



Universidad
de Alcalá

FACULTAD DE CIENCIAS

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TRABAJO DE FIN DE GRADO

**ESTUDIO DE LA COMPOSICIÓN DE RAPACES Y CÓRVIDOS EN
UNOS AGROSISTEMAS DE LA MITAD SUR DE NAVARRA**

Autor: María Delgado Martín
Tutores Dr. Diego Villanúa Inglada y Dr. Salvador Rebollo de la Torre

2021

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Antecedentes	3
1.2. La biodiversidad de los agrosistemas	4
1.3. Las rapaces y córvidos como indicadores	5
2. OBJETIVOS	7
3. MATERIAL Y MÉTODOS	8
3.1. Área de estudio	8
3.2. Censo de rapaces y córvidos	10
3.3. Análisis de datos	12
4. RESULTADOS	13
4.1. Comunidad actual de rapaces y córvidos	13
4.2. Cambios de abundancia entre 2005, 2014 y 2020	14
4.3. Comparación entre las zonas de secano y de regadío	19
5. DISCUSIÓN	21
5.1. Comunidad actual de rapaces y córvidos en un agrosistema representativo de la mitad sur de la Comunidad Foral de Navarra.	21
5.2. Cambios de abundancia de las especies detectadas entre 2005, 2014 y la actualidad	22
5.3. Comparación de la composición en regadíos y secanos.	25
6. CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS	26
7. AGRADECIMIENTOS	27
8. BIBLIOGRAFIA	28
9. ANEXOS	35
I. Ubicación de las cuadrículas UTM de 10x10 donde se han realizado el trabajo de campo y ZECs presentes en el área de estudio.	35
II. Recorridos realizados durante el trabajo de campo en la Zona Media de la Comunidad Foral de Navarra.	36
III. Recorridos realizados durante el trabajo de campo en la Zona de la Ribera de la Comunidad Foral de Navarra	37

RESUMEN

En el presente trabajo se define la comunidad actual de rapaces y córvidos en unos agrosistemas de la mitad sur de Navarra, se compara la composición de 2004, 2015 y 2020 y, se compara la abundancia encontrada en zonas de secano con las zonas de regadío.

Se han identificado 15 especies de rapaces, de las cuales el milano negro el aguilucho lagunero y el cernícalo vulgar han sido las que han mostrado una mayor abundancia media. En el caso de los córvidos, se han detectado 4 especies, siendo la urraca la especie más abundante.

Las variaciones en la abundancia de las distintas especies de rapaces no ha seguido un patrón común. El águila real, águila culebrera, el busardo ratonero y el aguilucho lagunero han mostrado una tendencia positiva, el águila calzada, el aguilucho pálido y el aguilucho cenizo han descendido y el cernícalo vulgar, el milano negro y milano real sufrieron un descenso entre 2005 y 2014 para después aumentar en 2020.

El cuervo y la chova piquirroja han disminuido significativamente, la grajilla mostró una tendencia positiva y la corneja y la urraca se mostraron estables.

Todas las especies, fueron más abundantes en los secanos que en los regadíos.

Los resultados ponen de manifiesto la gran biodiversidad que alojan los agrosistemas, el importante efecto de la transformación del hábitat en la comunidad de rapaces y córvidos de estos ambientes y la necesidad de establecer protocolos de monitorización a largo plazo para poder valorar correctamente el impacto de los usos humanos en la naturaleza.

Palabras clave: Rapaces, córvidos, composición, censo, agrosistemas, cambios de abundancia, regadío, tendencia.

ABSTRACT

In the present work, the current community of raptors and corvids is defined in some agrosystems in the southern half of Navarra, the composition of 2004, 2015 and 2020 is compared and the abundance found in rainfed areas is compared with irrigated areas.

Fifteen species of raptors have been identified, of which the black kite, the marsh harrier and the common kestrel have been the ones that have shown the highest average abundance. In the case of corvids, 4 species have been detected, the magpie being the most abundant species.

The variations in the abundance of the different species of raptors have not followed a common pattern. The golden eagle, the short-toed eagle, the buzzard and the marsh harrier have shown a positive trend, the booted eagle, the pale harrier and the Montagu's harrier have descended and the common kestrel, the black kite and the red kite suffered a decrease between 2005 and 2014 and then increase in 2020.

The raven and the red-billed chough have decreased significantly, the jackdaw showed a positive trend and the crow and the magpie were stable.

All species were more abundant in the drylands than in the irrigated areas.

The results show the great biodiversity that agrosystems host, the important effect of the transformation of the habitat in the community of raptors and corvids in these environments and the need to establish long-term monitoring protocols to be able to correctly assess the impact of the human uses in nature.

Keywords: Raptors, corvids, composition, census, agrosystems, changes in abundance, irrigation, trend

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

La demanda actual de alimento necesaria para abastecer a la población humana, ha sido posible gracias a la expansión y desarrollo de la agricultura. Actualmente, el incremento de la superficie agrícola es considerado como una de las mayores alteraciones antropogénicas a nivel mundial y, existen evidencias, que sugieren que el cambio en estas prácticas son las responsables de una importante pérdida de la biodiversidad (Tejedo, 2008).

La intensificación de la agricultura ha permitido aumentar la productividad por unidad de superficie, pero a su vez, ha introducido nuevas problemáticas como los cambios en los paisajes, amenazas sobre la biodiversidad, degradación de ecosistemas, erosión, cambios en los ciclos de nutrientes y alteraciones en el consumo y calidad del agua (Infocampo, 2013).

La superficie dedicada al uso agrícola ocupa prácticamente el 50% de la superficie terrestre total de Europa, por lo que la gestión de la misma puede tener grandes consecuencias desde el punto de vista de la conservación (Halada et al., 2011). La agricultura tradicional ha hecho de los sistemas agropastoriles uno de los hábitats más biodiversos de toda Europa (Vos y Meeke, 1999; Partel et al., 2005; EEA 2004; Halada et al., 2011), sobre todo los situados en la Península Ibérica (McMahon et al., 2010).

El uso del regadío se ha extendido en los últimos años por la rentabilidad de este tipo de sistema, debido a su elevada producción en una menor superficie. Este cambio conlleva externalidades ambientales negativas como pueden ser la sobreexplotación de los recursos hídricos, la contaminación de aguas por el uso de agroquímicos y la pérdida de biodiversidad (Gómez-Limón et al., 2007)

Por otro lado, la conversión de los sistemas agrarios extensivos en terrenos de regadío implica una gran alteración del paisaje que, sumado al uso de fertilizantes y biocidas provoca daños en los ecosistemas. Esto afecta a la composición y abundancia de especies, habiendo sido considerado el regadío como la mayor amenaza para las aves esteparias por varios autores (Tejedo, 2008).

1.2. La biodiversidad de los agrosistemas

La creciente intensificación de la agricultura llevada a cabo durante las últimas décadas ha tendido a aumentar el tamaño de las parcelas (Fernández et al., 1992; Baessler y Klotz, 2006), con la consiguiente pérdida de linderos y pequeñas manchas de vegetación natural –Figura 1- (Donázar et al., 1993; Petit y Firbank, 2006), lo que ha supuesto una grave pérdida de biodiversidad, (Ormerod et al., 2003) tan importante o más que el cambio climático (Sala et al., 2000; Donald et al., 2002).

Uno de los cambios más importantes y extendidos, es la instauración de nuevos regadíos (Ursua et al., 2005), los cuales llevan asociada una grave simplificación del hábitat, al instaurarse monocultivos (por ejemplo, de maíz), y un claro aumento de la aplicación de productos fitosanitarios, lo que redundará en una caída drástica de los recursos tróficos necesarios para la conservación de las especies ligadas a los agrosistemas extensivos de secano (Ursua et al. 2005).



Figura 1. Ejemplo de campo de maíz y mosaico agrícola de secano tradicional

A nivel español, la superficie dedicada a los cultivos en regadío se ha incrementado notablemente durante los últimos 10 años, lo que ha supuesto una gran modificación en el tipo de cultivos que se llevan a cabo, disminuyendo las hectáreas dedicadas a los cereales de secano mientras que aumenta la superficie destinada al cultivo de hortalizas en un 20% (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2020).

Como consecuencia de estas transformaciones, la población de aves ligadas a los agrosistemas es el grupo que más ha caído según el programa SACRE de SEO-Birdlife (Figura 2). El estudio destaca que los principales factores a los que se puede deber este descenso son: la pérdida del pastoreo extensivo, la escasez de fauna ligada al consumo de excrementos del ganado y, por último, la transformación del territorio hacia ambientes más arbustivos o boscosos. Entre las especies más afectadas se encuentran el alcaudón meridional (*Lanius meridionalis*), la codorniz común (*Coturnix coturnix*), la grajilla occidental (*Coloeus monedula*), el mochuelo europeo (*Athene noctua*), la calandria común (*Melanocorypha calandra*), la curruca rabilarga (*Curraca undata*) y la tórtola común (*Streptopelia turtur*) (Escandell, 2013).

