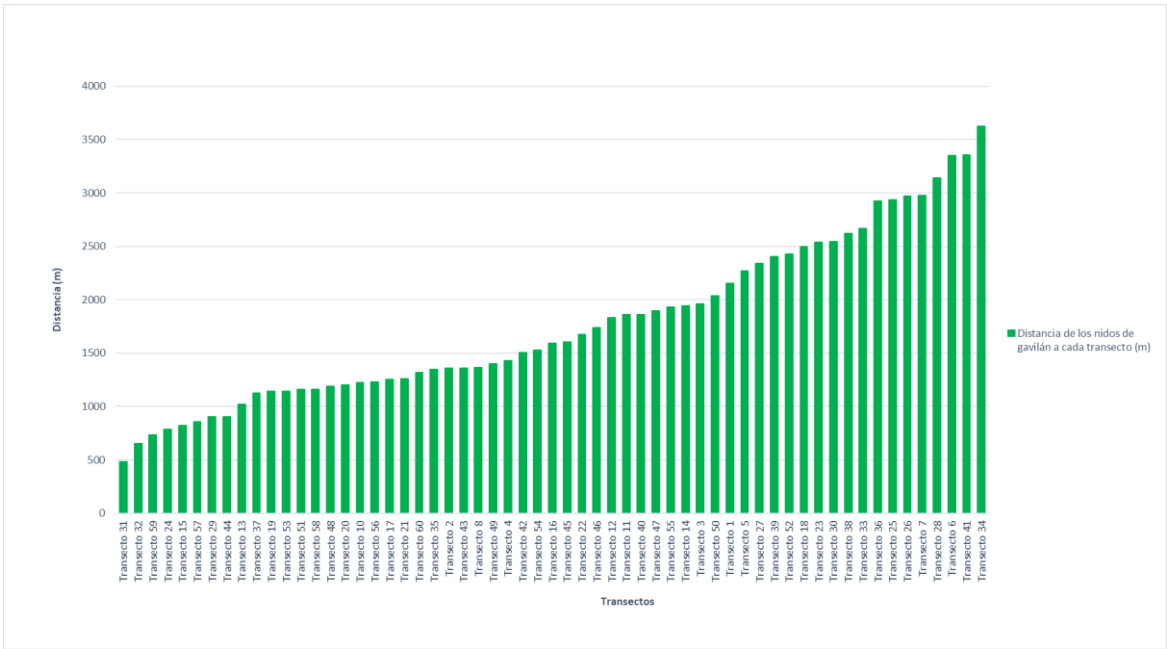


Figura 17. Distancias de los nidos de gavilán (m) más cercanos a cada transecto en el año 2015.