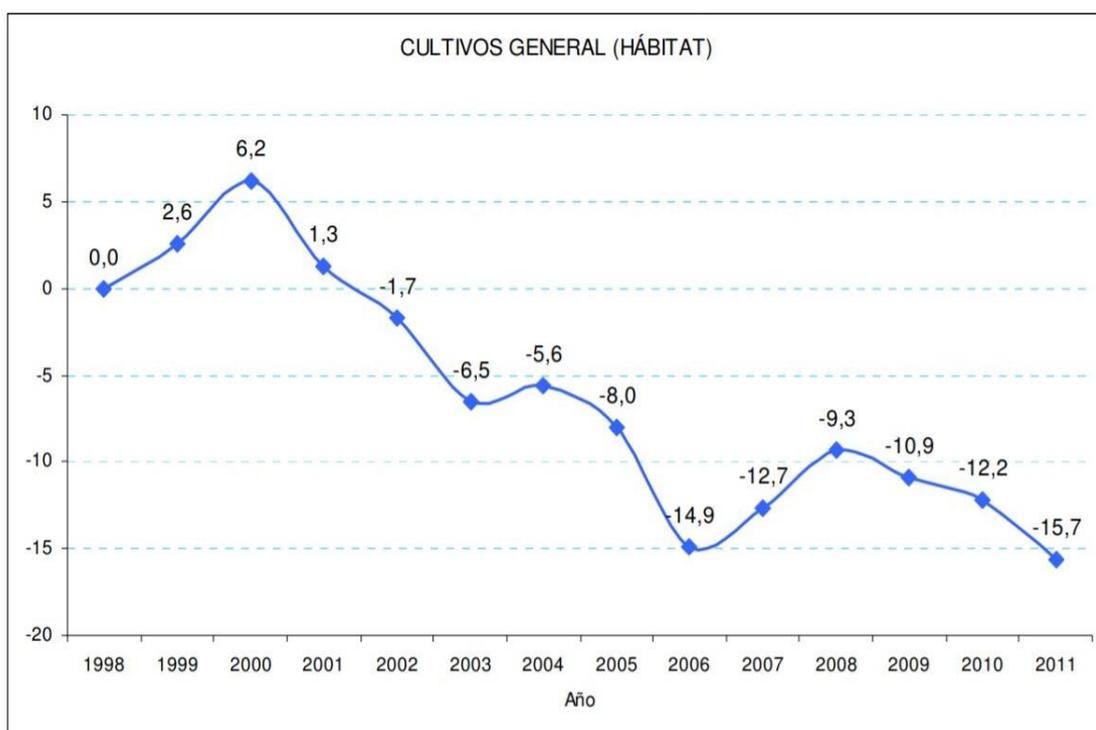


Figura 2. Tendencia de las aves ligadas a medios agrícolas según el programa SACRE

1.3. Las rapaces y córvidos como indicadores

Como depredadores y carroñeros, las rapaces y córvidos desempeñan un papel clave en los ecosistemas (Newton, 1979; Selva, 2004; Web et al., 2004; Sergio et al., 2005). Al estar en la parte alta de las cadenas tróficas, son los primeros en mostrar cambios en el tamaño de su población en respuesta a factores ambientales por lo que pueden ser considerados unos buenos

“centinelas” de la calidad ambiental (Newton et al., 1993, Sergio et al., 2005, 2006, Rattner, 2009). Además, su gran tamaño, fácil identificación y acervo cultural hacen de este grupo de aves una buena opción para despertar el interés del público en general (Web et al., 2004; Kovács et al., 2008, Movalli et al., 2008). A pesar de todo ello, el conocimiento de la tendencia de las poblaciones de estas grandes aves es todavía insuficiente, por lo que los trabajos de seguimiento a largo plazo resultan de vital importancia (Kovacs et al., 2008; Derlink et al., 2018).

A nivel español, no hay un plan de monitorización específico para este grupo de aves (Figuras 3 y 4), sino que se limita a censos puntuales de determinados grupos o especies (Palomino et al., 2011) o datos extraídos del programa SACRE, que no sigue la metodología más apropiada para este grupo de aves (Kovacs et al., 2008).



Figura 3. Macho de aguilucho lagunero sobrevolando un ambiente estepario

2. OBJETIVOS

Teniendo en cuenta estos antecedentes, en el presente trabajo se pretende obtener información que permita dar respuesta a los siguientes puntos:

- Definir la comunidad actual de rapaces y córvidos en un agrosistema representativo de la mitad sur de la Comunidad Foral de Navarra.
- Analizar los cambios de abundancia de las especies detectadas entre 2005, 2014 y la actualidad.
- Comparar la composición encontrada en las zonas de secano con las de regadío.



Figura 4. Busardo ratonero, una rapaz muy frecuente en los agrosistemas

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

El trabajo de campo se ha llevado a cabo en 10 cuadrículas UTM de 10x10 km de la mitad Sur de la Comunidad Foral de Navarra (ver anexo I). Estas cuadrículas se agrupan en dos zonas: la Zona Media de Navarra y la Ribera Tudelana. Ambas zonas presentan un clima mediterráneo, con lluvias escasas y con una fuerte irregularidad intermensual e interanual, con largos períodos en los que no se registra precipitación alguna. La precipitación acumulada media anual no supera los 500 l/m², y es inferior a 400 l/m² en el sur, donde aparece el ambiente estepario. La temperatura media anual varía entre 13,5 y 14,4°C de norte a sur. El viento es otro elemento destacado del Valle del Ebro, siendo el sentido más frecuente de noroeste a sureste. Se trata del llamado cierzo, viento frío y seco. Puede presentarse en cualquier época del año pero es más frecuente en primavera (Figura 5 y 6).

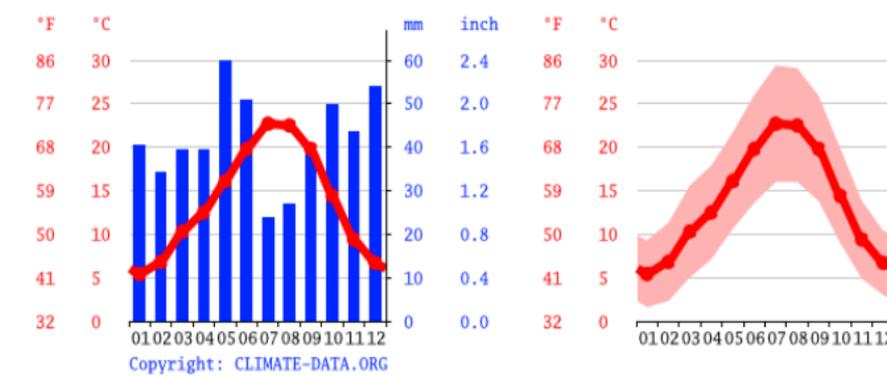


Figura 5. Diagrama ombrotérmico de Tudela. Fuente: climate-data.

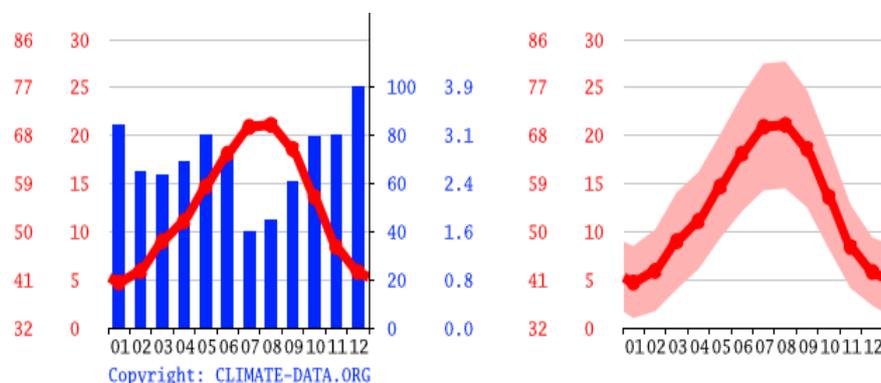


Figura 6. Diagrama ombrotérmico de Artajona. Fuente: climate-data.

En cuanto a la geología, las dos zonas de estudio se encuentran en el macizo del Ebro. En el Oligoceno esta zona quedó cubierta y se depositaron muchos materiales, por ello los depósitos son de gran espesor. Primero se depositaron arcillas, margas y yesos, posteriormente se depositaron conglomerados aportador por el Sistema Ibérico. En el cuaternario, aparecen los glaciares y las grandes terrazas escalonadas.

Estas grandes terrazas han propiciado que el uso del suelo sea eminentemente agrícola, aproximadamente el 47,9% en la Zona Media de Navarra y 60,1% en la Ribera Tudelana (Catastro de Navarra, 2014). Predomina el cultivo de cereal, la viña y el olivo en el secano y los vegetales hortícolas, el maíz y los frutales en el regadío.

La vegetación natural se limita a los sotos de los ríos Arga, Ebro y Queiles, pequeñas formaciones de bosque mediterráneo concentradas en los “cabezos” y manchas de vegetación estepárica establecida principalmente en parcelas de cultivo abandonadas (Figura 7).

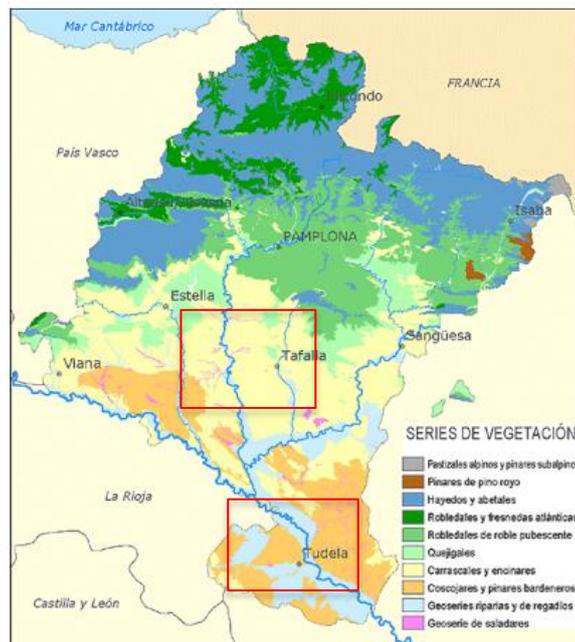


Figura 7: Series de vegetación en la Comunidad Foral de Navarra y localización de las dos áreas de estudio (rectángulos rojos). Fuente: Gobierno de Navarra

Estas formaciones vegetales contienen especies de gran interés y constituyen además Zonas de Especial Conservación a nivel europeo (ZEC ES2200031 “Yesos de la Ribera Estellesa”, ES2200035 “Tramos Bajos del Aragón y del Arga” y ZEC ES2200040 “Río Ebro”) (ver anexo I).

3.2. Censo de rapaces y córvidos

La metodología seleccionada para llevar a cabo el estudio de la comunidad de rapaces y córvidos ha sido el censo desde vehículo (Fuller y Mosher, 1981). Este método ha sido ampliamente utilizado para rapaces (Viñuela, 1999; Bustamante y Seoane, 2004; Cardiel, 2006; Palomino, 2006) y córvidos (Dean y Ollakindia, 2003), resultando muy adecuado en medios abiertos (Palomino y Valls, 2011) como son los agrosistemas donde se desarrolla el presente trabajo. Además, permite censar amplias superficies de terreno con un esfuerzo relativamente reducido (Palomino y Valls, 2011).

Se basa en recorrer unos transectos fijos previamente diseñados que discurren por un hábitat homogéneo y con buena visibilidad a ambos lados (Viñuela, 1999) (ver anexo II y III). En su realización participan dos personas, una que conduce el vehículo a una velocidad constante de 30-40 km/h y otra que va anotando todas las rapaces y córvidos detectados a simple vista o con ayuda de prismáticos (Viñuela, 1999). De cada contacto se registra la especie, el número, el sexo cuando es posible y la coordenada de la localización (Figura 8).

La realización de los mismos se ha concentrado en el mes de junio, de cara a garantizar que especies reproductoras migratorias como el cernícalo primilla (*Falco naumanni*), el aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), el milano negro (*Milvus migrans*), la culebrera europea (*Circaetus gallicus*), el aguililla calzada (*Aquila pennata*) y el alimoche (*Neophron percnopterus*) estén ya establecidas en sus territorios. De tal forma, aseguramos que haya terminado el paso migratorio de especies como el abejero europeo (*Pernis apivorus*) que resulta muy frecuente durante la migración, pero está prácticamente ausente como reproductor en la zona (Elósegui, 1985).

El horario de censo abarcó desde las 9:00 hasta las 12:00, con el fin de cubrir el periodo de máxima actividad de las rapaces y el esfuerzo de muestreo fue de un mínimo de 30 km por cuadrícula UTM10 (Palomino y Valls, 2011), lo que arroja un total de 401.6 km recorridos, repartidos entre 79 transectos.

Cada recorrido fue asignado a la categoría “regadío” o “secano” de acuerdo a la información del uso del suelo descargado de la web de IDENA completado durante el trabajo de campo.

A partir de los datos de campo, se calculó un Índice Kilométrico de Abundancia (IKA) para cada una de las especies en cada recorrido como el cociente entre el nº de ejemplares detectados dividido por la longitud del recorrido en km y multiplicado por 10. De este modo, el IKA estaría representando el número de individuos de una especie por cada 10 km de censo. Esta metodología no da un censo total de la población, pero permite comparar entre zonas y entre distintos momentos.



Figura 8. Cornejas observadas durante los censos

3.3. Análisis de datos

Con los datos de la primavera de 2020 se realizó una estadística descriptiva de la abundancia media de cada especie y su desviación estándar.

La comparación de la abundancia de cada especie en 2005, 2014 y 2020 se analizó dos a dos con el test de U de Mann-Whitney. Para este test se usó como unidad de muestreo el recorrido. El motivo principal por el cual se usó este test fue porque los datos tenían una distribución binomial.

Los datos se compararon dos a dos, principalmente porque no había una distribución continua en los tres años estudiados. También se tuvo en cuenta el episodio de envenenamiento sobre los milanos entre 2005 y 2014 y, la instauración de regadío fundamentalmente a partir de 2016.

También se utilizó este test para comparar entre la abundancia de cada especie en regadío y seco. Todos estos análisis se realizaron con el programa gratuito PAST (Hammer et al., 2011).

4. RESULTADOS

4.1. Comunidad actual de rapaces y córvidos

En el trabajo de campo realizado en 2020 se han identificado un total de 15 especies de rapaces, de las cuales el milano negro, el aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) y el cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) han sido las que han mostrado una mayor abundancia media (Tabla 1).

TABLA 1. ABUNDANCIA MEDIA DE LAS DISTINTAS ESPECIES DE RAPACES		
Especie	IKA medio 2020	DS
Milano negro	3,14	2,91
Aguilucho lagunero	1,79	1,01
Cernícalo vulgar	1,24	0,76
Busardo ratonero	0,69	0,42
Cernícalo primilla	0,48	1,52
Buitre leonado	0,43	0,75
Águila calzada	0,22	0,28
Milano real	0,18	0,36
Mochuelo europeo	0,17	0,53
Águila real	0,16	0,20
Águila culebrera	0,13	0,17
Azor común	0,08	0,17
Aguilucho cenizo	0,06	0,12
Aguilucho pálido	0,06	0,09
Alimoche común	0,02	0,06

En el caso de los córvidos, se han detectado cuatro especies y la urraca (*Pica pica*) ha sido con mucho la especie más abundante (Tabla 2).

TABLA 2. ABUNDANCIA MEDIA DE LAS DISTINTAS ESPECIES DE CÓRVIDOS		
Especie	IKA medio 2020	DS
Urraca común	2,94	3,19
Grajilla europea	0,90	1,66
Corneja negra	0,75	0,78
Chova piquirroja	0,40	0,40

4.2. Cambios de abundancia entre 2005, 2014 y 2020

La abundancia detectada para las distintas especies de rapaces en los 3 años de censo no ha seguido un patrón común. Así pues, el águila real (*Aquila chrysaetos*), águila culebrera, el busardo ratonero (*Buteo buteo*) han mostrado una abundancia similar en los distintos años y, el aguilucho lagunero, ha mostrado una tendencia positiva. El águila calzada, el aguilucho pálido (*Circus cyaenus*) se han mantenido estables y, el aguilucho cenizo, ha sufrido un descenso significativo. Por último, el cernícalo vulgar, el milano negro y milano real (*Milvus milvus*) sufrieron un descenso significativo entre 2005 y 2014 para después aumentar en 2020, también de manera significativa, a excepción del milano real de 2005 a 2014, donde mostró una abundancia similar (Tabla 3 y figuras 9-18).

TABLA 3. ABUNDANCIA DETECTADA PARA LAS DISTINTAS RAPACES				
Test de U de Mann-Whitney	2005-2014		2014-2020	
	Z	p	Z	p
Milano negro	4,24	<0,001	3,43	<0,001
Aguilucho lagunero	2,63	<0,01	2,32	<0,05
Cernícalo vulgar	2,29	<0,05	2,01	<0,05
Busardo ratonero	0,82	>0,05	0,62	>0,05
Águila calzada	1,93	0,052	1,26	>0,05
Milano real	1,14	>0,05	2,1	<0,05
Águila real	0,27	0,052	1,81	0,07
Águila culebrera	1,14	>0,05	0,67	>0,05
Aguilucho cenizo	2,72	<0,01	0,08	>0,05
Aguilucho pálido	0,82	>0,05	0,62	>0,05

En el caso de los córvidos, el cuervo (*Corvus corax*) y la chova piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) han disminuido significativamente, hasta el punto de que el cuervo no llegó a ser siquiera detectado en 2014 ni 2020. La grajilla por el contrario mostró una tendencia muy positiva, si bien este cambio no alcanzó el nivel de significación exigido. Y, por último, la corneja (*Corvus corone*) y la urraca se mostraron estables (Tabla 4 y figuras 19-23).

TABLA 4. ABUNDANCIA DETECTADA PARA LOS CÓRVIDOS				
<i>Test de U de Mann-Whitney</i>	2005-2014		2014-2020	
	Z	p	Z	p
<i>Grajilla europea</i>	0,73	>0,05	1,12	>0,05
<i>Cuervo</i>	2,01	<0,05	0	>0,05
<i>Corneja negra</i>	0,48	>0,05	0,48	>0,05
<i>Urraca común</i>	0,14	>0,05	0,89	>0,05
<i>Chova piquirroja</i>	2,28	<0,05	0,10	>0,05