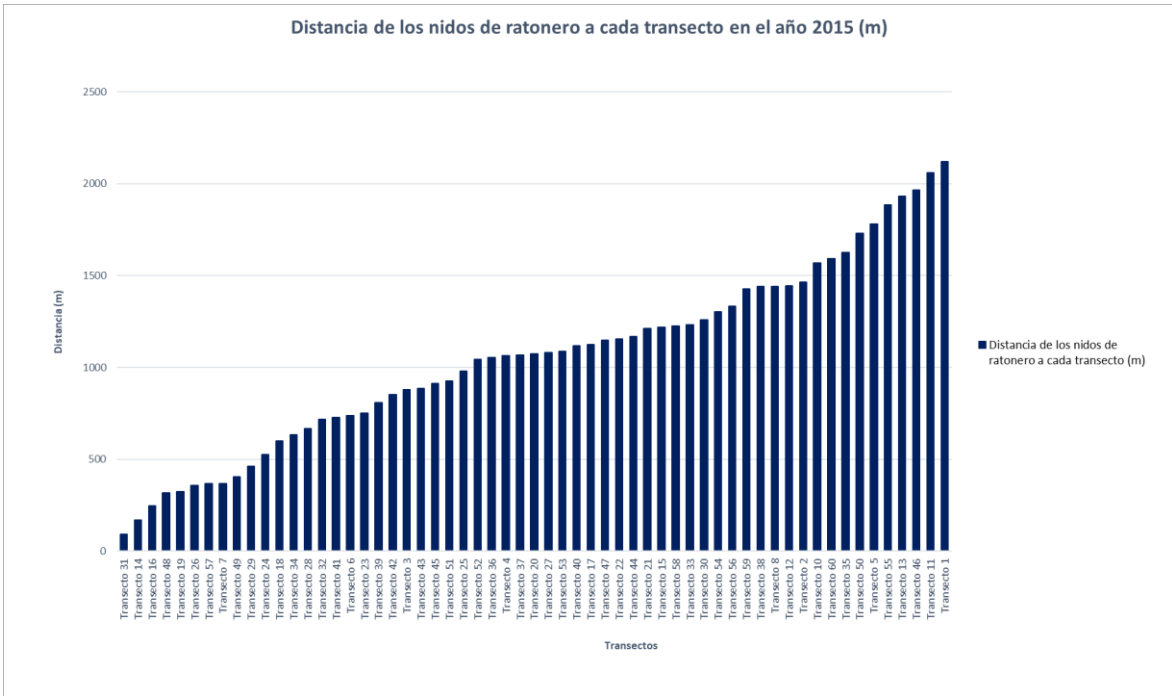


Figura 18. Distancias de los nidos de ratonero (m) más cercanos a cada transecto en el año 2015.

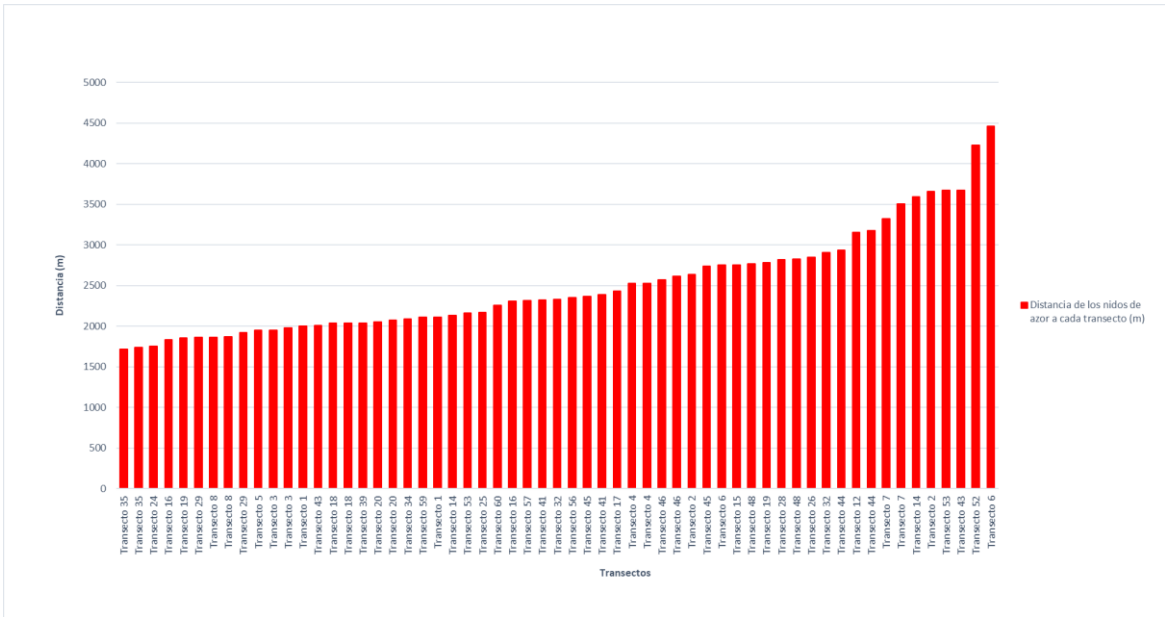


Figura 19. Distancias de los nidos de azor (m) más cercanos a cada transecto en el año 2016.