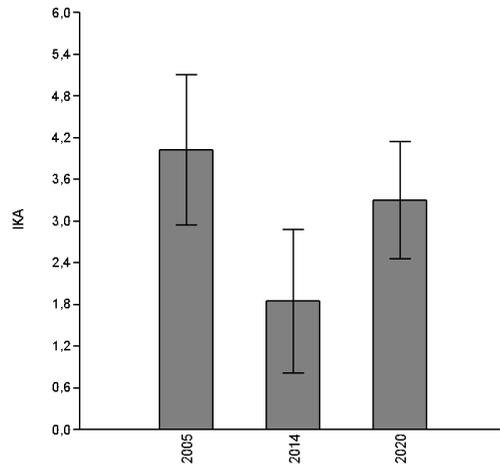


Figura 9. Abundancia milano negro

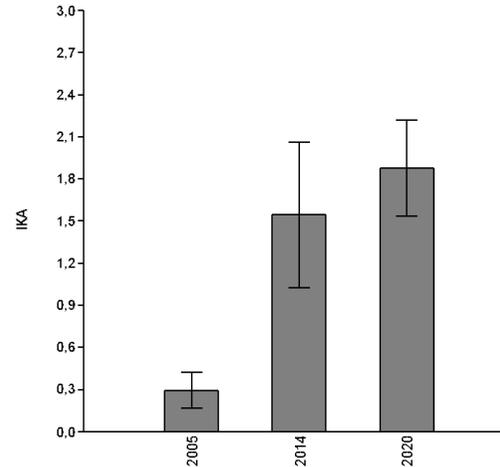


Figura 10. Abundancia Aguilucho lagunero

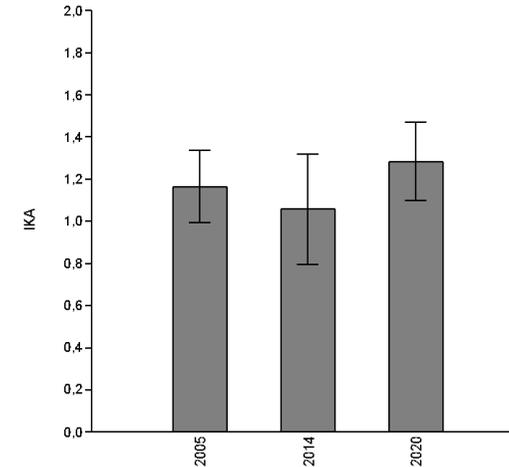


Figura 11. Abundancia Cernícalo vulgar

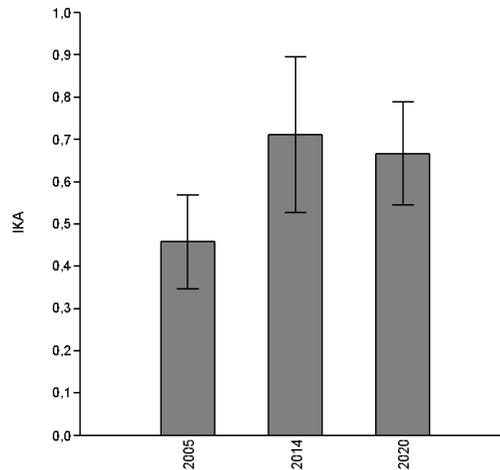


Figura 12. Abundancia busardo ratonero

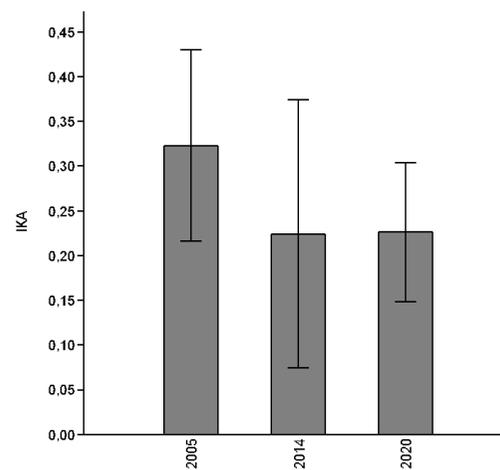


Figura 13. Abundancia águila calzada

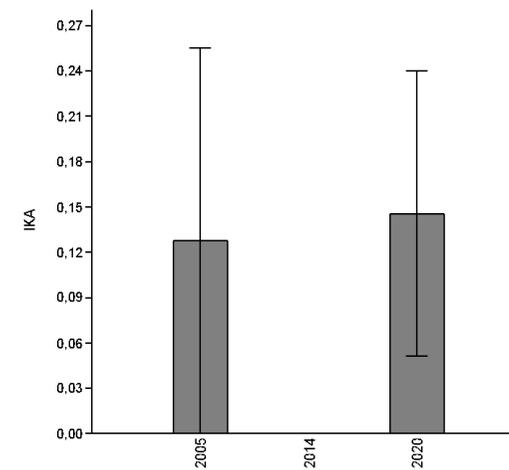


Figura 14. Abundancia milano real

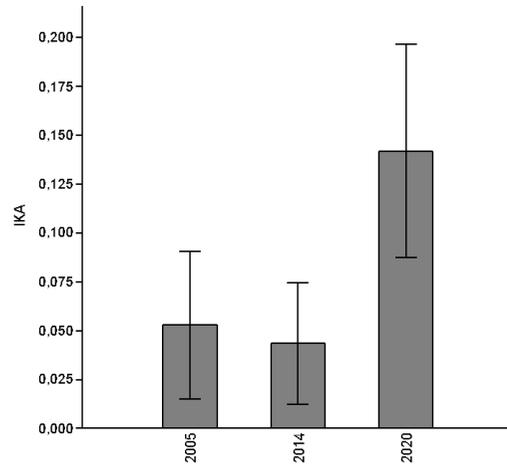


Figura 15. Abundancia águila real

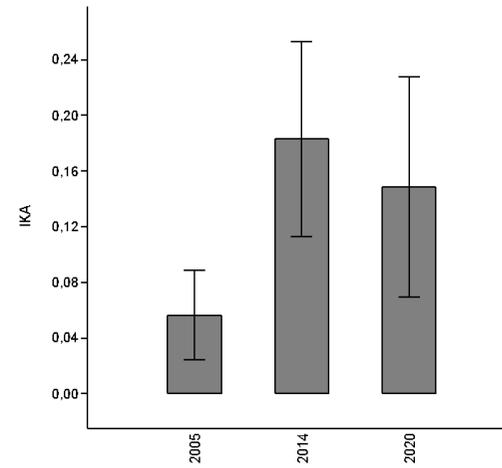


Figura 16. Abundancia águila culebrera

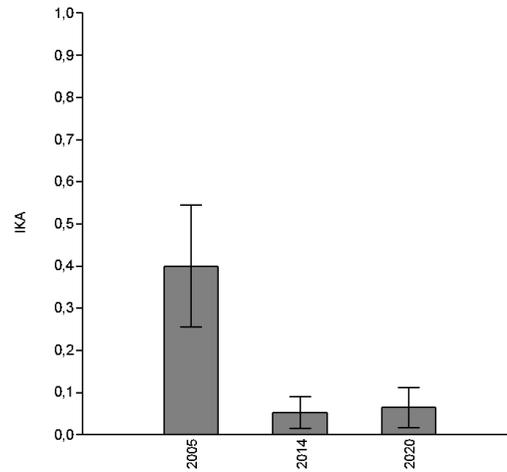


Figura 17. Abundancia aguilucho cenizo

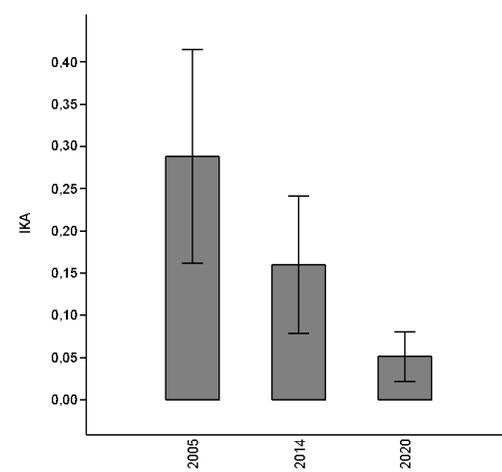


Figura 18. Abundancia aguilucho pálido

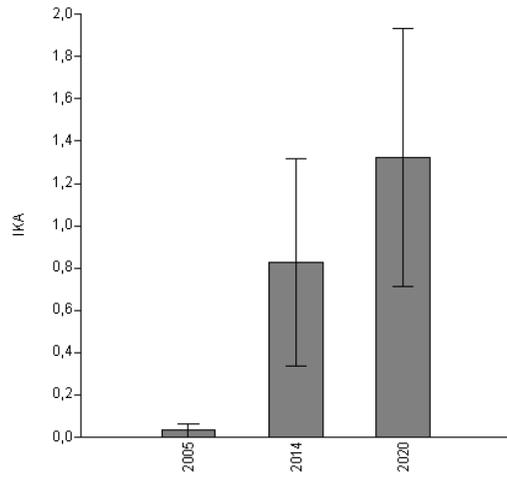


Figura 19. Abundancia grajilla europea

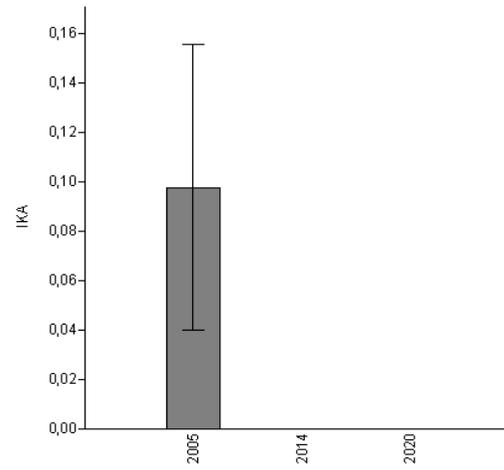


Figura 20. Abundancia cuervo

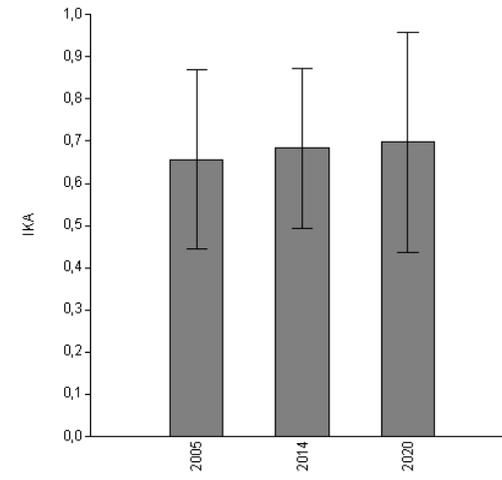


Figura 21. Abundancia corneja negra

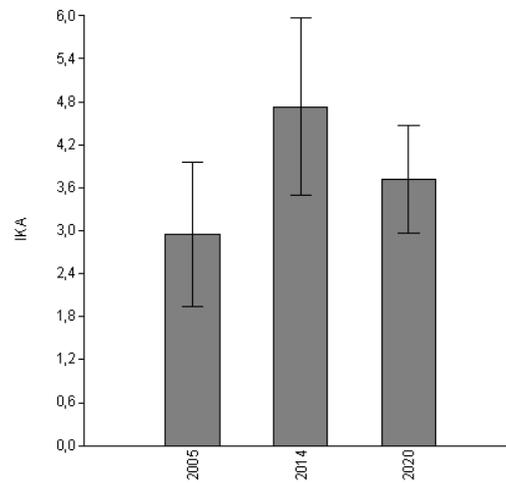


Figura 22. Abundancia urraca común

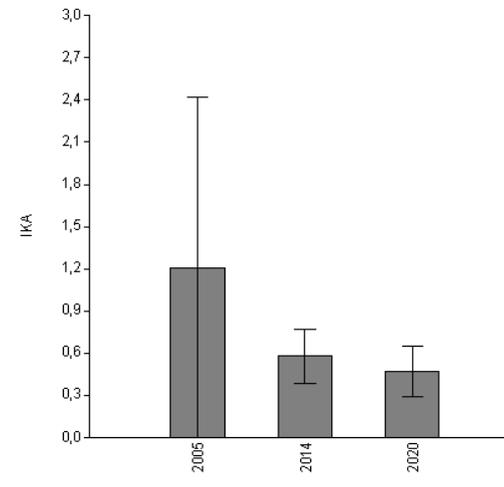


Figura 23. Abundancia chova piquirroja

4.3. Comparación entre las zonas de secano y de regadío

Las especies de rapaces que alcanzaron el nivel de significación exigido para el caso de regadío/secano fueron el aguilucho pálido, el águila culebrera, el cernícalo primilla y el milano negro y de manera residual para el aguilucho cenizo (Tabla 5 y figura 24).

TABLA 5. ABUNDANCIA REGADÍO/SECANO DE LAS RAPACES		
Test de U de Mann-Whitney	Regadío/secano	
	Z	p
Milano negro	-1.17	<0,05
Aguilucho lagunero	-1.22	>0,05
Cernícalo vulgar	-0.48	>0,05
Busardo ratonero	-0.12	>0,05
Cernícalo primilla	-1.76	<0,05
Buitre leonado	-0.98	>0,05
Águila calzada	-1.01	>0,05
Milano real	-0.50	>0,05
Mochuelo europeo	-1.84	>0,05
Águila real	-0.24	>0,05
Águila culebrera	-0.49	<0,05
Azor común	-0.48	>0,05
Aguilucho cenizo	-1.83	0.09
Aguilucho pálido	-1.97	<0,05

En el caso de los córvidos el patrón se repite, con abundancias mayores en los secanos que en los regadíos. Una vez más, estas diferencias no fueron significativas para todas las especies, sino tan sólo para la urraca y la chova piquirroja y de manera residual para la corneja (Tabla 6 y figura 25).

TABLA 6. ABUNDANCIA REGADÍO/SECANO DE LOS CÓRVIDOS		
Test de U de Mann-Whitney	Regadío / Secano	
	Z	p
Grajilla europea	-0.56	>0,05
Cuervo	-1.14	>0,05
Corneja negra	-1.78	0.07
Urraca común	-2.27	<0,05
Chova piquirroja	-2.19	<0,05

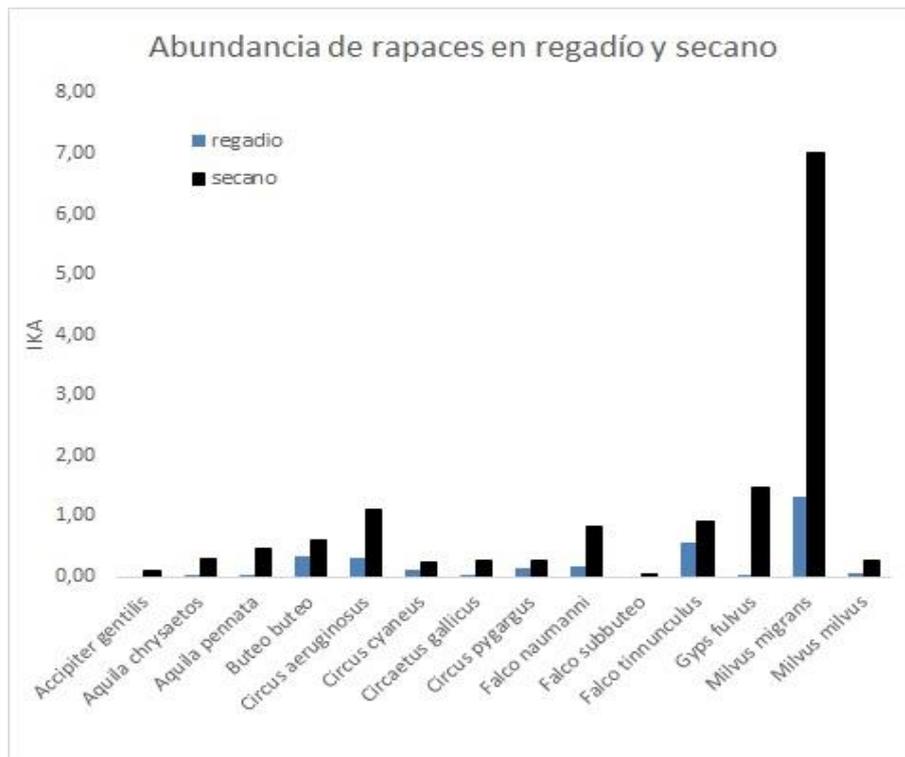


Figura 24. Representación gráfica de las diferencias en abundancia media de cada especie de rapaz en los recorridos de secano y de regadío.

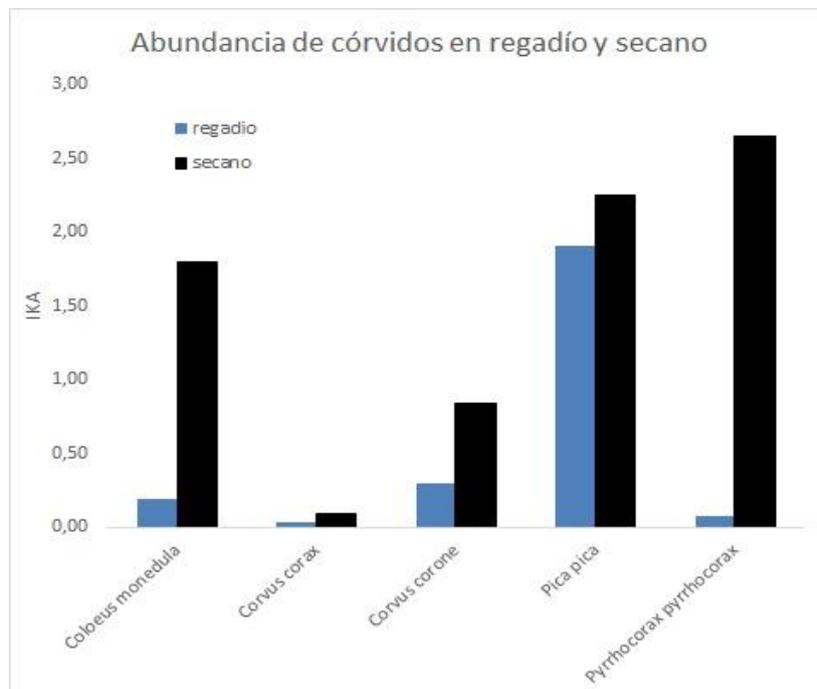


Figura 25. Representación gráfica de las diferencias en abundancia media de cada especie de córvidos en los recorridos de secano y de regadío

5. DISCUSIÓN

El presente trabajo resume los resultados de más de 1200 km de censo divididos en 79 transectos repartidos entre 10 cuadrículas UTM y repetidos en tres años; 2005, 2014 y 2020, lo que supone un tamaño de muestra lo suficientemente grande como para poder dar respuesta a los objetivos planteados.

5.1. Comunidad actual de rapaces y córvidos en un agrosistema representativo de la mitad sur de la Comunidad Foral de Navarra.

Las 15 especies de rapaces identificadas han sido la práctica totalidad de las registradas en la zona de acuerdo al atlas de aves reproductoras (Martín y Del Moral, 2003), salvo el alcotán (*Falco subbuteo*), el halcón peregrino (*Falco peregrinus*) y el águila perdicera (*Aquila fasciata*). La primera de estas tres especies se detectó en el censo de 2014, pero no en el de 2020, lo cual no resulta extraño, ya que la abundancia de este falcónido es muy baja en la zona (Elósegui, 1985). El halcón peregrino cuenta, según el censo (Azkona y Fernández, 2009), con una pareja nidificante en una de nuestras cuadrículas, pero con esta baja densidad, la probabilidad de detectarlo con la metodología seguida en el presente trabajo era francamente baja.