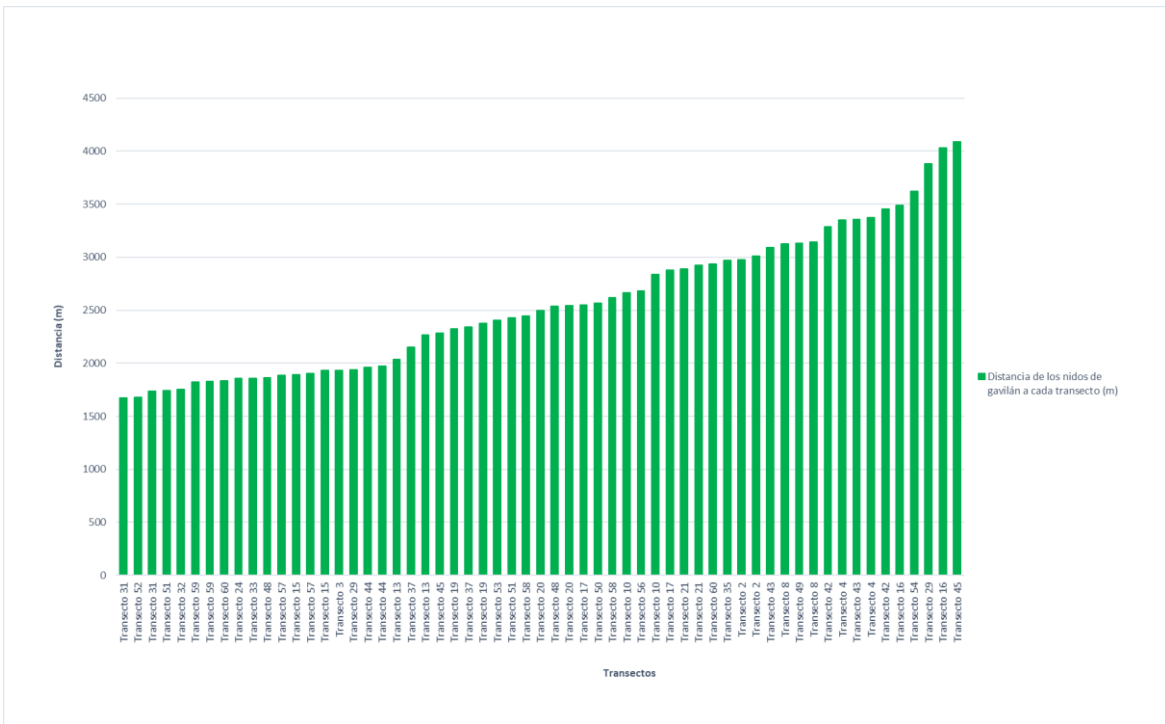


Figura 20. Distancias de los nidos de gavilán (m) más cercanos a cada transecto en el año 2016.