En el resto de especies contactadas, la abundancia registrada en 2020 fue similar a la observada para el conjunto de Navarra durante el Censo Nacional de Rapaces Forestales (Palomino y Valls, 2011) en el cual se siguió la misma metodología. Las mayores diferencias con este trabajo serían la densidad mayor que ha mostrado el milano negro en nuestros muestreos (IKA de 1,69) frente al valor registrado para el total de Navarra (IKA de 0,94) (Palomino y Valls, 2011) y la menor encontrada para el milano real (IKA de 0.05) frente al valor global de Navarra (IKA de 0,74). Este último resultado no debe sorprender, ya que en la Comunidad Foral el milano real se concentra principalmente en la mitad norte de la región (Elósegui, 1985).

En cuanto a la comunidad de córvidos, la composición encontrada en 2020 es también acorde con los datos del Atlas de Aves Reproductoras (Martín y Del Moral, 2003), salvo por la ausencia del cuervo. A pesar de que esta especie no

es demasiado común en la mitad sur de Navarra (Elósegui, 1985), si había sido detectada en el censo de 2005, por lo que su ausencia en los censos de 2020 puede reflejar realmente que la especie ya no está presente o al menos no en densidades relevantes.

5.2. Cambios de abundancia de las especies detectadas entre 2005, 2014 y la actualidad

En cuanto a los cambios registrados entre 2005, 2014 y la actualidad, el resultado más relevante, en relación con las rapaces, es el incremento del aguilucho lagunero, este incremento ya se ha registrado en el monográfico del aguilucho lagunero promovido por SEO/BirdLife. Desde 1990 hasta 2001, la población se duplicó y ahora se vuelve a registrar un incremento importante, siendo Navarra el territorio con el mayor número de parejas (Molina y Martínez, 2008). Este incremento se debe a múltiples factores, desde la protección de los humedales y la prohibición del uso de munición de plomo en los mismos (Molina y Martínez, 2008) hasta la capacidad de adaptación a nuevos hábitat que ha mostrado la especie, siendo cada vez más común la nidificación en campos de cultivo, que en provincias como Badajoz llegan a suponer casi un 30% (MolinayMartínez, 2008).

El aguilucho cenizo a escala nacional, en el estudio realizado por SEO/BirdLife, registra un descenso moderado del año 2006 al 2017, de aproximadamente el 23.27%. Estos datos coinciden con los obtenidos en este trabajo, en el cual se registra el descenso de la población de aguilucho cenizo en Navarra. Como causas de este declive, cabría destacar los cambios en los usos agrícolas y el adelanto de la cosecha de cereal (Arroyo y García, 2007). Teniendo en cuenta que esta especie emplaza su nido en los campos de trigo y cebada, el adelanto de la recogida hace que el número de nidos que puedan ser cosechados en fase de incubación, cuando son menos detectables, sea mucho mayor. También ha podido tener cierta influencia negativa el incremento experimentado por el aguilucho lagunero como reproductor en los campos de cereal, ya que el mayor tamaño de éste, podría estar desplazando a los cenizos de las mejores zonas.

Con el aguilucho pálido sucede algo similar, con un declive de su población del 36-45%. En este caso, al efecto negativo de los cambios agrícolas (Arroyo y García, 2007) hay que sumar la degradación o desaparición de zonas de matorral, donde esta especie tradicionalmente ha criado (Arroyo et al, 2019).

Con respecto al busardo ratonero, en nuestro trabajo hemos detectado cierto incremento, resultado opuesto al declive moderado registrado por el programa SACRE tanto a nivel estatal como en la región mediterránea norte que incluye Navarra (Escandel y Escudero, 2019), pero similares a la estabilidad que muestra a nivel europeo (Birdlife International, 2020).

Algo similar sucede con el águila culebrera, que se ha incrementado en nuestros muestreos pero que sigue una tendencia negativa a nivel estatal (Escandel y Escudero, 2019). Sin embargo, los censos más específicos realizados en Cataluña coinciden con los nuestros al obtener un incremento de sus poblaciones (Estrada et al. 2004).

En el caso del águila calzada, sucede lo contrario, con un descenso detectado en nuestros censos que choca con la tendencia positiva registrada tanto en el programa SACRE (Escandel y Escudero, 2019), como en trabajos más específicos llevados a cabo en Cataluña (Estrada et al. 2004) e incluso Navarra (Fernández y Gainzarain, 2006). Estas diferencias pueden deberse a que esta especie es muy dependiente de las masas forestales (García de Dios, 2017), que están poco representadas en los agrosistemas donde hemos llevado a cabo los censos del presente trabajo, de ahí que la tendencia en este hábitat subóptimo pueda ser diferente a la global.

Respecto al águila real, en este trabajo se ha registrado un incremento de esta especie en el territorio estudiado. Estos resultados coinciden con los presentados en el monográfico sobre el águila real, en el cual se detectaba una gran expansión en las últimas tres décadas, tanto en número como en distribución geográfica (Del Moral, 2009). En nuestra zona de estudio el incremento puede ser el reflejo de la reciente colonización por parte del águila real de los pinares de repoblación de *Pinus halepensis* que aportan un sustrato de nidificación alternativo a los cortados (Fernández y Azkona 2009).

El caso del milano negro y el milano real son similares aunque a distinta escala. Ambas especies disminuyeron significativamente entre los censos de 2005 y 2014 para posteriormente aumentar en el censo de 2020. Estos cambios están probablemente relacionados con un episodio de envenenamiento masivo acontecido en 2012 en una de las cuadrículas muestreadas que soportaba una importante fracción de ambas especies en la zona (Noticias de Navarra, 2020). Este fatal acontecimiento pudo suponer una gran pérdida de ejemplares reproductores de ambas especies, pero las medidas compensatorias establecidas tras el mismo, con veda de diversos acotados, restricciones de movilidad en los puntos de nidificación y aportes suplementarios de alimento, parecen haber conseguido revertir en parte la caída.

Por último, los cambios registrados en la población de cernícalo vulgar, con un descenso entre 2005 y 2014 y un aumento entre 2014 y 2020, podrían estar reflejando las oscilaciones en la abundancia de roedores, principalmente los topillos mediterráneo (*Microtus duodecimcostatus*) y campesino (*Microtus arvalis*), más que una tendencia general real.

Respecto a los córvidos, los cambios más relevantes han sido el descenso de las dos especies catalogadas; la chova piquirroja y el cuervo, y el fuerte incremento de la grajilla.

La caída de las poblaciones de chova, la tendencia detectada en el presente trabajo coincide con el descenso identificado tanto a nivel estatal (Blanco, 2004), como a nivel europeo (Birdlife international. 2020). Las causas de este declive son múltiples, pero la intensificación de la agricultura con la instauración de nuevos regadíos es uno de los más relevantes (Blanco, 2004).

En el caso del cuervo resulta sorprendente, ya que la tendencia de esta especie es claramente positiva tanto a nivel estatal como europeo (Birdlife international 2020). Esta diferencia puede tener una explicación similar a la descrita para el águila calzada, ya que los agrosistemas en los que se ha llevado a cabo el presente trabajo carecen de cortados o grandes masas forestales, que son los puntos más adecuados para la nidificación de esta

especie (Zuberogoitia, 2011), por lo que la pérdida de unas pocas parejas puede conllevar la práctica desaparición de la especie de las cuadrículas muestreadas.

Con la grajilla sucede lo contrario, que en nuestros censos muestra una clara tendencia positiva mientras que a nivel estatal parece estar disminuyendo (Soler, 2014; Escandell y Escudero, 2019). El carácter gregario de esta especie puede estar detrás de esta diferencia, ya que el asentamiento de unas pocas nuevas colonias, puede hacer aumentar mucho la abundancia relativa de la misma en la zona (Soler, 2014).

Por último, la corneja y la urraca se mostraron estables, resultado similar al registrado en el programa SACRE a nivel estatal (Escandell y Escudero, 2019).

5.3. Comparación de la composición en regadíos y secanos.

En este último apartado hay poco que discutir, ya que la comparación entre los recorridos que discurren por regadíos y secanos ha puesto de manifiesto cómo éstos últimos cuentan con una comunidad mucho más importante tanto de rapaces como de córvidos. De hecho, todas las especies con abundancias significativas fueron más abundantes en los secanos que en los regadíos.

El impacto de la instauración de nuevos regadíos ha sido objeto de profundos estudios (Ursua et al., 2005; Traba y Morales, 2019), los cuales coinciden en el efecto negativo de este cambio, no sólo directamente por el cambio de cultivo, sino también porque la instauración de nuevos regadíos implica el abandono del sistema de barbecho, el cual resulta de vital importancia para la conservación de la biodiversidad (Sanderson et al., 2013; Traba y Morales, 2019).

No sería descabellado afirmar que el descenso detectado en el presente trabajo para varias especies como los aguiluchos cenizo y pálido o la chova piquirroja estuviesen estrechamente relacionados con la instauración de nuevos regadíos en Navarra durante los años 2007-2008 y 2016-2018.

6. CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS

Vistos los resultados del presente trabajo y, después de haber consultado la bibliografía existente, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. La mayoría de las rapaces muestran una composición actual similar a la recogida por Palomino y Valls durante el Censo Nacional de Rapaces Forestales. Respecto al trabajo anteriormente mencionado, destaca el aumento en la densidad del milano negro y el descenso del milano real.
2. Respecto a los córvidos, todos muestran una composición actual similar a la descrita por Martín y del Moral, salvo el cuervo que no ha sido detectado en la zona de estudio.
3. En cuanto a los cambios de abundancia registrados por las rapaces durante los 3 años de censo (2005-2014 y 2020), destacan el aguilucho lagunero, el milano real, el cernícalo vulgar, el milano negro y el aguilucho cenizo.
4. Respecto a los córvidos, la especie que ha sufrido un descenso significativo es la chova piquirroja, especie catalogada. El motivo del descenso es, fundamentalmente, la intensificación de la agricultura.
5. Todas las especies han mostrado mayor abundancia en los recorridos de secano que en los de regadío, aunque no todos los cambios de abundancia fueron significativos. Por ello, parece evidente que la instauración del regadío provoca efectos negativos sobre las comunidades de aves.
6. Parece evidente que los cambios que se están produciendo en los últimos años relativos a los cambios de usos del suelo y los cambios de secano a regadío están afectando a las especies ligadas a agrosistemas.

Estos cambios no deberían pasar desapercibidos. Las rapaces y córvidos son claves en los ecosistemas, siendo considerados buenos indicadores. Dichas especies son las primeras en mostrar respuestas a los factores ambientales, por ello, es importante prestar especial atención a los cambios de densidad y distribución que presentan, ya que nos indican el estado de los distintos ecosistemas que frecuentan.

7. AGRADECIMIENTOS

Me gustaría presentar mis agradecimientos a la persona que ha actuado como mi tutor académico, Diego Villanúa Inglada. Gracias por la oportunidad que me has dado, por la confianza que has depositado en mí y por haberme enseñado tanto en tan poco tiempo. También me gustaría agradecer a Eugenio Molina Navarro toda la ayuda que me ha brindado. Por último, agradecer a Salvador Rebollo de la Torre la posibilidad de hacer este trabajo.

8. BIBLIOGRAFIA

Arroyo, B., García, J. (2007) El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población en 2006 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Arroyo, B., Molina, B., del Moral, J.C. (2019) El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población reproductora en 2017 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Azkona, O., Fernández, C. (2009) El halcón peregrino en Navarra. En: del Moral, J. C. (eds), El halcón peregrino en España. Población reproductora en 2008 y método de censo, pp. 146. SEO/BirdLife. Madrid

Baessler, C., Klotz, S. (2006) "Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years". *Agric. Ecosyst. Environ.* 115, pp. 43–50.

BirdLife International (2020) IUCN Red List for birds. [En línea]. Disponible en: <<http://www.birdlife.org>> [Consultado (08/12/2020)].

Blanco, G. (2004) Chova piquirroja, *Pyrhocorax pycchocorax*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C (eds.) Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/Birflife, Madrid.

Bustamante, J., Seoane, J. (2004) Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in Southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography*, 31, pp. 295-306.

Cardiel, I. (2006) El milano real en España. II Censo Nacional (2004). Seguimiento de Aves: Monografía n.º 5. SEO/BirdLife. Madrid.

Catastro de Navarra, 2014. Ponencias de valoración. [pdf] Disponible en: <<https://catastro.navarra.es/ponencias/38.pdf>> [Consultado 22 noviembre 2020].

Climate-data.org. Diagramas ombrotérmicos de Tudela y Artajona (Comunidad Foral de Navarra). [Imagen en línea]. Disponible en: <<https://en.climate-data.org/>> [Consultado 06 noviembre 2020].

Dean, J. y Ollakindia A. (2003). Población y distribución invernal de la Corneja (*Corvus corone*) en Navarra. [En línea]. Anuario Ornitológico Digital de Navarra. Disponible en:

<<https://sites.google.com/site/scngorosti/Home/secciones/seccion-de-zoologia/ornitologia/anuario-ornitologico-de-navarra/articulo2>> [Consultado el 01 noviembre 2020].

Deán, J.I. (2015) Resultados por comunidades autónomas y provincias. Navarra. En: Molina, B. (eds.) El milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo, pp. 139-144 y 209-212. SEO/BirdLife. Madrid.

Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Derlink, M., Wernham, C., Bertoncelj, I., Kovács, A., Saurola, P., Duke, G., Movalli, P., Vrezec, A. (2018) A review of raptor and owl monitoring activity across Europe: its implications for capacity building towards pan-European monitoring, *Bird Study* 65 (1), pp. 4-20.

Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D., Pain, D.J. (2002). The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ*, 89, pp. 167–182.

Donázar, J.A., Negro, J.J. and Hiraldo, F., (1993). Foraging habitat selection, land use changes and population decline in the Lesser Kestrel. *J. Appl. Ecol.* 30, pp. 515–522.

EEA (2004) High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. EEA Report No 1/2004. EEA, Copenhagen.

Elosegui, J. (1985) Navarra. Atlas de aves nidificantes. CAJA DE AHORROS DE NAVARRA, 32.

Escandell, V. (2013) Las aves agrarias sufren su propia crisis. Área de seguimiento de aves de SEO/BirdLife 13, pp. 26-27.

Escandell, V., Escudero, E. (2019) Tendencia de las aves en primavera. Programas de Seguimiento de Avifauna y Grupos de trabajo.

Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L., Herrando, S. (2004) Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002. Institut Català d'Ornitologia (ICO) y Lynx Edicions. Barcelona.

Fernández, C., Azkona, P. (2006) El águila perdicera en Navarra. En: del Moral, J. C (eds), El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo., pp. 120. SEO/BirdLife. Madrid.

Fernández, J. M., Gainzarain, J. A. (2006) Tendencias poblacionales recientes de la avifauna del País Vasco y de Navarra, según las variaciones de su distribución. En: Fernández, J. M. (eds), Actas del Encuentro de Ornitología en Álava, pp. 26-40. Diputación Foral de Álava. Vitoria.

Fernández, R., Martín, A., Ortega, F., Ales, E.E., (1992) Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW Spain (1950–1984). *Landscape Ecol.* 7, pp. 3–18.

Fuller, M. R., Mosher, J. A. (1981) Methods to detecting and counting raptors: a review. En: Ralph, C. J., Scott, J. M. (eds.), *Estimating Numbers of Terrestrial Birds. Studies in Avian Biology* nº 6, pp. 235-246. Cooper Ornithological Society. San Francisco.

García de Diós, I. (2017) El águila calzada. Monografías Zoológicas - Serie Ibérica - Volumen 5, Tundra ediciones.

Gómez-Limón, J.A., Berbel, J., Gutiérrez, C. (2007) Multifuncionalidad del regadío: Una aproximación empírica. DOC.TRABAJO.

Halada, L., Evans, D., Romao, C., Petersen J.E. (2011) Which habitats of European importance depend on agricultural practices?. *Biodivers Conserv* (2011), 20 pp. 2365–2378.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., P. D. Ryan, (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), pp. 9.

Infocampo, 2013. Las consecuencias de la intensificación agrícola bajo la lupa. [En línea]. 10 de mayo Disponible en: <<https://www.infocampo.com.ar/las-consecuencias-de-la-intensificacion-agricola-bajo-la-lupa/>> [Consultado el 13 de enero de 2021].

Kovács, A., Mammen, U.C.C., Wernham, C. (2008) European monitoring for raptors and owls: State of the art and future needs. *Ambio*, 37, pp. 408–412.

Martí, R., del Moral, J. C. (2003) Atlas de las aves reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente – SEO /BirdLife

Martinez-Padille, J. (2012) Cernícalo vulgar - *Falco tinnunculus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M.B. (eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid [En línea]. Disponible en: <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consultado el 04 noviembre 2020].

McMahon, B.J., Giralt, D., Raurell, M., Brotons, L., Bota, G. (2010) Identifying set-aside features for bird conservation and management in northeast Iberian pseudo-steppes. *Bird Study* (2010), 57, pp. 289–300.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2020) [En línea]. Disponible en: <<https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/esyrce/>> [Consultado el 05 noviembre 2020].

Molina, B., Martínez, F. (2008) El aguilucho lagunero en España. Población en 2006 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Movalli, P., Duke, G., Osborn, D. (2008) Monitoring for and with raptors in Europe. *Ambio*, 37, pp. 395–396.

Newton I., Wyllie, I., Asher A. (1993) Long-term trends in organochlorine and mercury residues in some predatory birds in Britain. *Environ. Pollut*, 79, pp. 143–151.

Newton, I. (1979) Population Ecology of Raptors. T. & A.D. Poyser, Berkhamstead.

Noticias de Navarra (2020) [En línea]. Disponible en: <<https://www.noticiasdenavarra.com/actualidad/sociedad/2019/05/16/tres-condenados-prision-envenamiento-masivo/829757.html>> [Consultado el 10 de noviembre 2020].

Ormerod, S.J., Marshall, E.J.P., Kerby, G., Rushton, S.P., (2003) Meeting the ecological challenges of agricultural change: editor's introduction. *J. Appl. Ecol.* 40, pp. 939–946.

Palomino, D. (2006) El milano negro en España. I censo nacional (2005). Seguimiento de Aves: Monografía n.º 11. SEO/BirdLife. Madrid.

Palomino, D., Valls, J. (2011) Las rapaces forestales en España. Población reproductora en 2009-2010 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Partel, M., Bruun, H.H., Sammul, M. (2005) Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. En: Lillak R, Viiralt R, Linke A, Geherman V (eds): Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European

Petit, S., Firbank, L., (2006) Predicting the risk of losing parcels of semi-natural habitat to intensive agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115, pp. 277–280.

Rattner, B.A. (2009) History of wildlife toxicology. *Ecotoxicology*, 18, pp. 773–783.

Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., (2000) Global diversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, pp. 1770–1774.

Santos, T. y Tellería, J.L. (1981) El método de conteo de aves desde vehículo. Un ejemplo en el sistema central. *Cuad. Invest. Biol.*, 2, pp. 27-37.

Selva, N. (2004) The role of scavenging in the predator community of Białowieża Primeval Forest (Poland). Ph.D. thesis. US, Sevilla.