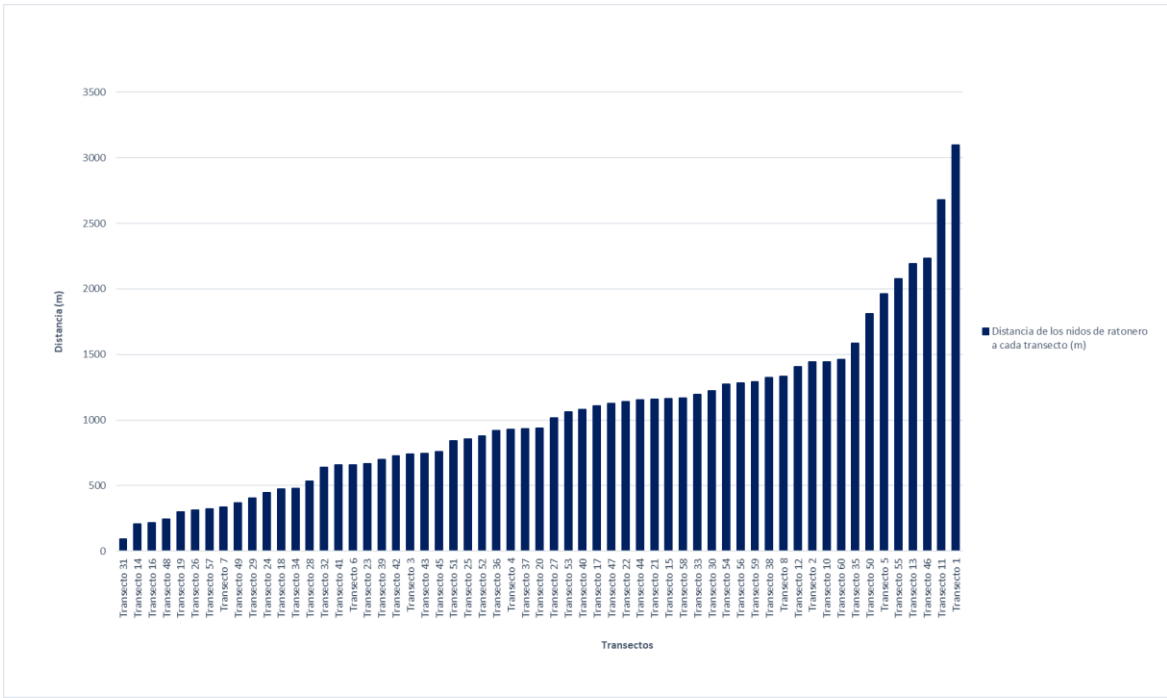


Figura 21. Distancias de los nidos de ratonero (m) más cercanos a cada transecto en el año 2016.

Tabla 19. Valores de las distancias de los nidos de rapaces (m) a cada transecto en función del año.

Nº de transecto	Dist. nido de azor 2015 (m)	Dist. nido de gavilán 2015 (m)	Dist. nido de ratonero 2015 (m)	Dist. nido de azor 2016 (m)	Dist. nido de gavilán 2016 (m)	Dist. nido de ratonero 2016 (m)
1	835,2	2152,2	2119,8	705,5	2564,8	1139,2
2	1574,9	1357,4	1463,7	1252,1	1345,2	1463,7
3	662,8	1960,9	878,3	662,8	897,8	878,3
4	1246,8	1428,6	1062,7	1246,8	1450,2	1062,7
5	657,8	2267,7	1780,5	1716,8	1830,3	473,2
6	1274,0	3348,4	739,5	1649,0	3286,4	739,5
7	1521,8	2974,6	368,4	1521,8	3007,8	368,4
8	582,7	1362,3	1441,8	582,7	1399,4	1441,8
10	1984,3	1222,2	1569,2	2260,9	1248,7	656,9
11	2639,0	1858,7	2060,4	2130,9	1929,5	1444,4
12	2037,5	1833,7	1443,0	1463,1	1822,4	1404,8
13	2050,4	1018,9	1931,8	2087,0	1072,9	532,0
14	1569,1	1940,4	170,4	879,3	1900,7	920,1
15	1873,8	823,5	1217,3	1359,3	881,5	1107,5
16	443,5	1590,6	245,7	1075,7	1518,6	245,7
17	2170,7	1252,0	1124,6	1246,1	1207,8	1124,6
18	770,7	2498,2	600,5	770,7	2447,9	657,3
19	1384,9	1140,9	324,0	485,5	1125,2	324,0
20	785,0	1199,5	1073,9	785,0	1180,0	1015,5
21	3159,6	1257,4	1213,1	2354,3	1267,5	313,6
22	2115,0	1675,4	1155,5	2115,0	1739,3	1155,5
23	3592,6	2537,0	750,3	2310,9	2550,9	479,1
24	320,3	788,5	525,8	2009,4	3881,6	301,9
25	2001,6	2938,1	980,1	965,2	2876,3	939,8
26	2751,5	2971,3	359,2	1442,4	4031,8	217,3