Sergio F., Newton I., Marchesi L., & Pedrini P. (2006) Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *J. Appl. Ecol.* 43, pp. 1049–1055.

Sergio, F., Newton, I. & Marchesi, L. (2005) Top predators and biodiversity. *Nature*, 436, pp.192–192.

[Series de vegetación de Navarra] nd [imagen en línea] Disponible en: <www.cfnavarra.es/agricultura> [Consultado el 12 de enero de 2021]

Soler, M. (2014). Grajilla – *Corvus monedula*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid [En línea]. Disponible en: <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consultado el 12 de noviembre de 2020].

Stupino, Iermanó, Gargoloff, Bonicatto. (2014) Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. pp. 131-155. . Univeridad Nacional de la Plata.

Tejedo, P (2008) Impacto de la intensificación agraria sobre la biodiversidad. Implicaciones para una gestión agrícola sostenible. CONAMA.

Ursúa, E., Serrano, D., Tella, J.L. (2005). Does land irrigation actually reduce foraging habitat for breeding lesser kestrels? The role of crop types. *Biological Conservation*, 122, pp. 643–648.

Viñuela, J. (1999) Censo y distribución de la población reproductora. En, J. Viñuela, R. Martí y A. Ruiz (eds.), *El milano real en España*, pp. 21-80. SEO/BirdLife. Madrid.

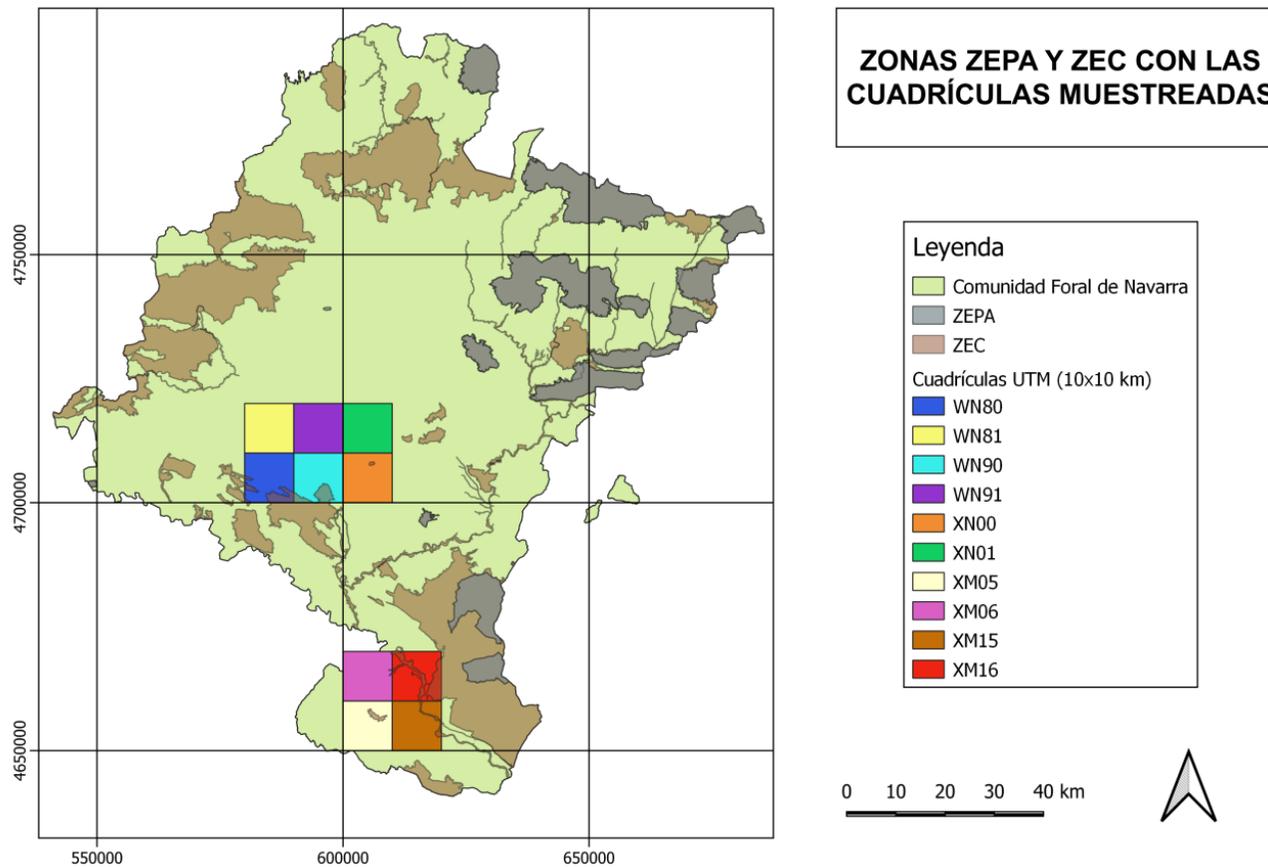
Vos, W., Meekes, H. (1999) Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning*, 46, pp. 3–14.

Webb, W., Boarman, W., Rottenberry J. (2004) Common raven juvenile survival in a human-augmented landscape. *Condor*, 106, pp. 517–528.

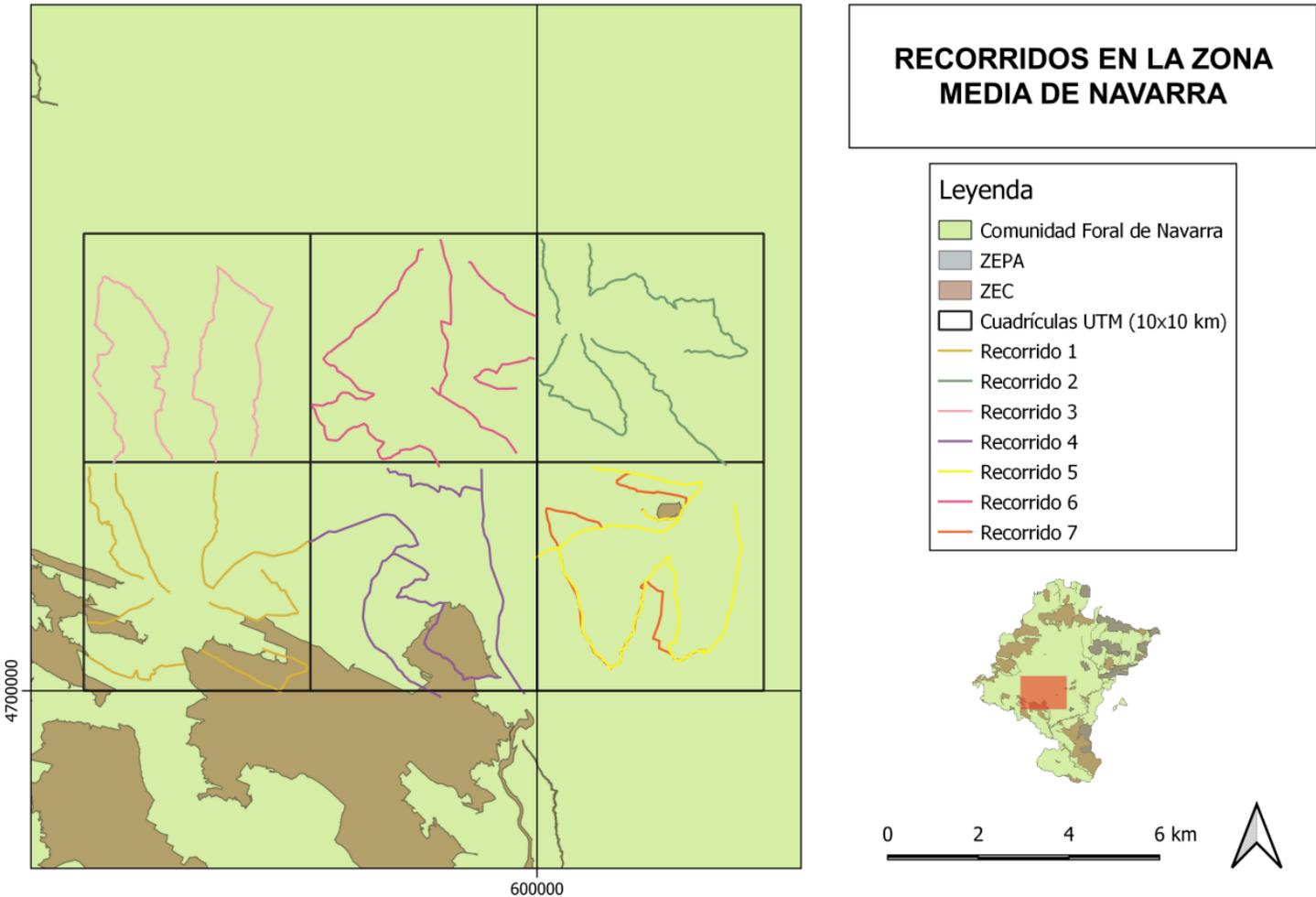
Zuberogoitia, I. (2011) Breeding population of common raven *Corvus corax* (L., 1758) in Bizkaia. *Munibe (Ciencias Naturales-Natur Zientziak)*, 59, pp. 111-114.

9. ANEXOS

I. Ubicación de las cuadrículas UTM de 10x10 donde se han realizado el trabajo de campo y ZECs presentes en el área de estudio.



II. Recorridos realizados durante el trabajo de campo en la Zona Media de la Comunidad Foral de Navarra.



III. Recorridos realizados durante el trabajo de campo en la Zona de la Ribera de la Comunidad Foral de Navarra