27	2039,2	2339,0	1081,9	2039,2	2375,9	1081,9
28	1831,3	3141,8	668,5	1405,9	3131,1	760,9
29	527,0	900,8	463,2	588,6	1582,0	444,9
30	2431,4	2545,8	1258,5	2388,0	3490,9	1196,8
31	2321,1	482,3	92,8	2328,0	521,5	92,8
32	1180,8	653,6	716,7	1451,3	3455,9	1159,9
33	2525,4	2666,9	1233,1	2525,4	795,9	1225,3
34	2783,6	3622,3	634,3	790,1	4090,3	666,4
35	130,3	1344,8	1626,1	130,3	1883,8	1961,5
36	3326,6	2922,4	1055,5	1738,2	2887,8	1810,2
37	1867,4	1127,8	1068,0	1867,4	1040,1	2677,5
38	2370,3	2620,4	1440,8	2074,6	3093,2	1322,3
39	2824,1	2405,0	809,9	784,4	2323,5	2077,9
40	3678,1	1861,5	1118,5	3506,7	1679,2	928,2
41	1226,8	3357,8	726,6	1166,4	3373,2	726,6
42	1948,1	1502,3	852,6	1948,1	1402,4	844,1
43	754,3	1357,4	885,8	1607,4	1435,5	641,0
44	1477,7	901,5	1167,7	1454,8	983,1	1167,7
45	1215,2	1606,5	913,8	1267,5	1117,9	933,2
46	1247,5	1735,7	1964,5	1247,5	2835,9	2235,1
47	2940,2	1893,3	1148,4	2768,0	1857,3	1274,2
48	1377,5	1188,2	315,8	1439,2	803,3	336,1
49	2851,6	1399,4	404,9	2615,6	1753,8	404,9
50	3672,2	2036,0	1729,7	3658,2	1213,1	205,8
51	2754,1	1157,9	925,1	2741,9	595,4	744,4
52	1641,9	2429,7	1043,7	1751,9	514,7	3096,8
53	917,4	1142,2	1089,1	1594,2	1973,9	1292,3
54	2162,3	1530,9	1301,8	2318,2	2284,5	699,3
55	2820,3	1929,4	1885,5	1855,6	3126,3	1585,4
56	4228,6	1229,1	1334,6	1208,8	2682,2	1334,6
57	3180,1	855,0	367,6	1112,2	813,1	855,0
58	4462,0	1162,9	1225,2	2904,3	1214,0	1162,9
59	810,3	734,2	1426,5	2575,3	709,6	2194,8
60	1920,1	1317,5	1591,4	1031,3	760,8	1283,0

## 8.5 Caracterización del paisaje

Tabla 20. Valores de área media (m<sup>2</sup>) de los diferentes usos del suelo en los (radio 1km).

Uso de suelo	Área media por transecto (m <sup>2</sup> )
Otros	79370
Construcciones	586730
Viñedos	701344,8
Mosaico de cultivos	883987,5
Bosque	1200991,1

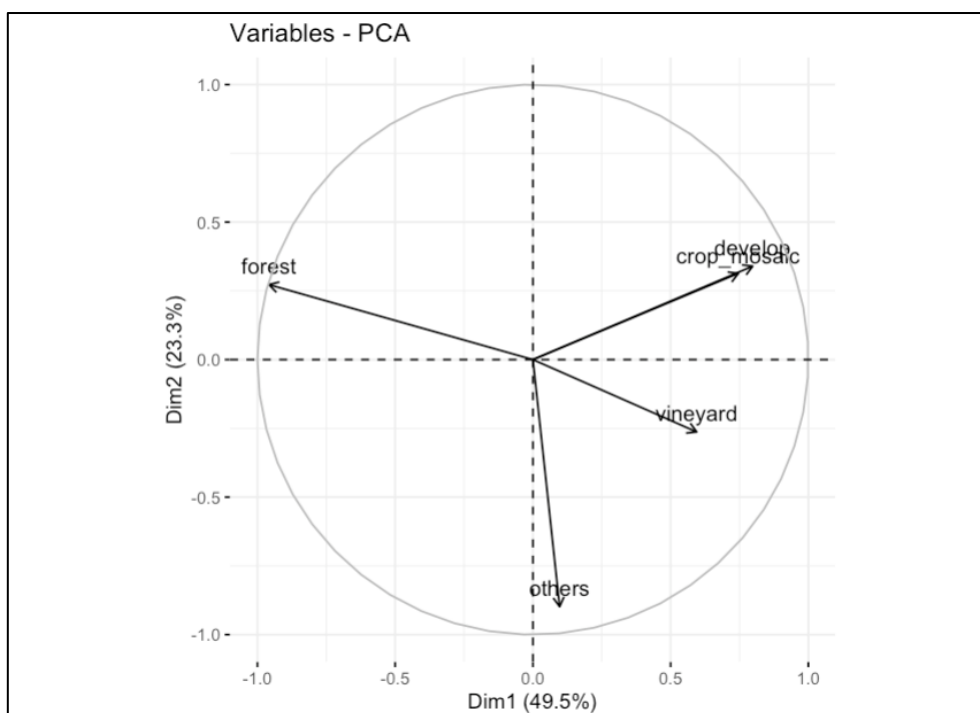


Figura 22. Análisis de Componentes Principales (PCA). Gráfico.

## 8.6 Cálculos referentes a la discusión

En el apartado 5.1 se dice que el área aproximada en la que se registraron la abundancia de individuos y riqueza de especies en la comunidad de aves del territorio es de 137,6 km<sup>2</sup>. Esta área se estimó de la siguiente forma:

Se estableció un radio de 1 km desde los transectos como área de caracterización del paisaje, es decir cómo área de estudio. Cada transecto tenía una longitud particular, por lo que es difícil determinar el área completa que estos ocupaban. Así, en primer lugar, se planteó utilizar el punto medio de cada uno de ellos como representación del transecto y trazar el área circular correspondiente desde ellos. Al ser 59, el área ascendería a:

$$\text{Área de censo por transecto}(km^2) = \pi * (1 km)^2 = 3,14 km^2$$

$$\text{Área de censo total}(km^2) = 59 * 3,14 km^2 = 185,26 km^2$$

Sin embargo, este valor no tenía en cuenta la gran superficie que se solapaba entre áreas y se alejaba del valor real. Es por ello que se hizo uso de la información recopilada en la bibliografía (Rebollo et al. 2011): La Península del Salnés posee una extensión de 275,2 km<sup>2</sup> de las cuales las zonas bajas, incluyendo el fondo de los valles, están en su mayoría compuestas por fincas de



cultivo con o sin presencia de construcciones humanas diseminadas, ocupando un 33%. Con esta estimación y considerando que los transectos se situaban en las zonas de cultivo, se hizo el siguiente cálculo:

$$\frac{275,2 \text{ km}^2 * 33\%}{100\%} = 90,82 \text{ km}^2$$

Aun así, para ver el valor más fiable, se calculó con QGIS el área de la capa utilizada para la categorización de los usos del suelo. Esta despreciaba los solapamientos y, a pesar de que parte de ella agrupaba zonas que no eran agrícolas, sería un resultado con menos error que el resto. El valor obtenido fue de **137,6 km<sup>2</sup>**, un valor medio entre los dos primeros obtenidos y el que más cercano a la realidad sea posiblemente. Es por ello que este fue el elegido.

En base a esta superficie, se estimaron los nidos de aves rapaces en la zona de estudio en 100 km<sup>2</sup>. Considerando los datos de la Tabla 1 y que el área de la zona de estudio ascendía a 137,6 km<sup>2</sup> los cálculos fueron:

Media de nidos activos de azor entre 2015 y 2016: 15,5

Media de nidos activos de gavián entre 2015 y 2016: 17

Media de nidos activos de ratonero entre 2015 y 2016: 40

$$\frac{15,5 \text{ nidos activos de azor} * 100 \text{ km}^2}{137,6 \text{ km}^2} = 11,3 \text{ nidos de azor}/100 \text{ km}^2$$

$$\frac{17 \text{ nidos activos de gavián} * 100 \text{ km}^2}{137,6 \text{ km}^2} = 12,4 \text{ nidos de gavián}/100 \text{ km}^2$$

$$\frac{15,5 \text{ nidos activos de ratonero} * 100 \text{ km}^2}{137,6 \text{ km}^2} = 29,1 \text{ nidos de ratonero}/100 \text{ km}^2$$